

DISTRIBUCIÓN Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS PECES DULCEACUÍCOLAS DEL RÍO GUADALQUIVIR

PRINCIPALES ÁREAS FLUVIALES
PARA SU CONSERVACIÓN



*Carlos Fernández-Delgado / Pedro A. Rincón / Lucía Gálvez-Bravo
/ Ramón J. De Miguel / Francisco J. Oliva-Paterna / Raquel Moreno-
Valcárcel / Enrique Pino / Alejandro Ramiro / Javier P. Peña*



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACION
Y MEDIO AMBIENTE

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL GUADALQUIVIR



UNIVERSIDAD DE CORDOBA



JUNTA DE ANDALUCÍA
CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE
Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

DISTRIBUCIÓN Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS PECES DULCEACUÍCOLAS DEL RÍO GUADALQUIVIR

PRINCIPALES ÁREAS FLUVIALES PARA SU CONSERVACIÓN

Carlos Fernández-Delgado

Pedro A. Rincón

Lucía Gálvez-Bravo

Ramón J. De Miguel

Francisco J. Oliva-Paterna

Raquel Moreno-Valcárcel

Enrique Pino

Alejandro Ramiro

Javier P. Peña





**datos
abiertos**

Aviso Legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser utilizados, citando la fuente y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Coordinación editorial:

Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Autores

Dr. Carlos Fernández-Delgado
Dr. Pedro Antonio Rincón Cinca
Dr. Ramón J. De Miguel Rubio
Ldo. Enrique Pino Martínez
Ldo. Alejandro Ramiro
Barrantes
Ldo. Javier Pablo Peña Navarro
Lda. Raquel Moreno Valcárcel

Grupo de Investigación *Aphanis*
Universidad de Córdoba
carlos.fdelgado@uco.es

Dra. Lucía Gálvez Bravo

Natural Sciences and Psychology,
Liverpool John Moores University,
James Parsons Building, Byrom
Street, Liverpool, L3 3AF (UK)
L.I.GalvezBravo@ljmu.ac.uk

Dr. Francisco J. Oliva Paterna

Departamento de Zoología y
Antropología Física
Universidad de Murcia
fjolina@um.es

Fotografías:

Grupo de Investigación *Aphanis*

Diseño e impresión:

Artes Gráficas Servigraf, S. L.



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN
Y MEDIO AMBIENTE

CONFEDERACIÓN
HIDROGRÁFICA
DEL GUADALQUIVIR

Edita:

© Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado:

<http://publicacionesoficiales.boe.es>

NIPO: 285-14-001-0

Depósito Legal: SE 2613-2013

Sevilla, 2014

AGRADECIMIENTOS

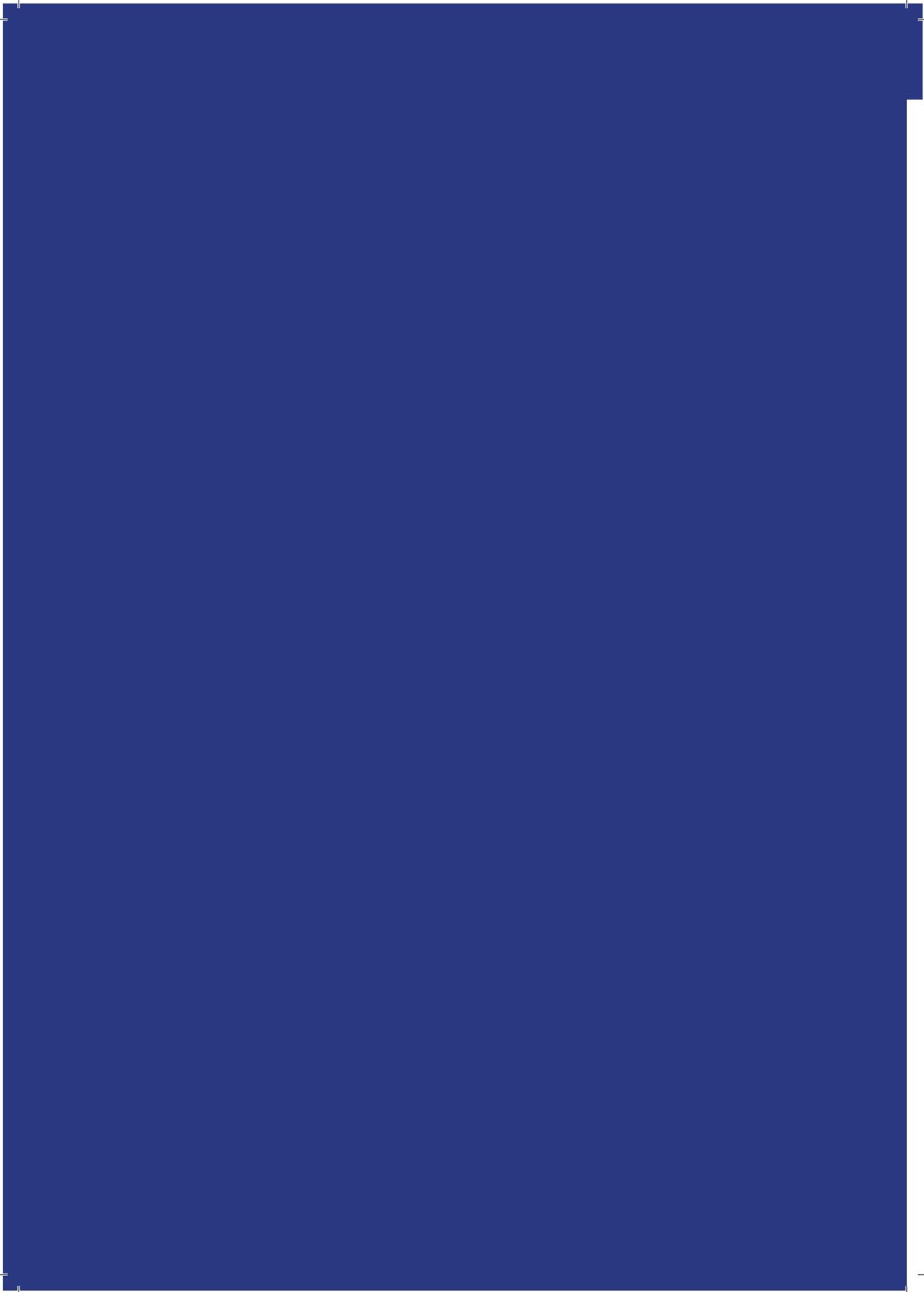
Un estudio de cinco años, como el que aquí se expone, donde ha primado el trabajo de campo, obliga necesariamente a agradecer en primer lugar a todas aquellas personas que nos facilitaron el tránsito y acceso a las zonas de estudio: guardas particulares, propietarios de fincas, Guardia Civil y muy especialmente los Agentes Forestales nos ayudaron en todo momento con su información y conocimiento del terreno a las duras labores del muestreo de peces.

La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía financiaron los cinco proyectos sobre los que se basa el presente trabajo. Sus técnicos estuvieron en todo momento dispuestos a ayudar y echar una mano para solventar los problemas y suministrar la información solicitada.

Muchas gracias a todos.



ÍNDICE



I. INTRODUCCIÓN	13
II. CUENCA DEL GUADALQUIVIR	17
III. METODOLOGÍA UTILIZADA.....	35
IV. CATÁLOGO DE LAS ESPECIES CAPTURADAS.....	47
IV.1. Especies autóctonas sedentarias	53
IV.2. Especies autóctonas migradoras catádromas.....	67
IV.3. Especies autóctonas migradoras potádromas.....	73
IV.4. Especies alóctonas sedentarias.....	77
IV.5. Especies alóctonas migradoras potádromas.....	89
V. DIVERSIDAD Y RIQUEZA DE ESPECIES.....	99
V.1. Diversidad y riqueza por subcuencas.....	101
V.1.1. Margen derecha	105
V.1.2. Margen izquierda.....	106
V.1.3. Discusión.....	107
V.2. Diversidad y riqueza por tipos de ríos.....	108
V.2.1. Margen derecha	109
V.2.2. Margen izquierda.....	112
V.2.3. Discusión.....	114
V.3. Diversidad y riqueza por orden del tramo.....	115
V.3.1. Margen derecha	115
V.3.2. Margen izquierda.....	119
V.4. Relaciones entre riqueza y diversidad.....	123
V.4.1. Análisis de los factores que determinan la diversidad de peces en la cuenca.....	123
V.4.2. Resultados margen derecha.....	133
V.4.3. Resultados margen izquierda.....	141
V.4.4. Discusión.....	146
VI. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES.....	149
VI.1. Resultados margen derecha.....	152
VI.2. Resultados margen izquierda.....	155
VII. TRAMOS FLUVIALES SIN PECES.....	159
VII.1. Tramos sin peces con aguas de buena calidad.....	165
VII.2. Tramos sin peces con aguas residuales.....	170
VII.3. Tramos secos.....	173

VIII. APLICACIÓN DE CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (UICN) A LOS PECES FLUVIALES AUTÓCTONOS DE LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR.....	175
VIII.1.- Resultados.....	185
VIII.2.- Categorías UICN propuestas.....	212
IX. PRINCIPALES ÁREAS FLUVIALES PARA PROTEGER LAS COMUNIDADES DE PECES AUTÓCTONOS EN LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR.....	217
IX.1. Modelos de presencias de las especies mejor representadas.	224
IX.2. Especies de interés especial.....	234
IX.3. Valor de Conservación (VA).....	235
IX.4. Áreas prioritarias.....	238
X. COMENTARIOS	245
XI. BIBLIOGRAFÍA.....	253
ANEXO.....	265

PRÓLOGO

En la actualidad existe una política de aguas basada en la gestión de los recursos desde una perspectiva integral e integradora, donde calidad y cantidad van de la mano y donde sostenibilidad y desarrollo comparten el mismo camino.

Durante décadas, las políticas de gestión del agua se han configurado en consonancia con el desarrollo socioeconómico de cada territorio. El progresivo crecimiento de la población y el desarrollo agrícola e industrial que se ha ido produciendo a lo largo del siglo XX han marcado los criterios de gestión de los recursos hídricos.

Esta tendencia ha tenido un evidente reflejo en la cuenca hidrográfica del Guadalquivir, donde la gestión del agua ha sido un elemento clave en el proceso de desarrollo económico y social.

Este enfoque ha caracterizado los modelos de gestión impulsados por las confederaciones hidrográficas desde sus orígenes. La ejecución de grandes infraestructuras para el almacenamiento de agua, las presas y embalses, han permitido la puesta en riego de extensos territorios de cultivos que hasta el momento eran de secano o se encontraban baldíos.

En este sentido, el principal objetivo de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir ha sido facilitar la disponibilidad del agua necesaria para atender una demanda creciente, aumentando los recursos regulados para evitar la escasez permanente o transitoria.

Hoy día trabajamos en un nuevo desafío, que consiste en hacer compatible la sostenibilidad de los recursos hídricos con el desarrollo buscando un equilibrio entre medio ambiente, economía y sociedad.

La mejora de la gestión de los recursos hídricos y su administración exige satisfacer las necesidades sin dejar a un lado la importancia de la calidad del agua, aplicando un mejor conocimiento de la misma, de manera que se adopten las medidas adecuadas para su rehabilitación y para su protección. Estos criterios fueron recogidos por la Unión Europea en la Directiva Marco del Agua, 2000/60/CE, lo que supuso una transformación directa en los objetivos de la planificación hidrológica.

La aplicación de la Directiva Marco del Agua, y el desarrollo del Anexo V sobre el estado de las masas de agua superficiales y subterráneas en particular, han propiciado el estudio de determinados organismos o elementos de calidad biológica con el fin de asegurar y establecer con precisión el estado ecológico de las masas de agua en ríos y embalses.

Teniendo por objetivo un buen uso de estos nuevos elementos indicadores de calidad, ha sido fundamental contar con la contribución de la comunidad científica en los procesos de la planificación hidrológica, ya que han aportado estudios de gran valor que permiten mejorar el conocimiento de la fauna y la flora acuática en nuestras cuencas hidrográficas y en las del resto de Europa.

En este contexto, y como resultado de los estudios derivados del convenio de colaboración suscrito en su día entre el Organismo que presido y la Universidad de Córdoba, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir ha culminado un importante trabajo sobre el estado de los peces continentales dulceacuícolas en la cuenca del Guadalquivir. Para esta tarea ha sido fundamental la colaboración entre las diferentes administraciones, concretamente de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, con la aportación del proyecto “Bases para la elaboración del plan de conservación de los peces continentales autóctonos de Andalucía”.

Fruto de todo este esfuerzo es la publicación que tengo el honor de prologar en estas páginas. Se trata de una edición divulgativa a través de la cual pretendemos acercar el ingente contenido que alberga el estudio denominado genéricamente “Estado y problemática de conservación de los peces continentales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir e inventario de los tramos fluviales más importantes para su protección”.

A lo largo de las páginas que se presentan en este estudio subyace la visión de una gestión integral del agua, a la vez que supone una firme contribución al avance científico con la catalogación de nuevas especies en nuestra cuenca.

Se demuestra, una vez más, que los peces son excelentes organismos indicadores a través de los cuales podemos determinar el estado de conservación de nuestros ríos y la calidad de sus aguas.

Además, esta exhaustiva investigación nos ha permitido localizar aquellas zonas que mantienen las mejores poblaciones de especies autóctonas del Guadalquivir con el objetivo de catalogarlas como áreas prioritarias con el fin de mantener el buen estado de las aguas, así como la conservación de estas especies a largo plazo.

Por último, quiero resaltar la colaboración establecida entre Universidad y administraciones participantes, que ha servido para unirnos frente a una causa común: aumentar el conocimiento de los peces y mejorar nuestra capacidad para gestionar mejor agua y medio ambiente en la cuenca del Guadalquivir.

Manuel Romero Ortiz
Presidente de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir

I. INTRODUCCIÓN



INTRODUCCIÓN

Pocos trabajos suelen reflejar de forma directa el nivel de conservación de un ecosistema basándose en un único segmento de biodiversidad. Sólo estudios muy sistemáticos, minuciosos y de relativa corta duración, pueden recopilar, en base a un grupo zoológico apropiado, la información suficiente para dar una perspectiva realista del estado de conservación global de un sistema natural. Este trabajo indudablemente no estudia toda la red fluvial del Guadalquivir, el estuario y los tramos no vadeables han quedado fuera. Sin embargo sí estamos seguros que hace una descripción bastante exacta de cual es el estado de conservación no sólo de un grupo zoológico concreto, los peces fluviales autóctonos, sino que también analiza en profundidad la porción más interesante del río desde el punto de vista de la conservación, los tramos vadeables, esos donde todavía es posible la restauración y la recuperación ambiental. Cinco años de trabajo, más de mil tramos estudiados y 60,000 km recorridos, dan una idea del esfuerzo realizado. La destrucción de hábitat, la presencia de especies exóticas, la fragmentación y la degradación son las perturbaciones dominantes en los hábitats estudiados. Ahora, es tarea de los gestores dar respuesta y solución a los problemas detectados.

Pero este exhaustivo trabajo, no sólo detecta los problemas sino también localiza las áreas que aún conservan buenas comunidades de peces autóctonos. Parte de estas zonas en distintas áreas geográficas de la cuenca podrían constituirse en reservas fluviales para garantizar la pervivencia de especies y espacios para las generaciones venideras.

El presente documento es el resultado de final de diversos proyectos de investigación. Las labores se iniciaron en agosto de 2005 a raíz de un convenio de colaboración entre la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la Universidad de Córdoba titulado "*Bases para la elaboración del plan de conservación de los peces continentales autóctonos de Andalucía. Fase I*" que se desarrolló fundamentalmente sobre la margen derecha del Guadalquivir (Fernández-Delgado *et al.*, 2007). El volumen de información generado fue de tal magnitud que tuvo que ser apoyado por otro convenio de colaboración establecido esta vez con la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y titulado "*Estudios de la biota de los cauces de la cuenca del Guadalquivir que sirvan de apoyo a los trabajos de redacción del proyecto de Plan Hidrológico de la Cuenca del Guadalquivir*" y que se firmó en junio de 2007 (Fernández-Delgado *et al.*, 2009). Posteriormente, en octubre de 2007, se firmó un segundo convenio entre la Consejería de Agricultura, Pesca y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y la Universidad de Córdoba titulado "*Elaboración del diagnóstico sobre el estado de conservación de los peces continentales autóctonos e inventariado de los tramos fluviales importantes de Andalucía*" que sirvió para analizar la margen izquierda de la cuenca del Guadalquivir y cuya Memoria Final se entregó en julio de 2009 (Fernández-Delgado *et al.*, 2009).

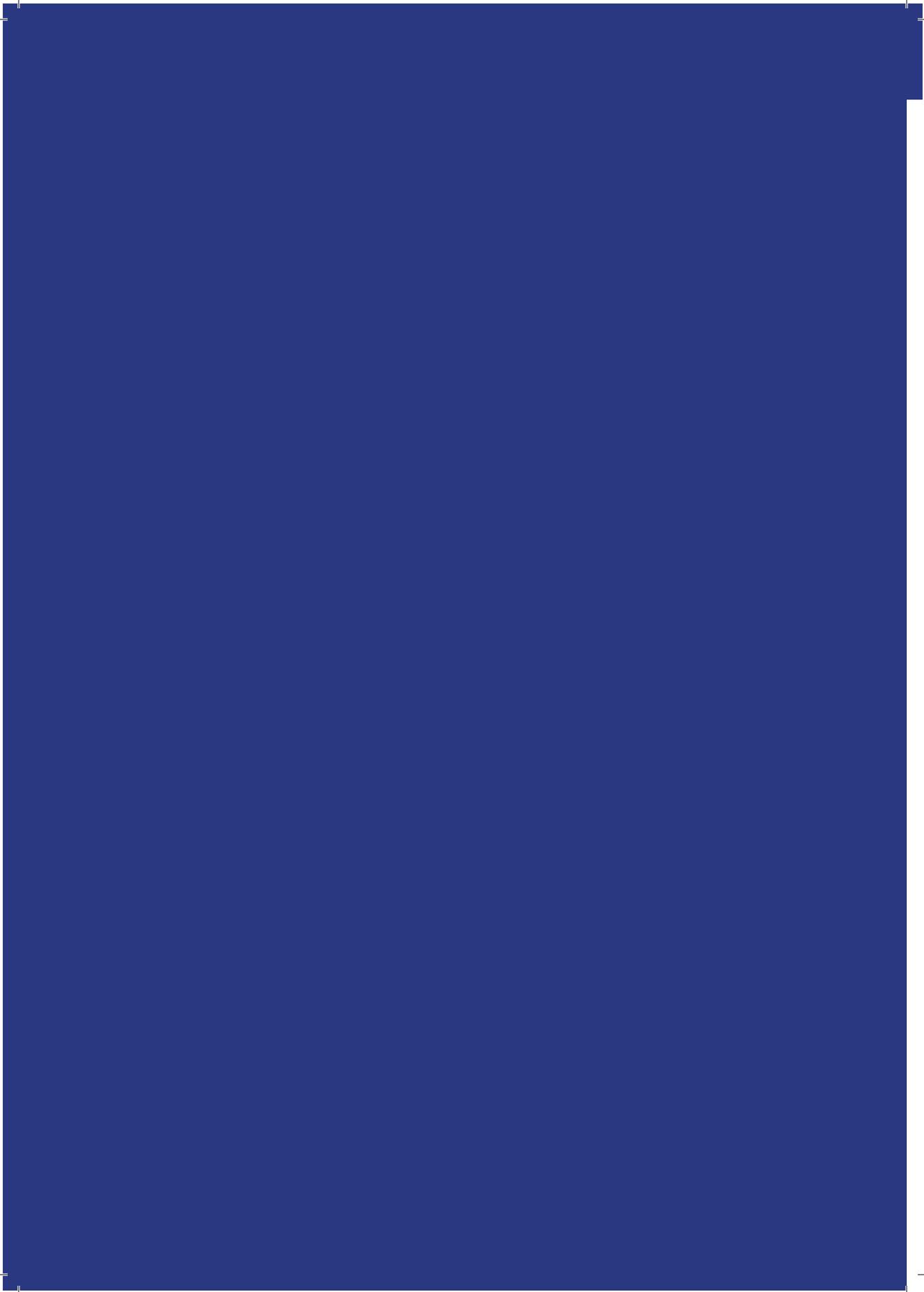
Hasta ese momento se había estudiado la comunidad piscícola del Guadalquivir dentro de los límites andaluces, sin embargo, desde el punto de vista científico (Karr y Chu, 1999; Holland *et al.*, 2003; Postel y Ritcher, 2003) e institucional (Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000) se recomienda establecer la gestión del ecosistema fluvial a nivel de elemento natural completo, en este caso, a nivel de cuenca. Por ello, se hacía imprescindible desarrollar los mismos estudios sobre la porción de cuenca fuera de los límites andaluces y completar así el estudio para la totalidad del Guadalquivir. Esta última parte se desarrolló a través de un contrato de trabajo firmado en abril de 2009 entre la Universidad de Córdoba y la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir titulado “*Muestreo de la ictiofauna de la cuenca del Guadalquivir en cauces situados fuera de la comunidad autónoma de Andalucía, TT.MM. varios. Provincias varias*”.

El trabajo que aquí se presenta es el resultado global de reunir la información proporcionada por todos y cada uno de los trabajos anteriores (Fernández-Delgado *et al.*, 2010). Estamos convencidos que esta información es una de las más sólidas recogidas hasta la fecha sobre la ictiofauna de un río no sólo español sino europeo, sin embargo habríamos sido más felices si hubiéramos incluido la información de los tramos no vadeables. La ausencia de financiación no lo hizo posible. Hemos intentado compensar este vacío incluyendo información de estos tramos obtenida por este Grupo de Investigación en otros estudios y por una exhaustiva recopilación bibliográfica. Como ya hemos mencionado, desde el punto de vista de la conservación de las comunidades de peces autóctonas y en la situación ambiental actual, son los tramos estudiados en este trabajo, los más interesantes para desarrollar medidas de protección viables y adecuadas.

La obra va dirigida a gestores y conservacionistas fundamentalmente, pero también creemos que puede ser muy útil para el público en general cuya concienciación es más que necesaria para lograr los objetivos de la conservación.

Córdoba, abril de 2014

II. CUENCA DEL GUADALQUIVIR



II. LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR.

La cuenca del Guadalquivir se sitúa al sur de la Península Ibérica (Figura II.1), presenta forma de triángulo isósceles alargada en desarrollo suroeste-noreste y está delimitada por Sierra Morena al norte, las Cordilleras Béticas al sur y el Océano Atlántico al suroeste (Figura II.2)



Figura II.1.- Situación de la cuenca del Guadalquivir en la Península Ibérica.

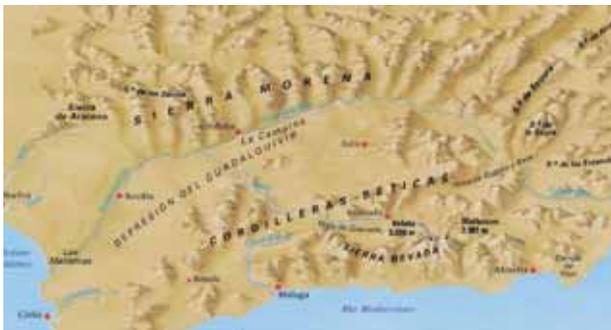


Figura II.2.- Representación esquemática de la depresión y cuenca del Guadalquivir.

La cuenca se inserta dentro de la denominada Depresión del Guadalquivir que constituye, junto con Sierra Morena y las Sierras Subbéticas, las tres grandes unidades morfológicas de Andalucía. Sierra Morena emergió en el Paleozoico Superior como zona costera de la Meseta Ibérica. Posteriormente la orogenia alpina del Cenozoico la fracturó y levantó al igual que a las Sierras Subbéticas. Entre uno y otro bloque quedó un corredor marino por el que se comunicaba el océano y el Mar de Thetis (que daría origen al Mar Mediterráneo), que progresivamente se cerró y colmató, dando lugar a la tercera macrounidad, la Depresión del Guadalquivir.

Los materiales geológicos más antiguos son los de Sierra Morena (rocas ígneas y metamórficas del Paleozoico superior). Les siguen las Sierras Subbéticas también con rocas ígneas y metamórficas a las que se añaden las sedimentarias y finalmente está la Depresión del Guadalquivir que contiene fundamentalmente rocas sedimentarias. (Figura II.3).

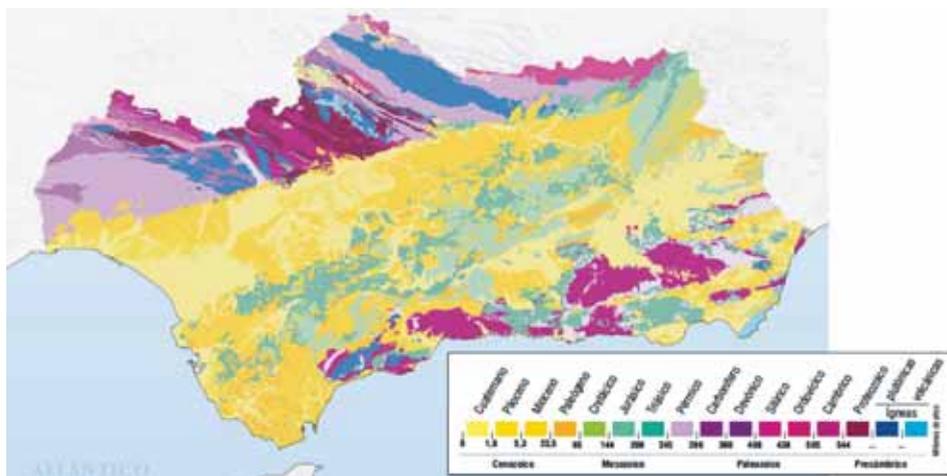


Figura II.3.-

Edades del soporte geológico andaluz (Junta de Andalucía, 2009).

El nacimiento del Guadalquivir ha sido durante siglos fuente de polémica que llega incluso a la actualidad (MOP, 1964; <http://guadalquiviralmeria.blogspot.com/>). Oficialmente, el Guadalquivir nace a 1645 m de altitud en la Cañada de las Fuentes (Quesada, Jaén) entre las sierras de Cazorla y Pozo Alcón. Desde aquí hasta su desembocadura en el Atlántico, a la altura de Sanlúcar de Barrameda, recorre 668,3 km. El curso alto se extiende a lo largo de 212,5 km desde el nacimiento hasta Mengíbar (Jaén). El tramo medio abarca desde Mengíbar hasta Peñaflores (Sevilla) sobre una longitud de unos 247,8 km y el curso bajo se extiende por 208 km desde Peñaflores hasta la barra de Sanlúcar de Barrameda (Cádiz) (Navarro-Luna, 1998).

La red hidrográfica parte de su nacimiento a 1645 m de altitud desde donde toma dirección N hasta la garganta del Tranco, en el que da un giro de 180° (indicio de una captura) y se orienta hacia el SW en paralelo con su afluente el Guadalimar. En la margen izquierda recibe al Guadiana Menor que completa el conjunto de cauces de cabecera, a partir de aquí y en dirección E-W recibe los aportes fluviales del drenaje de Sierra Morena, a través de los ríos Rumbler, Jándula, Yeguas, Guadalquivir, Guadiato y Bembézar. En este tramo, por su margen izquierda sólo recibe las aguas del Guadalquivir y Guadajoz. Más adelante, y también por la izquierda, recibe su principal afluente, el Genil y podemos decir que con su llegada comienza prácticamente el curso bajo del Guadalquivir. Más abajo mantiene la dirección E-W y recibe, por la margen derecha, los ríos Rivera de Huesna y Viar y, por la izquierda, los ríos Corbones y Guadaira. A la altura de Alcalá del Río toma una dirección casi meridiana y recibe en la margen derecha las aguas del Rivera de Huelva y del Guadiamar. A partir de aquí el río discurre por la llanura de las marismas en tres grandes brazos, el Brazo del Este, el de Enmedio que, tras las profundas transformaciones acaecidas en la zona, ha quedado como cauce principal (Del Moral-Ituarte, 1991) y el Brazo del Este (Figuras II.4 y II.6; Tabla II.1).

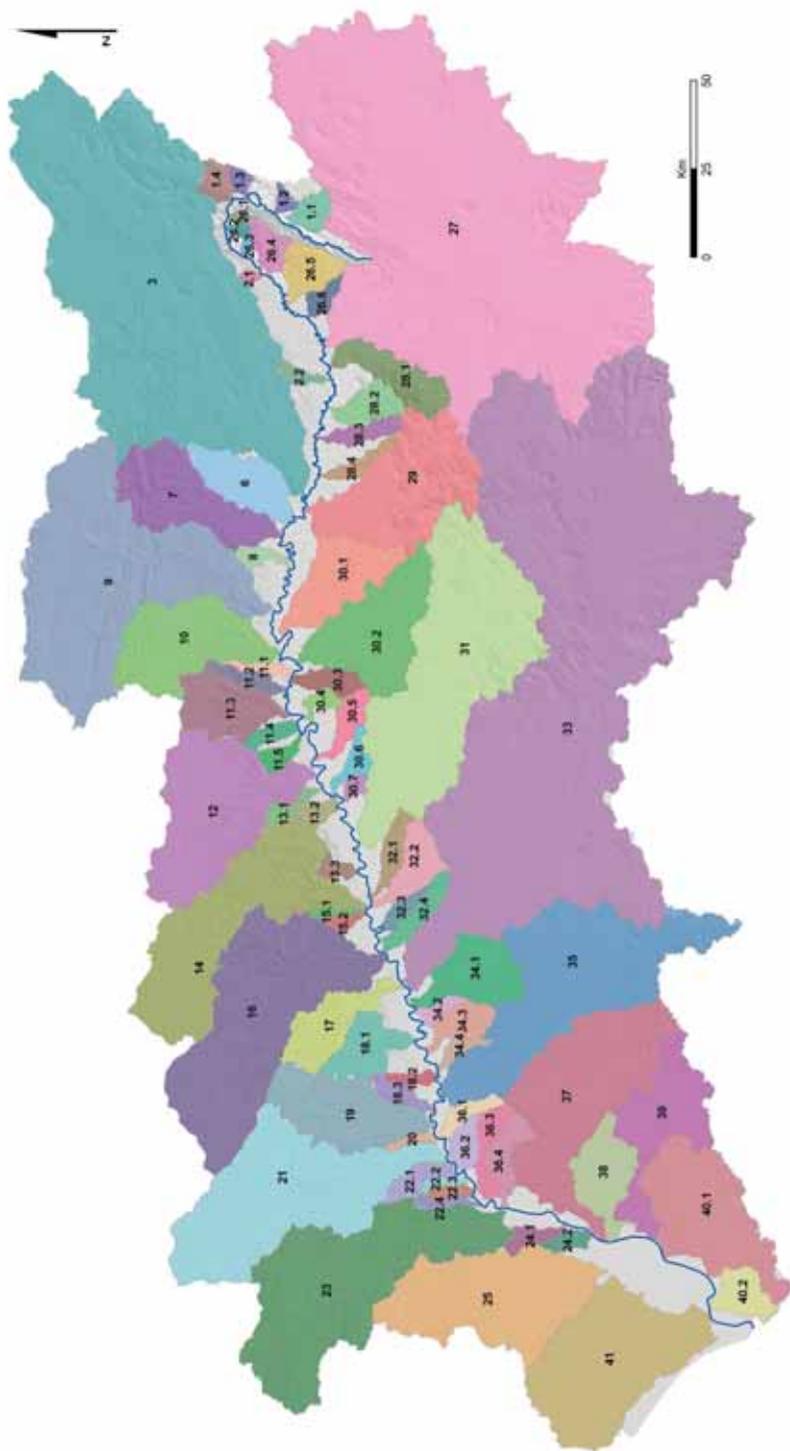


Figura II.4.- Subcuencas hidrológicas de la Cuenca del Guadalquivir. Ver también Tabla III.

Tabla II.1.- Subcuencas del Guadalquivir según la capa de Agua Superficial de la Dirección General de Planificación de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía (2005).

MARGEN DERECHA		MARGEN IZQUIERDA	
Código	Nombre	Código	Nombre
11	Tranco	261	Tranco-Guadiana Menor
12	Tranco	262	Tranco-Guadiana Menor
13	Tranco	263	Tranco-Guadiana Menor
14	Tranco	264	Tranco-Guadiana Menor
21	Tranco-Guadalimar	265	Tranco-Guadiana Menor
22	Tranco-Guadalimar	266	Tranco-Guadiana Menor
3	Guadalimar	27	Guadiana Menor
6	Guadalimar-Rumblar	281	Guadiana Menor-Guadalbullón
7	Rumblar	282	Guadiana Menor-Guadalbullón
8	Rumblar-Jándula	283	Guadiana Menor-Guadalbullón
9	Jándula	284	Guadiana Menor-Guadalbullón
10	Yeguas	29	Guadalbullón
111	Yeguas-Guadalmellato	301	Guadalbullón-Guadajoz
112	Yeguas-Guadalmellato	302	Guadalbullón-Guadajoz
113	Yeguas-Guadalmellato	303	Guadalbullón-Guadajoz
114	Yeguas-Guadalmellato	304	Guadalbullón-Guadajoz
115	Yeguas-Guadalmellato	305	Guadalbullón-Guadajoz
12	Guadalmellato	306	Guadalbullón-Guadajoz
131	Guadalmellato-Guadiato	307	Guadalbullón-Guadajoz
132	Guadalmellato-Guadiato	31	Guadajoz
133	Guadalmellato-Guadiato	321	Guadajoz-Genil
14	Guadiato	322	Guadajoz-Genil
151	Guadiato-Bembézar	323	Guadajoz-Genil
152	Guadiato-Bembézar	324	Guadajoz-Genil
16	Bembézar	33	Genil
17	Retortillo	34.1	Genil-Corbones
18.1	Retortillo-Huesna	34.2	Genil-Corbones
18.2	Retortillo-Huesna	34.3	Genil-Corbones
18.3	Retortillo-Huesna	34.4	Genil-Corbones
19	Huesna	35	Corbones
20	Huesna-Viar	36.1	Corbones-Guadaira
21	Viar	36.2	Corbones-Guadaira
22.1	Viar-Rivera de Huelva	36.3	Corbones-Guadaira
22.2	Viar-Rivera de Huelva	36.4	Corbones-Guadaira
22.3	Viar-Rivera de Huelva	37	Guadaira
22.4	Viar-Rivera de Huelva	38	Guadaira-Salado de Morón
23	Rivera de Huelva	39	Salado de Morón
24.1	Rivera de Huelva-Guadiamar	40.1	Guadalquivir hasta desembocadura
24.2	Rivera de Huelva-Guadiamar	40.2	Guadalquivir hasta desembocadura
25	Guadiamar		
41	La Rocina		

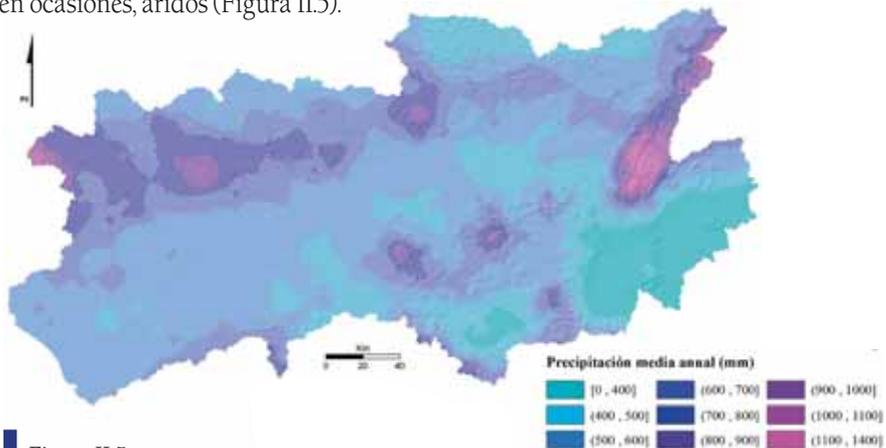
La pluviometría de la cuenca está caracterizada por elementos con fuerte contraste, pues en ella se encuentran algunos de los relieves más altos de la Península Ibérica junto con otros de carácter muy árido. Sus temperaturas son típicas de un clima mediterráneo con inviernos suaves y veranos calurosos. Las temperaturas medias oscilan entre 13 °C y 18 °C siendo la media anual de 16,8 °C.

Algunas zonas dentro de la cuenca presentan unas características climáticas propias. El Golfo de Cádiz posee un clima mediterráneo oceánico con inviernos suaves y lluviosos. El valle medio del Guadalquivir es de carácter mediterráneo-continental con veranos cálidos y precipitaciones importantes en primavera y otoño. Las depresiones interiores tienen un clima continental-mediterráneo con temperaturas extremas y lluvias escasas. Finalmente las áreas montañosas poseen un clima de montaña-mediterránea con precipitaciones en forma de nieve en invierno y veranos frescos, secos y cortos (Martín-Vivaldi, 1990).

Las precipitación anual media es en torno a los 645 mm, con mínimos de 300 mm en las altiplanicies de Guadix-Baza hasta los más de 1000 mm en las zonas más elevadas. El área de cabecera y la margen derecha del río reciben una media de 600-800 mm mientras que la orilla izquierda y los tramos inferiores entre 500 y 600 mm (Figura II.5).

La posición del territorio abierto al Atlántico, por el que penetran las borrascas oceánicas de componente oeste, determina una distribución de lluvias que avanzan con el frente de dirección suroeste-noreste hasta alcanzar los máximos valores en las cumbres altas que bordean y delimitan la cuenca vertiente.

- En conjunto y por lo que respecta a los totales pluviométricos anuales pueden establecerse en la Cuenca tres grandes dominios:
- El dominio más lluvioso, en el que se superan los 700 mm anuales, está situado en la mitad occidental de Sierra Morena de Arácena y Cazorla-Segura. Estas precipitaciones superan los 1000 mm anuales en extensas zonas de Cazorla-Segura.
- En el segundo dominio se encuadra la mayor parte del valle del Guadalquivir y casi toda Sierra Morena donde la precipitación se sitúa entre 500 y 700 mm.
- Por debajo de los 500 mm se sitúan las depresiones y altiplanos interiores de las cadenas Béticas, debido al efecto de obstáculo que ejercen estas cadenas frente a los flujos húmedos y perturbados del oeste. Se trata del dominio de los medios semiáridos y, en ocasiones, áridos (Figura II.5).



Respecto al régimen fluvial, el Guadalquivir se puede clasificar de carácter pluvial subtropical (Masachs-Alavedra, 1942) con máximos en febrero y marzo y mínimos en agosto y septiembre. De entre los múltiples factores que condicionan su caudal (clima, vegetación, suelo, litología, etc.) es la precipitación con la que posee una relación más íntima (Martín-Vivaldi, 1990). En la Tabla II.2 se muestran las precipitaciones y caudales mensuales medios en cuatro estaciones de aforo situadas a distinta altura del cauce principal del Guadalquivir para el periodo hidrológico 1955-56 a 1974-75 (CHG, 1977). En general los caudales máximos sufren un retraso de uno o dos meses respecto de los máximos pluviométricos. Éstos se dan en diciembre, mientras que los caudales máximos se observan en febrero, dos meses más tarde. En la última estación, Alcalá del Río, el máximo aparece en marzo, pero con valores muy similares a los de enero y febrero. Respecto a las precipitaciones mínimas, éstas se dan en julio y agosto, mientras que los caudales mínimos poseen un retraso de un mes y se dan en todas las estaciones en agosto y septiembre. Finalmente las precipitaciones experimentan un aumento progresivo río abajo, por un incremento de la influencia oceánica (Tabla II.2).

Tabla II.2.- Precipitaciones (P, mm) y caudales (C, m³/seg) mensuales medios en cuatro estaciones de aforo de la cuenca del Guadalquivir para el periodo hidrológico 1955-56 a 1974-75 según CHG (1977). Valores máximos en rojo y mínimos en azul.

ESTACIONES		MESES												
		O	N	D	E	F	M	A	M	J	J	A	S	
Pedro Marín	P	55,7	55,1	72,1	62,4	55,3	67,7	56,3	42,8	27,6	6,7	9,3	27,5	538,5
	C	14,7	17,4	33,6	51,6	55,1	51,9	40,7	30,5	19,7	8,2	5,5	7,5	336,4
Mengíbar	P	57,5	61,2	78,4	67,4	62,5	74,7	58,7	45,2	28,1	6,7	8,9	28,7	578,0
	C	19,7	29,6	69,5	102,3	119,5	114,8	79,0	69,9	40,3	19,2	10,6	12,9	687,3
Carpio	P	59,7	65,0	81,0	70,1	66,0	75,7	58,6	45,6	28,0	6,4	7,8	28,8	592,7
	C	30,1	53,9	142,7	196,2	217,1	203,8	119,7	87,6	46,6	19,1	9,9	15,5	1142,2
Alcalá del Río	P	65,1	73,8	86,0	76,5	71,7	77,8	59,1	44,7	27,9	5,0	6,6	28,1	622,3
	C	71	151	300	440	440	442	225	214	137	67	41	32	2560,0

Utilizando la red de tipos de río del CEDEX (2004) (Figura II.6; Tabla II.3), se calculan unos 10566 km de red fluvial en total en la Cuenca, correspondiendo al cauce principal 668 km (Tabla II.3). En general, la red fluvial de la margen derecha es más caudalosa que la izquierda, a pesar de que ésta última reciba el principal afluente de la cuenca, el Genil. Todos los tributarios responden al mismo tipo de régimen: subtropical mediterráneo (Masachs-Alavedra, 1942). Sin embargo, el Genil y su cuenca presenta un carácter nival debido al deshielo de la nieve caída en Sierra Nevada. Más información sobre la red hídrica del Guadalquivir puede encontrarse en Masachs-Alavedra, (1942); MOP (1964); CHG (1977); Martín-Vivaldi (1990) y Navarro-Luna (1998).



Figura II.6.- Tipos de ríos en la cuenca del Guadalquivir según CEDEX (2004).

Tabla II.3.- Características de los tipos de ríos según CEDEX (2004) encontrados en la cuenca del Guadalquivir

TIPO	NOMBRE MASA AGUA	NOMBRE	CAUDAL ESPECÍFICO (m ³ s ⁻¹ km ⁻²)	CAUDAL MEDIO ANUAL (m ³ s ⁻¹)	PENDIENTE MEDIA CUENCA (%)	ALTITUD CORREGIDA (m)	CONDUCTIVIDAD BASE ESTIMADA (μS cm ⁻¹)
2	Ríos de la Depresión del Guadalquivir	Ríos bajos de aguas de elevada mineralización en ambiente mediterráneo	<0,0165	<9,5	<2	<700	>320
5	Ríos manchegos	Ríos de mineralización alta de llanuras sedimentarias de la submeseta sur	<0,0165	<9,5	<2	<700	>320 (temperatura media anual >12º)
6	Ríos silíceos del Piedemonte de Sierra Morena	Ríos de aguas poco mineralizadas en la baja montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	<400	<320
7	Ríos mineralizados mediterráneos de baja altitud	Ríos de aguas de elevada mineralización en la baja montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	<400	>320
8	Ríos de la baja montaña mediterránea silíceos	Ríos de aguas poco mineralizadas en la media-baja montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	400-950	<320
9	Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Ríos de aguas de elevada mineralización en la media-baja montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	400-950	>320
11	Ríos de montaña mediterránea silíceos	Ríos de aguas de elevada mineralización en la media-alta montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	950-1650	>320

Tabla II.3.- Características de los tipos de ríos según CEDEX (2004) encontrados en la cuenca del Guadalquivir

TIPO	NOMBRE MASA AGUA	NOMBRE	CAUDAL ESPECÍFICO (m ³ s ⁻¹ km ⁻²)	CAUDAL MEDIO ANUAL (m ³ s ⁻¹)	PENDIENTE MEDIA CUENCA (%)	ALTITUD CORREGIDA (m)	CONDUCTIVIDAD BASE ESTIMADA (μS cm ⁻¹)
12	Ríos de montaña mediterránea calcárea	Ríos de aguas poco mineralizadas en la alta montaña mediterránea	<0,0165	<9,5	>2	>1650	<320
14	Ejes mediterráneos de baja altitud	Ríos de caudal alto, mineralización baja y situados a baja altitud en ambiente mediterráneo	<0,0165	>9,5	orden Strahler <6	<400	<320
16	Ejes mediterráneos-continentales mineralizados	Ríos de caudal alto, mineralización baja y situados a altitudes medias y altas en ambiente mediterráneo-continental	<0,0165	>9,5	orden Strahler <6	>400	<320
17	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Grandes ejes en ambiente mediterráneo	<0,0165	>9,5	orden Strahler ≥6	-	-
18	Ríos costeros mediterráneos	Ríos de caudal alto, mineralización alta y situados a altitudes medias y altas en ambiente mediterráneo-continental	<0,0165	>9,5	orden Strahler <6	>400	>320

26

La superficie que abarca la cuenca del Guadalquivir pertenece a 4 grandes ecodominios que configuran la totalidad del territorio andaluz (Figura II.7): Sierra Morena, Cordilleras Béticas, Depresión del Guadalquivir y Litoral Bético. Estos ecodominios que difieren en la configuración paisajística, climática, litológica, régimen hídrico, calidad de las aguas, etc. constituyen la base de una detallada clasificación jerárquica de los ecosistemas andaluces a modo de matrioska o muñeca rusa (Borja y Montes, 2008; Borja et al., 2009).

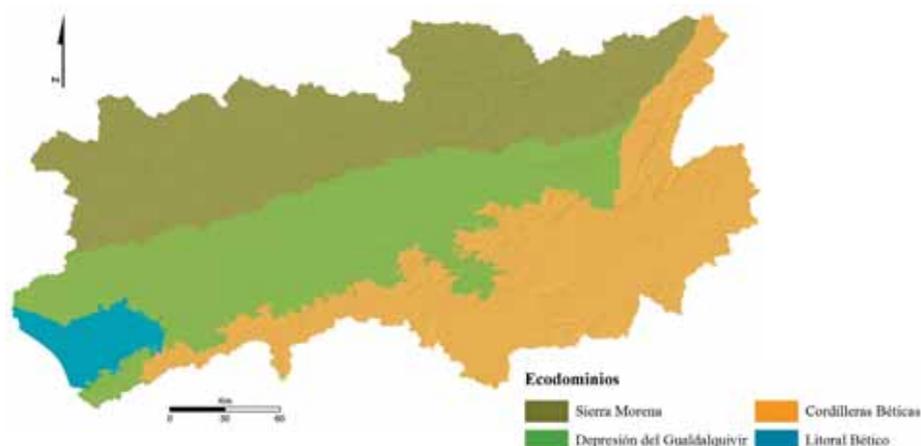


Figura II.7.-
Ecodominios en la cuenca el Guadalquivir.

La Cuenca tiene una superficie de 57527 km² y se extiende por 12 provincias (Badajoz, Ciudad Real, Albacete, Murcia, Huelva, Sevilla, Córdoba, Jaén, Cádiz, Málaga, Granada y Almería) (Figura II.8) pertenecientes a 4 comunidades autónomas: Extremadura, Castilla-La Mancha, Murcia y Andalucía, siendo ésta última, con 51600 km², la que posee mayor superficie, casi el 90% del total de la cuenca (Martín-Vivaldi, 1990; Navarro-Luna, 1998; <http://www.chguadalquivir.es> consultado el 20 de enero de 2012).



Figura II.8.-
Provincias por las que se extiende la cuenca del Guadalquivir.

Según datos del Instituto Nacional de Estadística correspondientes al año 2005, la población total asentada en la cuenca del Guadalquivir ascendía a 4.107.598 habitantes pertenecientes fundamentalmente a 37 núcleos urbanos de más de 20000 habitantes (lo que supone un 56% del total), siendo las ciudades más pobladas Sevilla, Córdoba, Granada, Jaén y Dos Hermanas. La población se distribuye fundamentalmente en las campiñas y vegas del Valle del Guadalquivir (<http://www.ine.es/> consultado el 19 de octubre de 2011).

El uso del agua en la cuenca del Guadalquivir se aprecia mejor aplicando el concepto de huella hídrica que calcula el consumo directo e indirecto de agua por parte de un consumidor o un productor, es decir, cuantifica el volumen total de agua consumida y/o contaminada por unidad de tiempo, que se usa para producir un bien o un servicio, que consume un individuo, una comunidad o una fábrica (Hoekstra y Chapagain, 2007). Puede ser considerada como un indicador global de la apropiación de los recursos de agua dulce, junto a la medición tradicional y restringida de la extracción de agua (Salmoral et al., 2011). En la huella hídrica se distinguen tres colores: azul, verde y gris. La huella hídrica azul se refiere al consumo de los recursos hídricos procedentes de agua superficial y subterránea. El “consumo” se entiende como la pérdida de agua desde una masa de agua superficial o subterránea en una cuenca

hidrográfica al evaporarse el agua, volver a otra cuenca, al mar o incorporarse a un producto. La huella hídrica verde en cambio se refiere al consumo del agua de lluvia almacenada en el suelo como humedad (Falkenmark, 2003; Falkenmark y Rockström, 2004). La huella hídrica gris es un concepto todavía en debate y se define como el volumen de agua dulce que se necesita para asimilar una carga de contaminantes en base a las normas vigentes de calidad ambiental del agua. Su cálculo es complejo cuando se considera la contaminación difusa de la agricultura.

Según la CHG (2010), la aportación fluvial media para la cuenca se estima en unos 6700 hm³/año, mientras que los recursos disponibles en la actualidad se estiman 3300 hm³/año (superficiales y acuíferos). La regulación superficial es del orden del 35% de la aportación natural y la utilización media incluyendo los acuíferos y el flujo de base de los cauces, procedente del drenaje de estos, del orden del 49%.

La distribución espacial de los recursos de agua en la cuenca se concentra en la franja perimetral que está formada por el área de Sierra Morena, la cabecera del Guadalquivir y las cordilleras Béticas. Sin embargo, las demandas más voluminosas se localizan en el Valle del Guadalquivir donde es más abundante la superficie agrícola y donde se han asentado las mayores poblaciones de la cuenca. El riego se concentra alrededor del cauce del río Guadalquivir produciendo hortalizas, algodón, maíz, fresas, olivar, cítricos y otros frutales. Igualmente en el tramo bajo del Guadalquivir existen unas 35.000 hectáreas de arrozales (Junta de Andalucía, 2009).

Salmoral et al. (2011) hacen una interesante integración de la huella hídrica dentro del ciclo hidrológico para la cuenca del Guadalquivir. En lugar de enfocarse sobre la descripción y la suma de usos particulares, consideran las grandes magnitudes del ciclo hidrológico en función de la repartición del agua procedente de las precipitaciones entre los distintos consumos.

Los datos de partida para este cálculo del balance a escala de cuenca están constituidos por la precipitación media (536 mm para el año 2003) y su repartición entre escorrentía (101 mm) y evapotranspiración (435 mm). La escorrentía representa el 19% de las precipitaciones. La escorrentía o agua azul total de la cuenca se reparte entre el agua azul consumida por los usos humanos (huella hídrica azul) y el agua azul vertida al mar. En caso de no existir transferencias de agua azul de cuencas externas, el agua verde total de la cuenca se puede estimar como la diferencia existente entre la precipitación y la escorrentía. La evapotranspiración media procedente de agua verde se calcula repartiendo el agua verde total de la cuenca entre los distintos usos del suelo incluidos en la cuenca y que a grandes rasgos son (Salmoral *et al.*, 2011):

Secano: 1.563.200 ha
Regadío: 928.800 ha
Pastos: 611.100 ha
Forestal: 2.363.900 ha
Urbano e infraestructuras: 227.800 ha

El resultado de este balance hídrico a escala de cuenca se presenta en la Figura II.9.

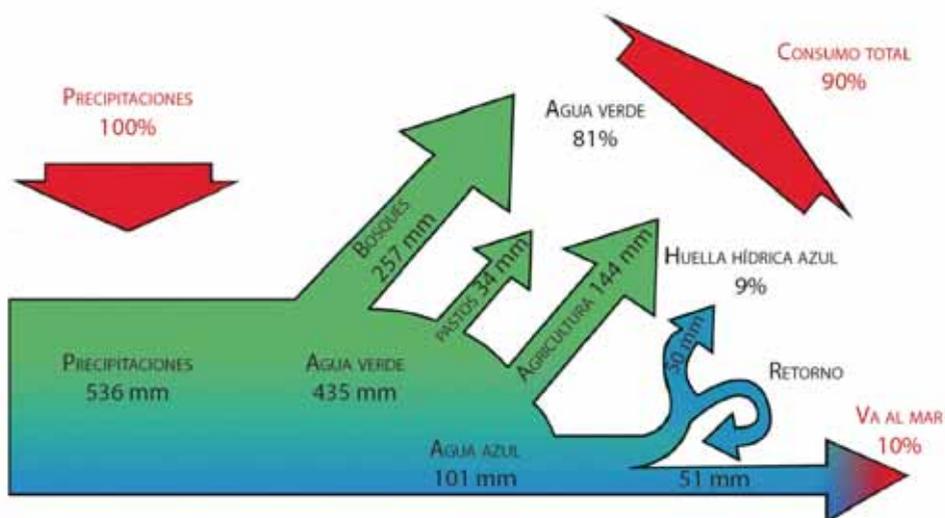


Figura II.9.-
Balance hídrico en la cuenca del Guadalquivir (según Salmoral et al., 2011)

Los ecosistemas de toda la cuenca del Guadalquivir reciben por término medio 291 mm del total de precipitaciones que recibe la cuenca calculado en 536 mm/año. Los consumos asociados a los usos humanos representan el 36% de las precipitaciones, con la mayoría asociada a la huella verde de la agricultura, con 144 mm (27% de las precipitaciones). La agricultura es el mayor consumidor de agua azul y verde pudiendo representar en un año climatológico medio el 92% de la huella hídrica (7.000 hm³, de los que 34% son agua azul y 66% verde). Sólo el 10% del agua que recibe la cuenca va al mar, lo que contrasta con el 35% que retorna a nivel mundial (Falkenmark, 2009).

La extraordinaria diversidad biológica, ecológica, geológica y paisajística de la cuenca del Guadalquivir queda bien reflejada en la cantidad y calidad de espacios dedicados a la conservación de sus múltiples valores naturales. Así en la cuenca se incluye la totalidad o parte de los siguientes espacios protegidos:

- 2 Parques nacionales: Sierra Nevada y Doñana.
- 17 Parques Naturales que ocupan una superficie superior a las 840.000 ha (Figura II.10) y más de 50 espacios con otros niveles de protección como Parajes Naturales, Reservas Naturales, Parques Periurbanos, Reservas Naturales Concertadas, Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos y Corredores Ecológicos (Figura II.10).
- 82 Lugares de Importancia Comunitaria (LICs), para la conservación de hábitats y especies (Figura II.11).
- 89 humedales, de los cuales 13 están considerados de importancia internacional e incluidos en la Lista del Convenio de Ramsar (www.ramsar.org) (Figura II.12).
- 32 Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPAs), necesarias para la conservación de distintas especies de aves (Figura II.13).

- 1 zona declarada Patrimonio de la Humanidad: Doñana.
- 2 Geoparques: Sierras subbéticas y Sierra Norte de Sevilla.
- 4 Reservas de la Biosfera: Doñana, Sierras de Cazorla, Segura y las Villas, Sierra Nevada y Dehesas de Sierra Morena.

En conjunto, casi el 54% de la superficie protegida en Andalucía se incluye dentro de la cuenca del Guadalquivir, lo que viene a representar más de 945.000 ha de los 1,8 millones de ha que existen con alguna categoría de protección en nuestra CCAA.

Además de estas figuras de protección existen otras relacionadas directamente con la conservación y gestión de las aguas:

- Zonas dedicadas a la preservación del agua para abastecimiento actual y futuro.
- Masas de agua de uso recreativo, incluidas 16 zonas declaradas como aguas aptas para el baño.
- Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos debido a la actividad agraria.
- Zonas sensibles (lagunas, embalses, estuarios y aguas marítimas) que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección.
- Zonas de protección de especies acuáticas económicamente significativas. En la actualidad hay 18 tramos declarados como piscícolas en la Demarcación, todos ellos Ciprinícolas y 5 zonas de producción de moluscos en el dominio marítimo.
- Manantiales de aguas minerales y termales junto con un perímetro apropiado que asegura su protección. En la actualidad hay catalogadas 41 de estas zonas de las que no todas están delimitadas.

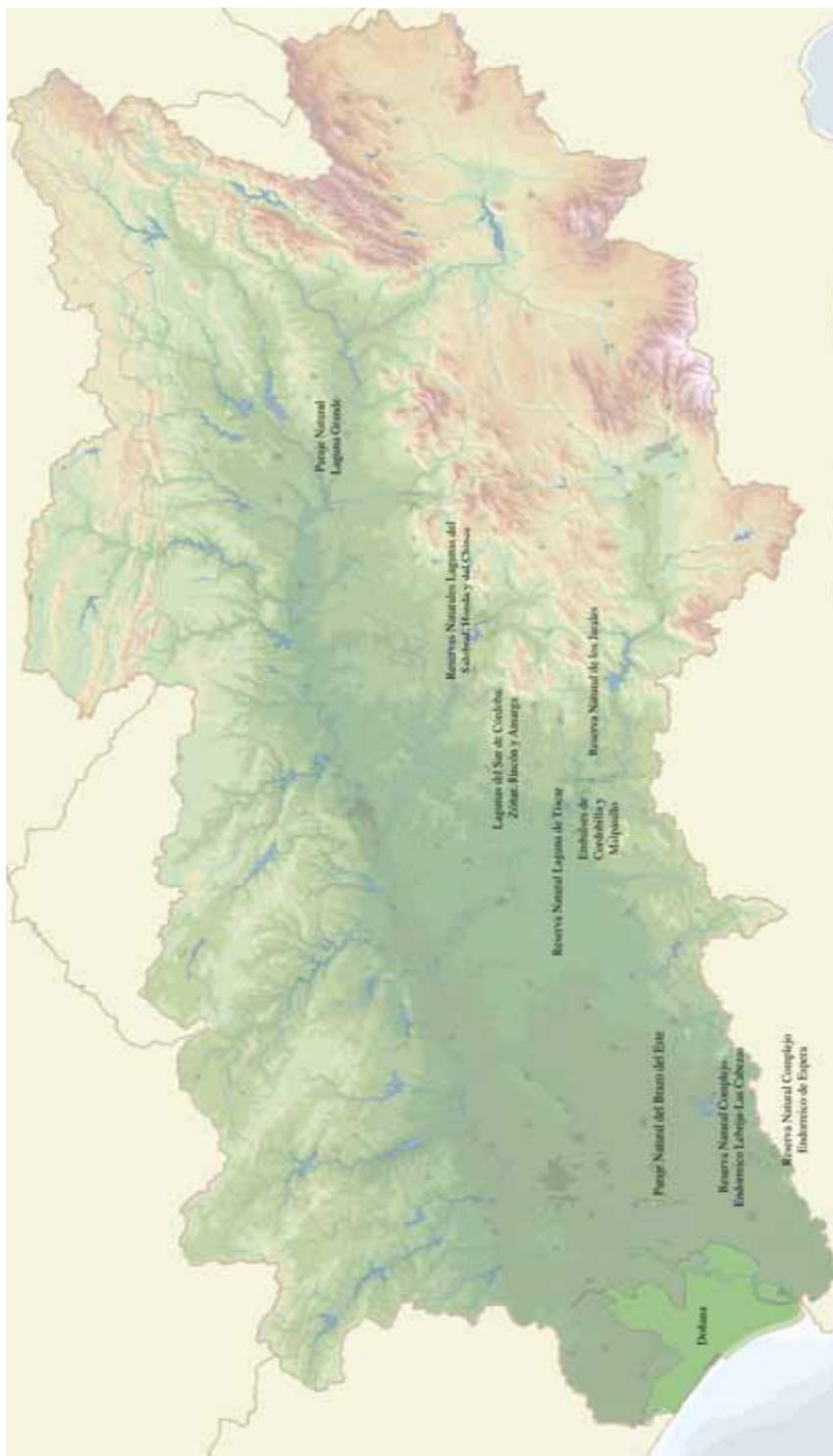
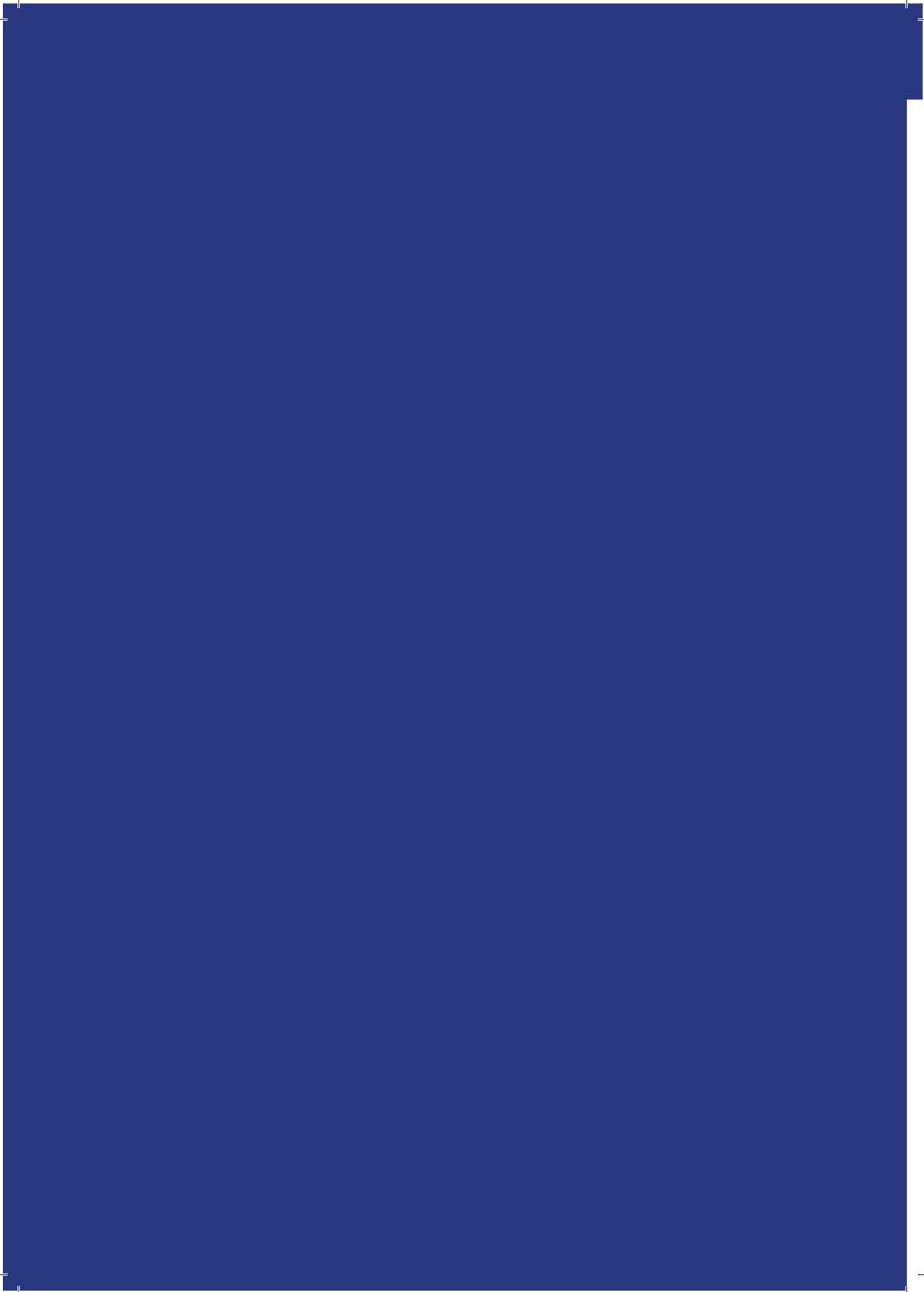


Figura II.12.- Humedales de importancia internacional incluidos en la Lista del Convenio de Ramsar (Irán, 1971) en la cuenca del Guadalquivir.

III. METODOLOGÍA UTILIZADA



III. METODOLOGÍA UTILIZADA.

En términos de gestión y conservación, es la cuenca hidrológica, la más eficiente forma de proteger y gestionar el agua superficial y subterránea. Para una cuenca determinada, este nivel de estudio engloba no sólo al recurso hídrico en sí (arroyo, río), sino el corredor ripario y el territorio que drena agua a ese recurso. El nivel de cuenca considera todos los factores que afectan a la calidad del recurso acuático: físicos (temperatura, caudal, hábitat, etc.), químicos (compuestos naturales y contaminantes tóxicos como nutrientes y pesticidas) y biológicos (salud e integridad de las comunidades bióticas, biodiversidad, etc.) (Richards et al., 1996; Cunjak, 1996; Allan *et al.*, 1997). Este fue por tanto, el nivel que se consideró en este estudio y el que prevalecerá a lo largo de todo el texto.

El diseño científico de muestreo de peces en una cuenca como la del Guadalquivir, que cubre más de 50,000 km², fue uno de los primeros retos. Para ello, el primer paso fue dividir la gran cuenca en 80 subunidades o subcuencas hidrológicas 41 en la margen derecha y 39 en la margen izquierda del Guadalquivir (Tabla II.1; Figura II.4).

Sobre esta unidad de trabajo (la subcuenca) se desarrollaron los muestreos estratificados de peces. En la Figura III.1 se esquematiza, mediante un ejemplo aplicado a la cuenca del Guadiamar, los pasos seguidos para la selección de los tramos fluviales a estudiar. El primero fue establecer los tipos de ríos según la red de tipos fluviales establecidas por CEDEX (2004) para los ríos españoles. Esta clasificación organiza los ecosistemas fluviales de la cuenca en base a los parámetros descritos en la Tabla II.3. De esta manera, los muestreos recogerían la variabilidad propia de los distintos tipos de ríos.

Cada uno de estos tipos se dividió en fragmentos hidrológicos, siendo las confluencias de los tributarios y las grandes perturbaciones (embalses, canalizaciones) los límites de cada uno. El esfuerzo de muestreo se dividió entre los distintos fragmentos hidrológicos considerados dentro de cada tipo fluvial en base a su longitud (Tabla III.1). La longitud del tramo muestreado (LTM) fue dependiente de su anchura (A), para tramos inferiores a 5 m se muestrearon como mínimo 100 m de cauce fluvial. Si superaba esta anchura se aplicaba la fórmula $LTM = 20 \times A$.

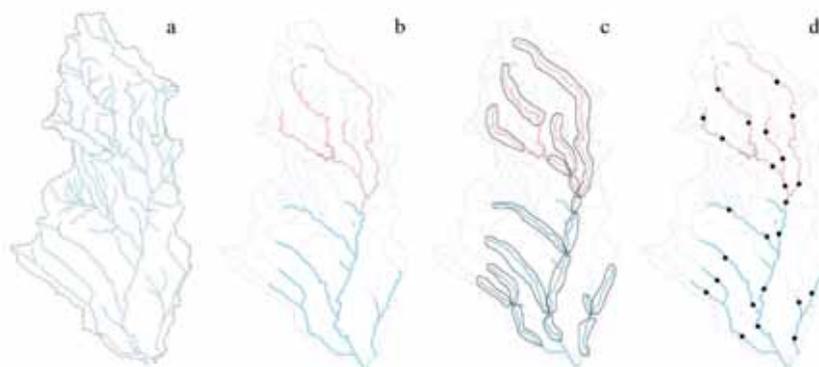


Figura III.1.- Ejemplo de selección de los fragmentos hidrológicos a muestrear utilizando la cuenca del Guadiamar. a) Red fluvial natural; b) Tipos fluviales según CEDEX (2004); c) División en fragmentos hidrológicos y d) Ubicación de los tramos fluviales a muestrear.

Tabla III.1.- Elección del número de tramos por fragmento hidrológico.

LONGITUD DEL FRAGMENTO (km)	NÚMERO DE TRAMOS DE MUESTREO
1-10	0-1
10-30	2
30-60	3
>60	1 tramo por cada 20 km de río

En base a esta metodología, se establecieron un total de 1101 tramos fluviales, cubriendo la totalidad de la cuenca del Guadalquivir. Para completar los datos de presencia de peces se recopilaban además 485 localizaciones pertenecientes a otros estudios (Ver Capítulo VIII) (Figura III.2).

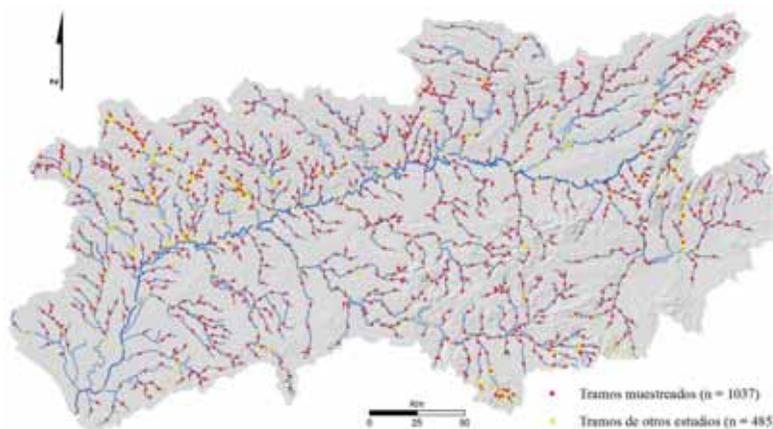


Figura III.2.- Ubicación de los tramos establecidos para el presente estudio en la cuenca del Guadalquivir (rojo) junto con otros tramos de estudios consultados (amarillo).

En la Figura III.3, se hace una valoración global y por márgenes de los distintos tramos muestreados. De los 1101 tramos resultantes en los que se dividió la red fluvial del Guadalquivir, se analizaron 1037. El resto, 64, no se muestrearon por no ser vadeables y requerir, por consiguiente, otra técnica de muestreo que no pudo ser desarrollada. De los 1037 tramos fluviales, 537 se muestrearon en la margen derecha y 500 en la izquierda.

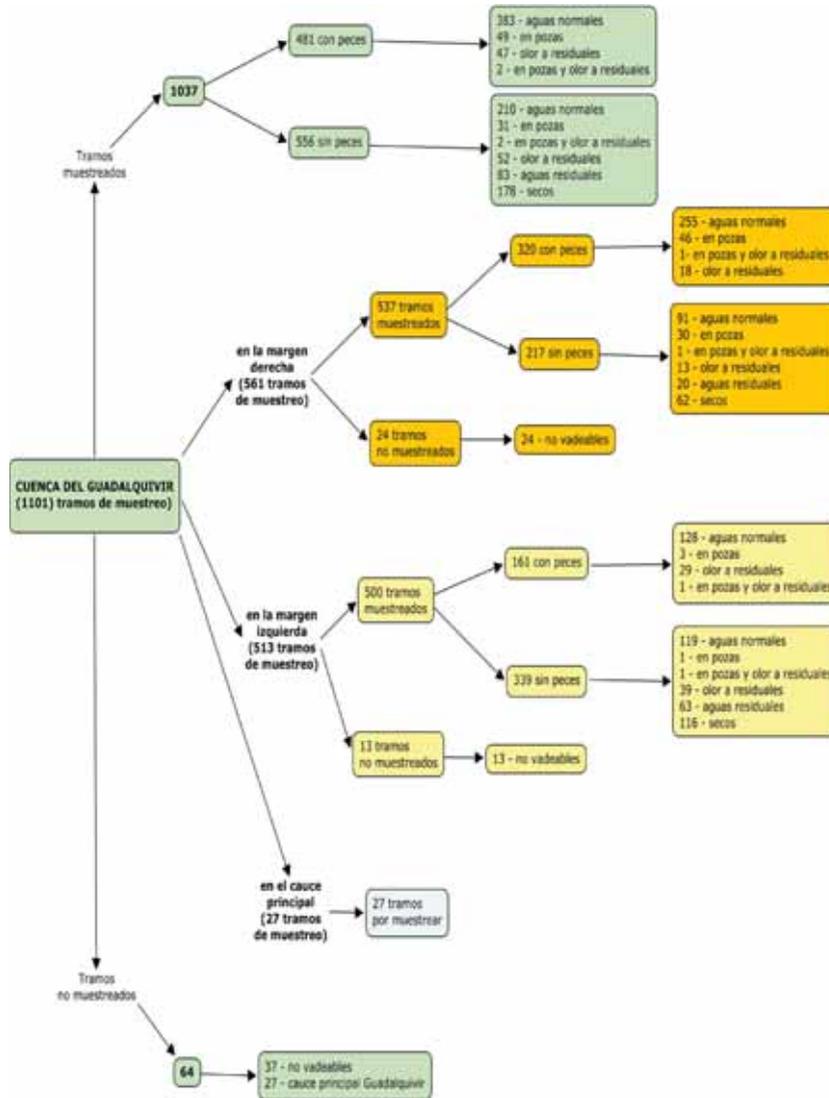


Figura III.3.-

Resumen de los tramos analizados durante el desarrollo de este trabajo. Aguas normales se refiere a tramos de aguas lólicas de abundante caudal en cauces y entorno más o menos natural; en pozas, tramos de aguas lénlicas en cauces y entorno más o menos natural; olor a residuales, se refiere a tramos de aguas lólicas que mostraban signos de cierta contaminación por vertidos urbanos; residuales, tramos con aguas claramente procedentes de vertidos sin depurar; secos, se refiere a tramos con cauce seco en el momento del muestreo.

En los 859 tramos que tenían agua se tomaron diversas variables de hábitat incluyendo un esquema del tramo (ver Anexo). Como método de captura se utilizó la pesca eléctrica. Por lo general, un equipo de cuatro personas, en el tramo seleccionado y utilizando discontinuidades naturales (por ejemplo entre dos rápidos), iban río arriba, dos pescando con los electrodos, uno recogiendo los peces y un cuarto pendiente de la actividad, controlando el funcionamiento del motor y el cable (Figura III.4). En tramos pequeños se utilizó un equipo de pesca eléctrica portátil (Figura III.5). Los peces capturados, se mantuvieron en contenedores provisionales hasta acabar el muestreo. Finalizado éste, los peces se anestesiaron (benzocaína), determinaron, midieron (longitud total, furcal o estándar, según la especie) y sometieron a un examen visual para detectar tumores, deformidades y/o parásitos (Figura III.6). Una vez estudiados y recuperados de la anestesia, los ejemplares de las especies autóctonas se liberaron de nuevo al medio (Figura III.7).



Figura III.4.-
Equipo de muestreo
realizando pesca
eléctrica.



Figura III.5.-
Pesca eléctrica con equipo portátil para tramos
fluviales de pequeña entidad.



Figura III.6-
Anomalías detectadas. De izquierda a derecha y de arriba abajo ejemplos de heridas, parásitos, deformidades y tumores.



Figura III.7-
Liberación de ejemplares una vez analizados.

Una muestra de tres ejemplares de cada especie autóctona se conservó en formaldehído neutralizado (4%) y se trasladó a las instalaciones del Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba, donde se encuentran depositados (Figura III.8). Antes de introducir los ejemplares en formaldehído, se les extirpó una muestra de sus aletas que se conservó en alcohol de 90 °C para futuros estudios genéticos (Figura III.9). Igualmente estas muestras, convenientemente etiquetadas y conservadas, se encuentran depositadas en las dependencias del Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba.



Figura III.8-

Colección de peces autóctonos capturados durante el desarrollo del estudio y depositada en el Departamento de Zoología de la Universidad de Córdoba.



Figura III.9-

Muestras de aletas de peces autóctonos capturados, conservadas para futuros análisis genéticos.

Se analizaron un total de 207 variables de hábitat medidas a distintas escalas espaciales (Figura III.10). Unas en el campo (ver más arriba) y otras en laboratorio aplicando herramientas de los Sistemas de Información Geográfica (*ArcGis 9.2*[®]) (ver Anexo).

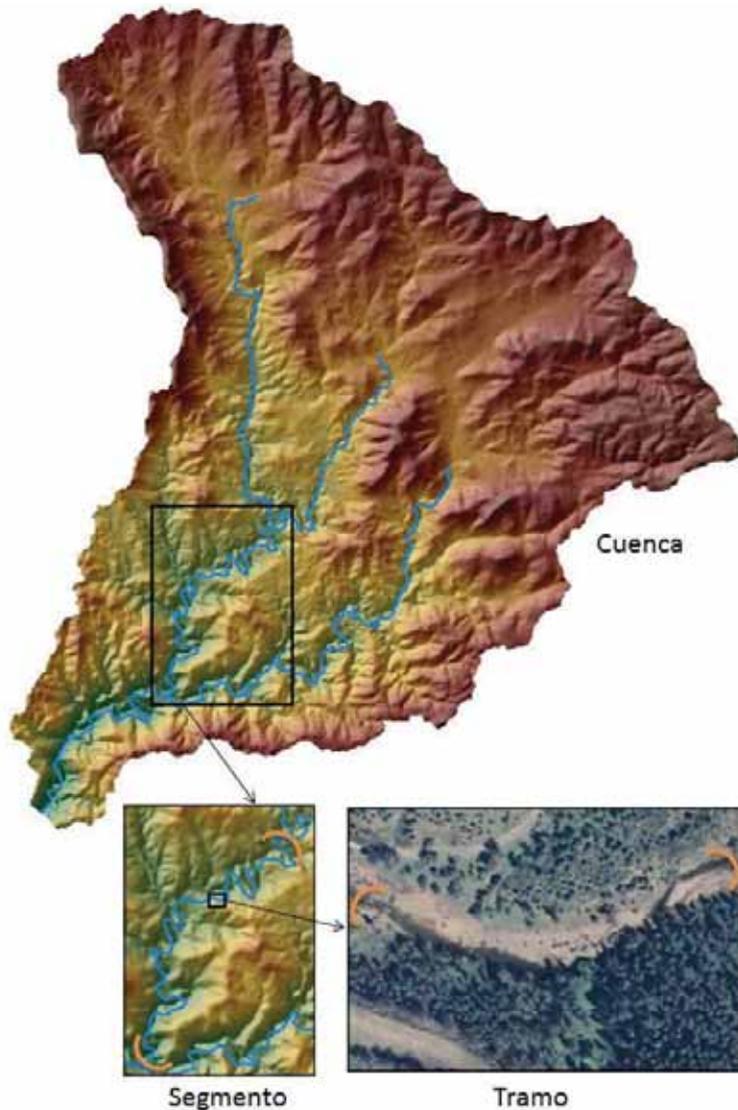


Figura III.10-
Escala espacial establecida en este trabajo.

La cuenca sería toda superficie de terreno que drena agua a un mismo punto. El segmento sería una sección de curso fluvial, dentro de una cuenca, relativamente homogénea en cuanto a sus propiedades físicas. Finalmente el tramo es una sección de curso fluvial dentro de un segmento, en la cual se toman los datos biológicos y geomorfológicos (variables de hábitat).

Las variables de laboratorio se han tomado en todas estas escalas, añadiendo una división más en la escala de cuenca: la subcuenca (área de drenaje correspondiente al punto de confluencia del tributario con el Guadalquivir) y el área de drenaje a cada uno de los tramos de muestreo (Figura III.11).

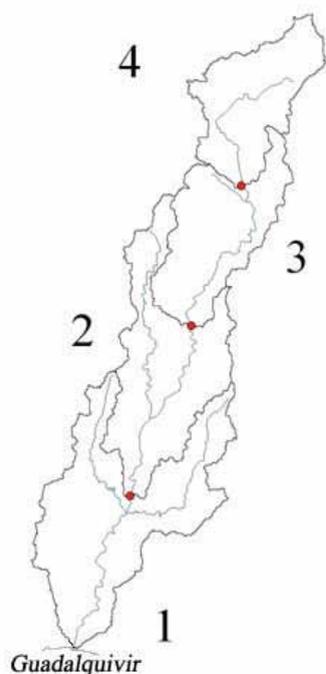


Figura III.11-

Ejemplo de distintas áreas de drenaje a tramo, 4: con área propia, 3 posee la propia más la de 4. El área 2 (engloba a 3 y 4) y 1, es la subcuenca que engloba a todas las anteriores. Los puntos rojos indican la ubicación de los tramos de muestreo.

La riqueza y diversidad de especies son descriptores esenciales de una comunidad de peces. La riqueza (S) refleja el número total de especies que componen esa comunidad, mientras que la diversidad nos indica, además, en qué medida dicha comunidad está dominada por algunas de esas especies. Existen numerosos índices en la bibliografía científica que se emplean para medir la diversidad alfa (diversidad de especies en un lugar concreto), en este estudio se ha utilizado el índice de Shannon (H'), que se expresa como:

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad p_i = \frac{n_i}{N}$$

- n_i es el número de individuos de la especie i , es decir, la abundancia de la especie i .
- S es el número total de especies, equivalente a la riqueza de especies.
- N es el número total de individuos (de todas las especies).
- p_i es la abundancia relativa de cada especie, calculada como la proporción de individuos de una especie determinada con respecto al número total de individuos en la comunidad (n_i/N).

En este trabajo se exploraron las diferencias en riqueza (S) y diversidad (H') de especies autóctonas y alóctonas para cada margen del Guadalquivir, entre las distintas Subcuencas, Tipos de Río y orden mediante Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía cuando los datos se ajustaron a los requerimientos de los análisis paramétricos (distribución normal de los datos y homogeneidad de varianzas), y tests de Kruskal-Wallis cuando no.

Para determinar las variables ambientales más importantes para la diversidad y riqueza de especies autóctonas y alóctonas, se utilizaron regresiones múltiples. Con el objetivo de reducir número de variables y colinealidad, se aplicaron análisis de componentes principales (PCA) a varios grupos de variables relacionadas. Este tipo de análisis reduce la dimensionalidad de un conjunto de datos y extrae los principales gradientes de variación, por lo que sirve para resumir con uno o dos factores la variabilidad de los datos. El siguiente paso para reducir el número de variables fue calcular la correlación (r de Pearson) entre todos los posibles pares de variables continuas. Cuando la correlación fue mayor de 0,75 se seleccionó una de las dos variables para incluirla en los modelos de regresión.

Seguidamente se llevaron a cabo pruebas preliminares para determinar si existían datos de tramos raros o influyentes que pudieran sesgar nuestros resultados. Para ello se examinaron el valor de los residuos de los modelos preliminares, la distancia de Cook y el índice de Leverage. Finalmente, los análisis se llevaron a cabo sobre una matriz de 344 casos (n=344) y 36 variables (34 continuas y 2 categóricas). Esta matriz se empleó para calcular los 4 modelos, dos para autóctonas (Au) y dos para alóctonas (Alo) (S-Au; H-Au; S-Alo y H-Alo), utilizando regresión lineal múltiple con un método de selección de variables *forward stepwise* (probabilidad de entrada=0,05).

Una vez obtenidos los modelos, se empleó una matriz de la distancia reticular entre los tramos muestreados para controlar el grado de autocorrelación espacial de los resultados, que se calculó aplicando el Índice de Moran a esta matriz junto a los residuos del modelo.

Finalmente, se desglosó la varianza que explicaba el modelo final entre las distintas variables seleccionadas mediante el paquete *hier.part* del programa estadístico R (R Development Core Team, 2008).

Para estudiar la comunidad de peces se aplicaron Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA). Este método permite relacionar la abundancia de especies con variables ambientales (Ter Braak, 1987). Las matrices de abundancia de cada una de las especies en los tramos se cruzaron con las variables ambientales medidas en esos tramos. En los gráficos de ordenación resultantes se representan los tramos muestreados en función de estas variables.

Para calcular la cantidad de la varianza explicada correspondiente a cada una de las distintas escalas de muestreo se llevaron a cabo CCAs parciales. Esto implica añadir una tercera matriz de información que contiene aquellos datos cuyo efecto queremos "controlar" antes de explicar la variabilidad de la matriz de especies en base a los datos ambientales. Este análisis se llevó a cabo usando la función *varpart* del paquete *vegan*, incluido en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2008).

Con el fin de identificar los factores que determinan la ausencia de peces en aguas de buena calidad, se desarrolló un modelo de regresión logística siguiendo una metodología similar a la

utilizada para los modelos de cada especie (ver más adelante). La variable dependiente usada en este caso fue nuevamente de naturaleza binomial (presencia/ausencia de peces). Todos los demás pasos son equivalentes a los seguidos para los modelos de cada especie piscícola.

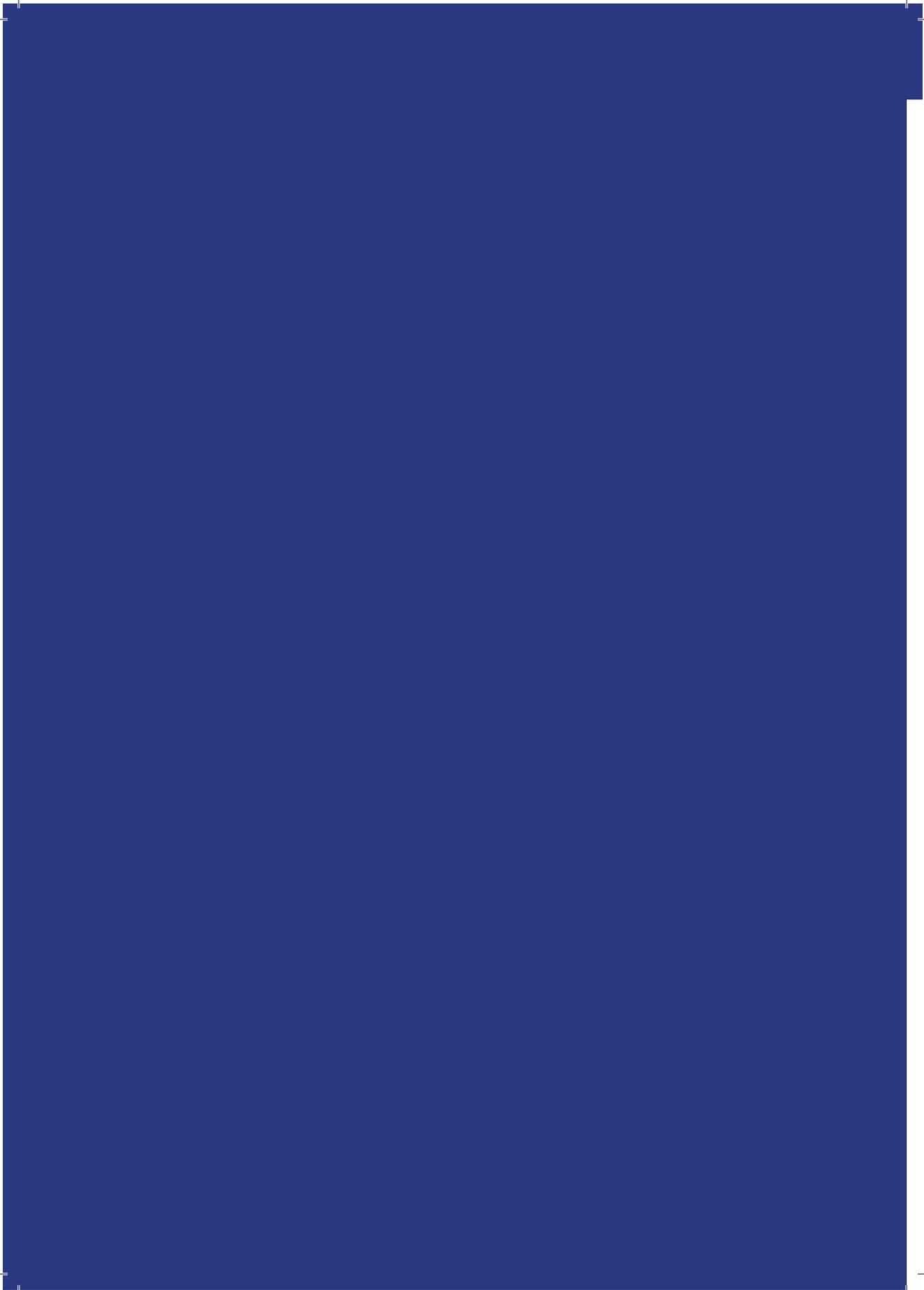
El mismo procedimiento descrito se utilizó para el caso de los tramos con aguas residuales y los tramos secos, sólo que, en este caso, la variable dependiente utilizada (de nuevo de naturaleza binomial) fue presencia/ausencia de aguas residuales y presencia/ausencia de tramos secos, respectivamente.

En otros capítulos se expondrá más metodología estadística que hemos preferido dejar en ellos para mayor claridad de los resultados.



Figura III.12-
Puente califal sobre el río Palancar, Priego de Córdoba (cuenca del Guadajoz).

IV. CATÁLOGO DE LAS ESPECIES CAPTURADAS



IV. CATÁLOGO DE LAS ESPECIES CAPTURADAS

Se han capturado un total de 48291 individuos pertenecientes a 27 especies, 13 autóctonas y 14 alóctonas (Tabla IV.1). Una vez terminados los muestreos, se constató la presencia del piscardo (*Phoxinus phoxinus*), siluro (*Silurus glanis*) y chanchito (*Australoherus facetus*) tres especies más que engrosan el ya amplio grupo de especies exóticas en el Guadalquivir. De ellas apenas tenemos datos pero se incorporan a este catálogo para completar la ictiofauna de la cuenca.

Tabla IV.1.- Especies presentes en la cuenca del Guadalquivir.

			NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO	EJEMPLARES ANALIZADOS
AUTÓCTONAS	Sedentarias	Jarabugo	<i>Anaocypris hispanica</i>	231	
		Calandino	<i>Squalius alburnoides</i>	9774	
		Cacho	<i>Squalius pyrenaicus</i>	5621	
		Pardilla	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>	2889	
		Pardilla oretana	<i>Iberochondrostoma oretanum</i>	2	
		Colmilleja	<i>Cobitis paludica</i>	1889	
		Trucha común	<i>Salmo trutta</i>	682	
		Salinete	<i>Aphanius baeticus</i>	69	
	Migradoras	Catádromas	Anguila	<i>Anguilla anguilla</i>	17
			Albur	<i>Liza ramada</i>	53
			Capitán	<i>Mugil cephalus</i>	61
		Potádromas	Barbo común	<i>Luciobarbus sclateri</i>	17515
			Boga	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	2290

Tabla IV.1.- Especies presentes en la cuenca del Guadalquivir.

		Sedentarias			
		Común	Especie	Número	
ALÓCTONAS	Sedentarias	Gobio	<i>Gobio lozanoi</i>	227	
		Black bass	<i>Micropterus salmoides</i>	176	
		Gambusia	<i>Gambusia holbrooki</i>	4514	
		Lucio	<i>Esox lucius</i>	3	
		Siluro	<i>Silurus glanis</i>	1	
		Chanchito	<i>Australoheros facetus</i>	20	
	Migradoras	Potádromas	Alburno	<i>Alburnus alburnus</i>	217
			Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>	148
			Carpín	<i>Carassius gibelio</i>	235
			Tenca	<i>Tinca tinca</i>	10
			Piscardo	<i>Phoxinus phoxinus</i>	34
			Pez gato	<i>Ameiurus melas</i>	1
			Trucha arcoíris	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	88
			Percasol	<i>Lepomis gibbosus</i>	1560

Tanto las especies autóctonas como alóctonas de la cuenca se agrupan en dos categorías: sedentarias o migradoras. Las sedentarias completan su ciclo vital sin realizar grandes viajes a lo largo del continuo fluvial, mientras que las migradoras necesitan desplazarse para poder llevar a cabo su reproducción, ya sea a lo largo del propio río (potádromas), regresando al mar (catádromas) o ascendiendo de él (anádromas). Existe otro grupo, las anfídromas, donde las migraciones no tienen carácter reproductivo, aquí se encuadran las que realizan los alevines de ciertas especies para alimentarse a unas zonas concretas.

Las autóctonas constituyen el grupo de especies más singulares de la cuenca. La especie dominante de las sedentarias es el calandino, seguido del cacho y la pardilla. Por el contrario, las especies más raras son la pardilla oretana, el salinete y el jarabugo. El grupo de las catádromas está representado por las especies de mayor eurihalinidad, capaces de ascender hasta tramos vadeables donde han podido ser capturadas. Su número no es elevado principalmente porque entre los hábitats muestreados no se incluye el estuario donde se dan muchas otras especies autóctonas típicas de este ambiente (Fernández-Delgado *et al.*, 2000). Finalmente está el grupo de las potádromas con dos especies, el barbo y la boga, que realizan migraciones reproductivas hacia las cabeceras de los ríos. El barbo es la especie no solo dominante aquí, sino también en toda la comunidad de peces, incluidas las alóctonas. Una especie que ha sabido adaptarse a las presiones humanas de la cuenca (Tabla IV.1).

Dentro del grupo de las alóctonas se incluyen las sedentarias con dos especies procedentes de Norte América (black-bass y gambusia), dos de Centro Europa (lucio y siluro) y una autóctona de la Península Ibérica pero alóctona en la cuenca del Guadalquivir (gobio). Con diferencia es la gambusia la especie dominante, su potencial biológico le permite adaptarse a multitud de hábitats a veces extremos. Es un potente colonizador desplazando con facilidad a las especies autóctonas del hábitat ocupado (Caiola y De Sostoa, 2005). Dentro del grupo de

las potádromas se incluyen tres especies procedentes de Norte América (percasol, pez gato y trucha arcoíris) y cinco de Centro Europa (piscardo, tenca, carpa, carpín y alburno). En este grupo se han incluido especies que en su área de distribución histórica realizan otro tipo de migraciones como el pez gato (anfidromo) y la trucha arcoíris (anádroma) (www.fishbase.org) pero que en estas áreas introducidas se comportan como potádromas. La percasol es la especie dominante.

La Tabla IV.2 muestra la agrupación por familias. De entre las autóctonas, dominan los ciprínidos, no sólo en número de especies sino también en número de individuos. Alrededor del 80% de las capturas pertenecen a este grupo, aunque hay grandes diferencias entre ellas, el barbo es la especie dominante junto con el calandino y el cacho. Al mismo tiempo contiene las especies más escasas como la pardilla oretana y el jarabugo. En cualquier caso es claramente el grupo dominante y que mayor radiación adaptativa ha tenido en su colonización del ambiente mediterráneo (Doadrio, 2002). El resto de las familias poseen un único representante como los cobítidos y salmónidos, o dos como los mugílidos. Los ciprinodóntidos están representados por el salinete, un endemismo andaluz.

De entre las alóctonas, nuevamente el grupo que domina es el de los ciprínidos, todos procedentes de Centro Europa. Le siguen los centrárquidos con dos especies americanas y el resto de familias con un único representante, tres procedentes de Norte América y dos de Centro Europa. Todas ellas (excluyendo piscardo y siluro que no fueron capturadas durante los muestreos sistemáticos realizados) representan menos de 15% de las capturas totales. Ello significa que el grado de invasión de los cauces vadeables (i.e. de menor entidad) es bajo. No obstante, los cauces no vadeables, como los cauces bajos de los ríos, que son los hábitats preferidos de estas especies, no han sido muestreados en este estudio, por lo que la presencia de estas especies está infravalorada en esta muestra global.

Tabla IV.2.- Agrupación por familias de las distintas especies capturadas en la cuenca del Guadalquivir

	FAMILIA	NOMBRE COMÚN	NOMBRE CIENTÍFICO
AUTÓCTONAS	Anguillidae	Anguila	<i>Anguilla anguilla</i>
	Cyprinidae	Barbo común	<i>Luciobarbus sclateri</i>
		Jarabugo	<i>Anaecypris hispanica</i>
		Calandino	<i>Squalius alburnoides</i>
		Cacho	<i>Squalius pyrenaicus</i>
		Pardilla	<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>
		Pardilla oretana	<i>Iberochondrostoma oretanum</i>
	Boga	<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>	
	Cobitidae	Colmilleja	<i>Cobitis paludica</i>
	Salmonidae	Trucha común	<i>Salmo trutta</i>
	Mugilidae	Albur	<i>Liza ramada</i>
		Capitán	<i>Mugil cephalus</i>
Cyprinodontidae	Salinete	<i>Aphanius baeticus</i>	

Tabla IV.2.- Agrupación por familias de las distintas especies capturadas en la cuenca del Guadalquivir

Alóctonas	Cyprinidae	Alburno	<i>Alburnus alburnus</i>
		Carpa	<i>Cyprinus carpio</i>
		Carpín	<i>Carassius gibelio</i>
		Gobio	<i>Gobio lozanoi</i>
		Piscardo	<i>Phoxinus phoxinus</i>
		Tenca	<i>Tinca tinca</i>
	Centrarchidae	Black bass	<i>Micropterus salmoides</i>
		Percasol	<i>Lepomis gibbosus</i>
	Poeciliidae	Gambusia	<i>Gambusia holbrooki</i>
	Salmonidae	Trucha arcoíris	<i>Oncorhynchus mykiss</i>
	Esocidae	Lucio	<i>Esox lucius</i>
	Siluridae	Siluro	<i>Silurus glanis</i>
	Cichlidae	Chanchito	<i>Australoheros facetus</i>
Ictaluridae	Pez gato	<i>Ameiurus melas</i>	

A continuación, se describen las especies capturadas junto con un mapa de la cuenca donde se localizan las capturas realizadas en este trabajo, y de otras realizadas en diferentes estudios (ver Capítulo VIII). Más detalles de este apartado pueden encontrarse en Fernández-Delgado *et al.* (2010).

IV.1. ESPECIES AUTÓCTONAS SEDENTARIAS.

IV.1.1. JARABUGO *Anaecypris hispanica* (Steindachner, 1866)

Especie pelágica de agua dulce que, antes de la realización de este estudio, se llegó a creer endémica del Guadiana (Collares-Pereira y Cowx, 2001; Ribeiro *et al.*, 2000; Doadrio, 2002) ignorando una cita antigua de la especie en esta cuenca (Barrachina *et al.*, 1989, De Miguel *et al.*, 2010).



JARABUGO

Única especie de su género. Presenta boca súpera, con origen de la aleta dorsal retrasado respecto al de la pélvica; quilla sin escamas entre la pelvis y el ano; 58-73 escamas en la fila medio-lateral; línea lateral incompleta, con 22-23 escamas, a veces incluso ausente; 84-130 branquiespinas. Según Kottelat y Freyhof (2007) puede alcanzar tallas de hasta 60 mm (Longitud Estándar, LS). Ocupa hábitats de pequeños arroyos de corriente rápida y fondos con guijarros o rocosos, normalmente sin vegetación sumergida (Ribeiro *et al.*, 2000).

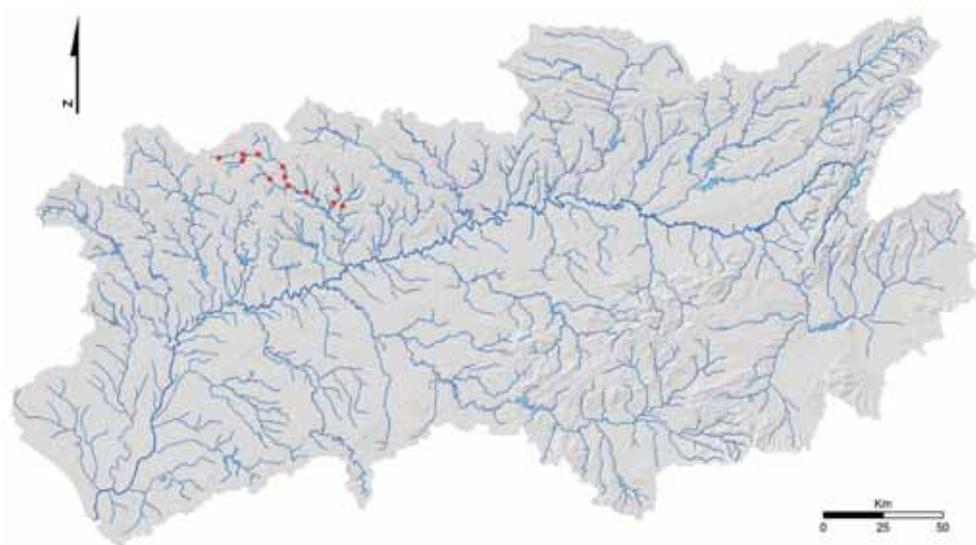


Figura IV.1-
Localización del jarabugo en la cuenca del Guadalquivir.

54

Se han capturado 231 individuos en 12 localidades del río Bembézar, todos por encima del embalse que ocupa la parte central de la cuenca (Figura IV.1) y que favorece el aislamiento de las distintas subpoblaciones.

La talla media de los ejemplares capturados fue de 46,50 mm (Longitud Furcal, LF) con mínimos de 21 mm y máximos de 100 mm. La densidad de la especie es extremadamente baja con mínimos de 0,39 y máximos de 9,45 individuos/500 m².

El jarabugo está considerado como la especie de pez primario más amenazado de las aguas ibéricas (Ribeiro *et al.*, 2000; Salgueiro *et al.*, 2003). Está catalogado como *En Peligro* (EN Alace, B1+2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y *En Peligro* (A2ace) por la UICN (Crivelli, 2006a). Figura como especie *En Peligro de Extinción* en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE 46 de 23 de febrero de 2011). En el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía está catalogada como *En Peligro* (EN Alace, B1,2cde) (Junta de Andalucía, 2001).

En la legislación internacional, la especie está incluida en el Anexo III del Convenio de Berna y en los Anexos II (Especies de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación) y IV (Especies de Interés Comunitario que requieren una protección estricta) de la Directiva de Hábitats de la Unión Europea (92/43/EEC).

IV.1.2. CALANDINO *Squalius alburnoides* (Steindachner, 1866)

Especie bentopelágica de agua dulce que habita el Bajo Duero, el Tajo, Guadiana, Odiel y Guadalquivir en España y las cuencas del Sado y Quarteira en Portugal (Doadrio, 2002).

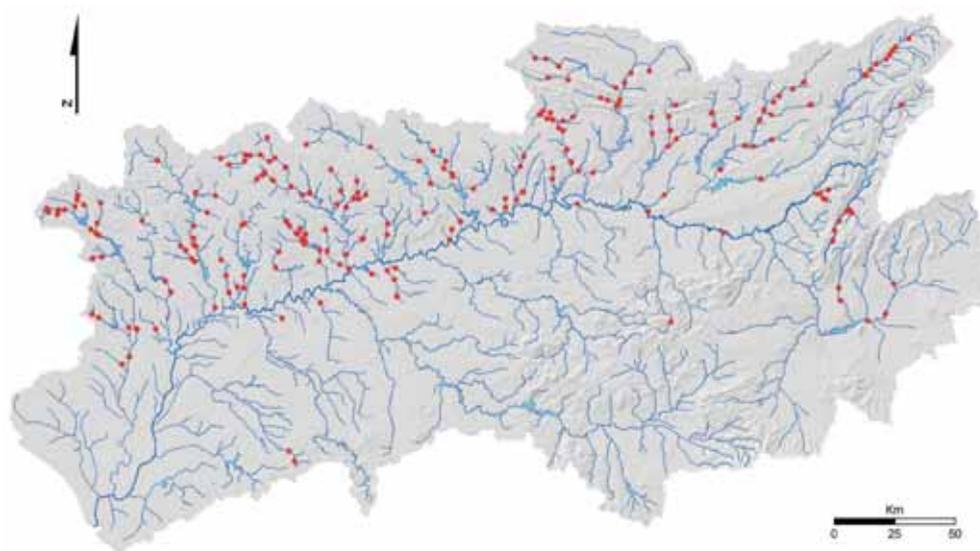


CALANDINO

Los ejemplares presentan raya medio-lateral oscura desde el hocico hasta la base de la caudal; de cuerpo esbelto, la longitud (LS) es 3,8-4,4 veces la altura; 37-42 + 2-3 escamas en la línea lateral; boca subsúpera; anal con 8-9 radios ramificados. Según Kottelat y Freyhof (2007) alcanza tallas de hasta 70 mm para individuos diploides y 110 mm para triploides (LS).

Lo más característico de la especie es su estrategia reproductiva donde diferentes poblaciones muestran distintas dotaciones cromosómicas y tipos de reproducción. Algunas se reproducen por hibridogénesis donde las hembras utilizan el esperma de otra especie (el cacho) para restaurar el genoma de los embriones. Cuando el cacho se reproduce, las hembras de calandino expulsan óvulos exclusivamente con su información genética, desechando la otra mitad de su genoma. Estos óvulos necesitan del esperma de los machos de cacho para restaurar su dotación genética normal y comenzar la división celular. Más adelante, cuando se reproduzcan, volverán a rechazar la dotación genética del macho. El resultado es la aparición de poblaciones “todo hembras” con una, dos o tres copias del genoma de la madre y una del padre (cacho). Estos híbridos también pueden reproducirse por ginogénesis, donde la hembra produce huevos con la dotación genética exclusiva de la madre y sólo utiliza el esperma de los machos de otra especie para activar la división celular pero no hay entrada de material genético alguno, el espermatozoide sólo activa el proceso. En el primer caso estaríamos hablando de hemiclones y en el segundo de auténticas hembras clónicas. Para complicar aún más la situación también hay poblaciones con un número similar de machos y hembras y que se reproducen por meiosis normal. La taxonomía de esta especie, que reta los principios genéticos básicos, es tan complicada que se le ha dado en llamar “complejo alburnoides”, pues no se trata de una especie en el sentido que conocemos tradicionalmente el término (Alves *et al.*, 2004; Sousa-Santos *et al.*, 2006; Robalo *et al.*, 2006). Más información de la biología de la especie en la cuenca puede encontrarse en Fernández-Delgado y Herrera (1994).

En nuestros muestreos se ha capturado en 27 subcuencas, fundamentalmente de la margen derecha (Figura IV.2).



56

Figura IV.2-
Localización del calandino en la cuenca del Guadalquivir.

En total se han capturado 9774 individuos que dieron una longitud media de 56,94 mm (LF). El menor ejemplar fue de 12 mm y el mayor de 140 mm (LF). Las densidades encontradas oscilaron entre 0,28 y 393,43 individuos/500 m² de río. Más del 60% de las localidades estuvieron constituidas por núcleos poblacionales de entre 5 y 20 individuos/500 m² de cauce fluvial, con claro dominio de las localidades de 10 o menos individuos.

Incluida en el Anexo II de la Directiva de Hábitat: especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales (92/43/EEC). Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como *Vulnerable* (VU A2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y como *Vulnerable* (VU A1ce) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.1.3. CACHO *Squalius pyrenaicus* Günther, 1868

Especie bentopelágica de agua dulce que se distribuye por las cuencas de los ríos Tajo, Guadiana, Guadalquivir, Segura y Júcar (Doadrio, 2002).



CACHO

Se distingue de otras especies de *Squalius* de la Península Ibérica por tener 37-42 + 2-3 escamas en la línea lateral; huesos infraorbitales anchos, siendo el segundo y el quinto 4-5 veces más anchos que el canal sensorial que los atraviesa; longitud de la cabeza aproximadamente igual a la altura del cuerpo; altura del pedúnculo caudal contenida 2-2,6 veces en la longitud del mismo; boca terminal; hocico punteado; 3-5 filas de escamas entre la línea lateral y la base pélvica. Según Kottelat y Freyhof (2007) alcanza tamaños de hasta 260 mm (LS).

Su hábitat es ubicuo, arroyos de tamaño pequeño y mediano y de régimen mediterráneo, quedando restringido a menudo a pequeñas pozas durante el verano. Como ya hemos comentado, la especie está implicada en el complejo de hibridación del *S. alburnoides* (Alves *et al.*, 2004; Sousa-Santos *et al.*, 2006; Robalo *et al.*, 2006).

En nuestros muestreos se capturaron 5621 individuos repartidos por 27 subcuencas (Figura IV.3).

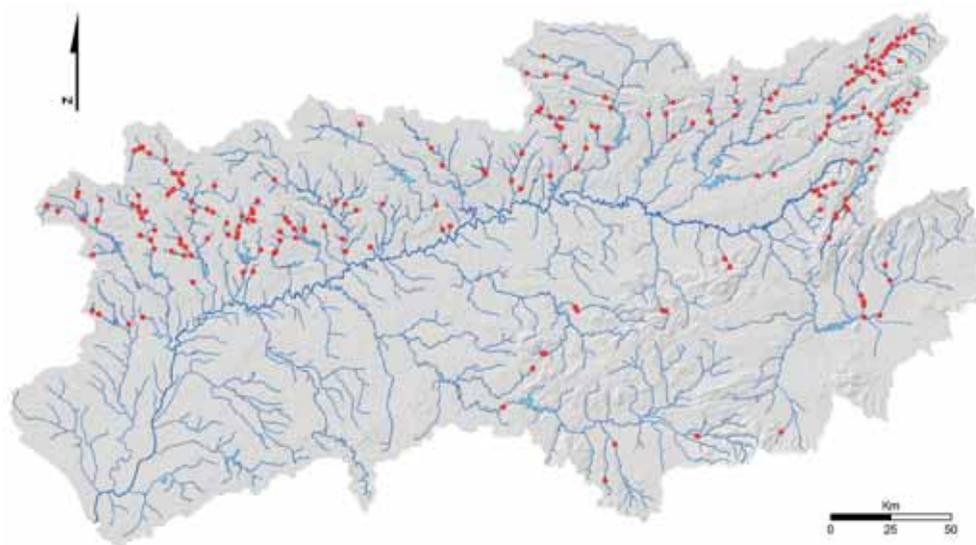


Figura IV.3-
Localización del cacho en la cuenca del Guadalquivir.

58

La talla media de los individuos capturados fue de 66,78 mm, con mínimos de 22 mm y máximos de 175 mm (LF). Las densidades oscilaron entre un mínimo de 0,10 y 459,39 individuos/500 m², estando el grueso de las localidades constituidas por menos de 15 individuos/500 m². Aspectos de su biología en la cuenca del Guadalquivir pueden encontrarse en Fernández-Delgado y Herrera (1995a).

Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como *Vulnerable* (VU A2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y como *Vulnerable* (VU Alce) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.1.4. PARDILLA *Iberochondrostoma lemmingii* (Steindachner, 1866)

Especie bentopelágica de agua dulce que se distribuye de forma natural por las cuencas de los ríos Duero, Tajo, Guadiana, Odiel y Guadalquivir (Doadrio, 2002). La especie ha sido recientemente incluida en un nuevo género en base a análisis genéticos mitocondriales y nucleares (Robalo et al., 2007, 2008). Aspectos de su biología en el Guadalquivir han sido estudiados por Fernández-Delgado y Herrera (1995b).



PARDILLA

Se distingue de otras especies de su género por presentar 49-59 + 2-3 escamas en la línea lateral; 4½-7 filas de escamas entre la línea lateral y el comienzo de la aleta pelviana; el diámetro del ojo es 1,0-1,5 veces la longitud del hocico. Según Kottelat y Freyhof (2007) puede alcanzar tallas de hasta 120 mm (LS) y suele habitar los tramos medios de los arroyos, con corriente moderada y abundante vegetación acuática.

En nuestros muestreos se han capturado 2889 individuos repartidos por 15 subcuencas (Figura IV.4).

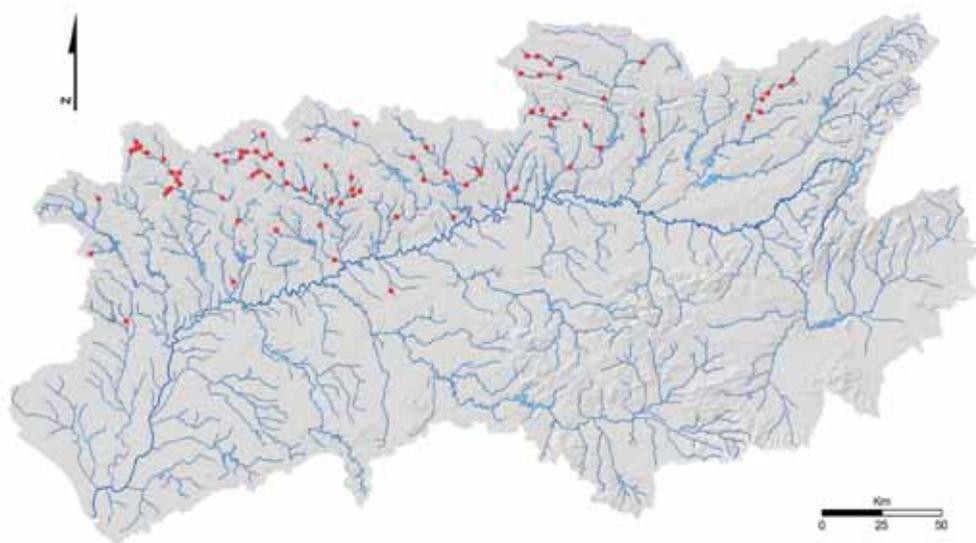


Figura IV.4- Localización de la pardilla en la cuenca del Guadalquivir.

La talla media de los individuos capturados fue de 56,48 mm con máximos de 135 mm y mínimos de 25 mm (LF). La especie se presentó a densidades bajas con mínimos de 0,26

individuos/500 m² y máximos de 75,10 individuos/500 m². El 50% de los tramos tenían núcleos poblacionales de 5 o menos individuos.

Está incluida en el Anexo II de la Directiva Hábitat de la CEE (92/43/EEC): especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación.

Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como *Vulnerable* (VU A2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y como *Vulnerable* (VU A1,2c) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.1.5. PARDILLA ORETANA *Iberochondrostoma oretanum* Doadrio y Carmona, 2003

60

También llamada pardilla del Jándula cuya distribución se ciñe al río Robledillo (afluente del Jándula) (Doadrio y Carmona, 2003, 2009). Se diferencia genética y morfológicamente de la pardilla (*I. lemmingii*) por presentar ojos de mayor tamaño y más adelantados, de seis a siete radios ramificados en las aletas dorsal y anal, una media de 25,4 branquiespinas, proceso coronoideo del dentario alto y estrecho, proceso palatino del maxilar orientado hacia atrás y un locus diagnóstico (MDH-A) (Doadrio y Carmona, 2003).



PARDILLA ORETANA

Se distingue de otras especies de su género por tener 53-58 + 2-3 escamas en la línea lateral; con 5-6 filas de escamas entre la línea lateral y el comienzo de la pelvis; el diámetro del ojo es 0,7-1 veces la longitud del hocico. Puede alcanzar tamaños de hasta 90 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

En nuestros muestreos sólo se han capturado 2 individuos en una única localización del río Robledillo, en la cuenca del Jándula. En la Figura IV.5 se muestra la distribución de la especie completada con otras citas (Doadrio y Carmona, 2003).

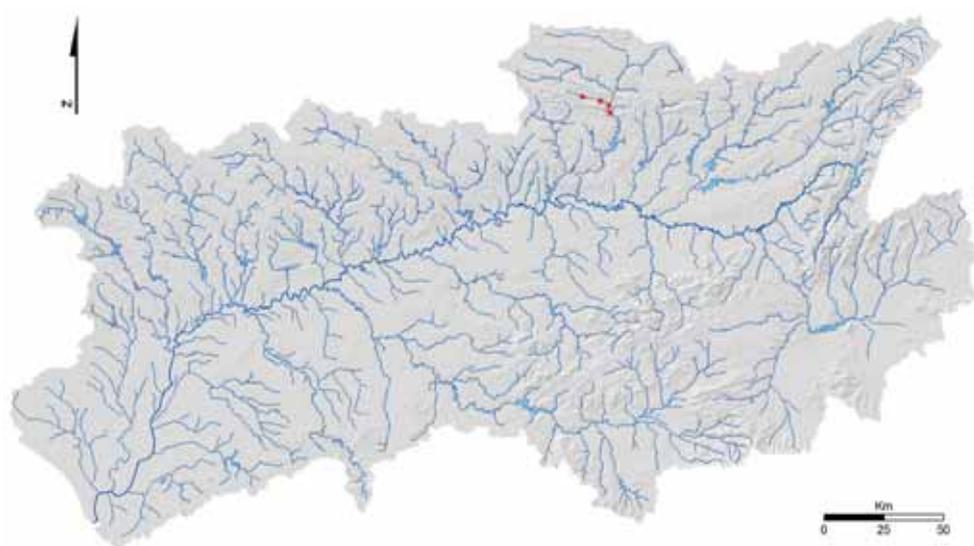


Figura IV.5-
Localización de la parduilla oretana en la cuenca del Guadalquivir.

Las medidas de los dos ejemplares capturados fueron de 56 y 73 mm (LF), dando una densidad de 1,32 individuos/500 m².

Está pendiente de ser incluida en las listas de especies protegidas. Doadrio y Carmona (2003) catalogan la especie como *En Peligro Crítico* (CR B1 + 2ce) y la UICN como *En Peligro Crítico* (Carmona y Elvira, 2006).

IV.1.6. COLMILLEJA *Cobitis paludica* De Buen, 1930

Especie demersal de agua dulce que se distribuye por la mayor parte de la Península Ibérica excepto en la cuenca del Alagón y en las zonas norte de las cuencas del Ebro y Duero y cornisa cantábrica (Doadrio, 2002).



COMILLEJA HEMBRA (arriba)
y MACHO (abajo)-

Presenta barbillones mandibulares contenidos 4-8 veces en la longitud de su cabeza; aleta pectoral contenida 4,3-5,4 veces en la LS para el caso de los machos y 4,3-9 veces en las hembras; 6-7 ½ radios ramificados en la aleta dorsal; los machos poseen en la base del segundo radio de las aletas pectorales una lámina circular denominada *escama de canestrini*. Según Kottelat y Freyhof (2007) puede alcanzar tallas de hasta 130 mm en hembras y 70 mm en machos (LS) y habita tramos tranquilos con fondos de arena, fango o piedras y con vegetación. La biología de la especie en el Guadalquivir ha sido estudiada por Oliva *et al.* (2002).

En nuestros muestreos se han capturado 1889 individuos repartidos por 30 subcuencas (Figura IV.6).

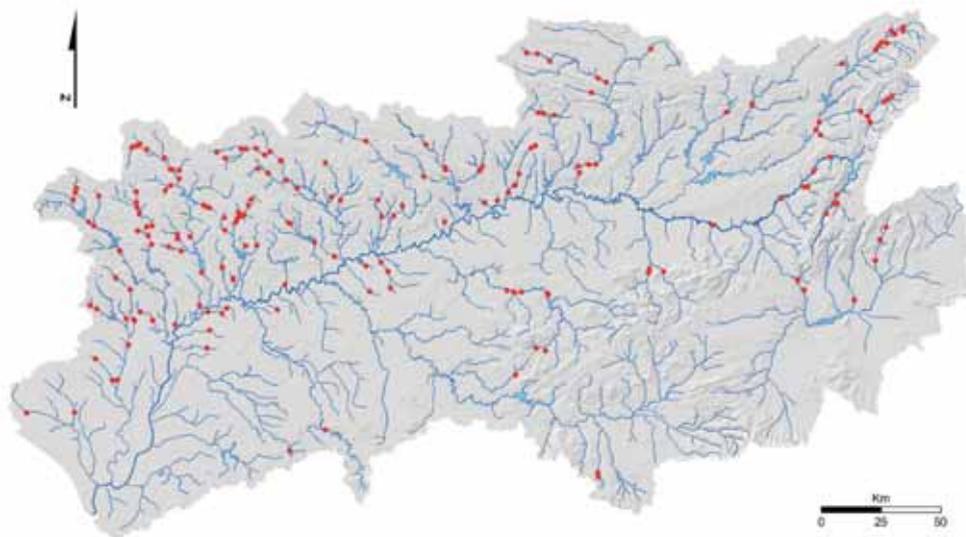


Figura IV.6-
Localización de la colmilleja en la cuenca del Guadalquivir.

La media de los individuos capturados fue de 57,16 mm con una talla mínima de 20 mm y máxima de 98 mm (LS). Cerca del 70% de las localidades en las que aparece la especie están constituidas por núcleos poblacionales de 10 o menos individuos/500 m² de cauce fluvial con mínimos de 0,25 individuos/500 m². Se ha encontrado una población excepcionalmente abundante en la cuenca del Guadalimar donde se contabilizaron 237,63 individuos/500 m². Más información sobre la especie en el Guadalquivir puede encontrarse en Oliva *et al* (2002).

Incluida en el Anejo II de la Directiva de Hábitat (92/43/CEE): especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación.

Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como *Vulnerable* (VU A2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y como *Vulnerable* (VU A1ce) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.1.7. TRUCHA COMÚN *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

Especie pelágica-nerítica que habita las aguas dulces, salobres y marinas de Europa y Asia. En la Península Ibérica, Machordom *et al.* (2000) diferencian cinco haplotipos diferentes para

otras tantas regiones biogeográficas: Cantábrica, Duero, Atlántica, Andalucía y Mediterránea. La variedad existente en el Guadalquivir pertenece a la línea Adriática-Suribérica Andalucía (Almodóvar *et al.*, 2007)



TRUCHA COMÚN

Presenta una aleta caudal escotada en individuos menores de 200 mm (LS) y a menudo recta en ejemplares mayores; 13-16 escamas entre el final de la base de la aleta adiposa y la línea lateral; 14-16 branquiespinas; huesos maxilares alcanzando o sobrepasando el margen posterior del ojo; parte posterior del vómer dentada en adultos; margen adiposo naranja o rojo en juveniles y adultos sedentarios. Según Kottelat y Freyhof (2007) puede alcanzar los 400 mm (LS) en individuos sedentarios de cursos fluviales mientras que los lacustres o anádromos alcanzan tamaños mayores y habita arroyos, ríos y lagos de aguas frías desovando en tramos de agua con corriente. Es una especie especialmente sensible a la contaminación y a las bajas concentraciones de oxígeno.

En nuestros muestreos se capturaron 682 individuos repartidos en 6 subcuencas (Figura IV.7).

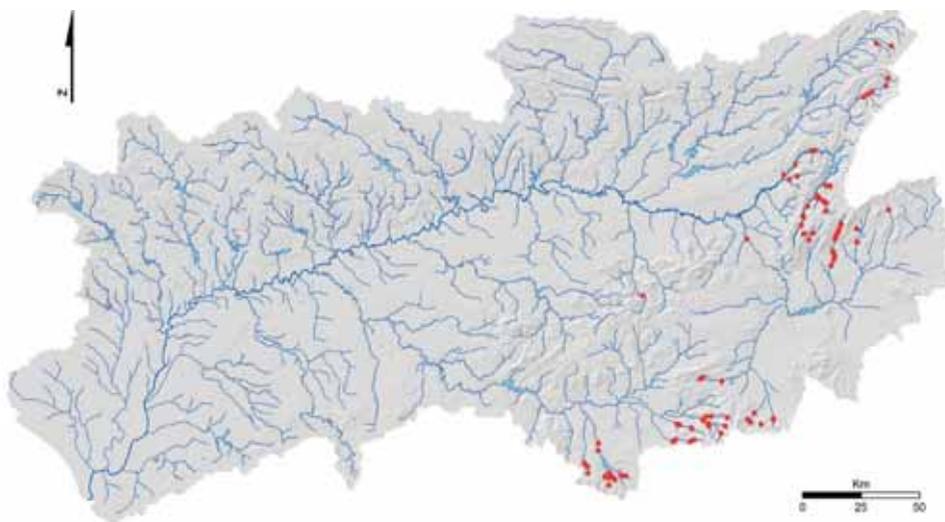


Figura IV.7-
Localización de la trucha en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los individuos capturados fue de 157,40 mm, con una talla mínima de 43 mm y máxima de 390 mm (LF). Más del 75% de las localidades en las que aparece la especie están constituidas por núcleos poblacionales de menos de 20 individuos por cada 500 m² de cauce fluvial. Los valores mínimos hallados fueron 0,43 individuos/500 m² y los máximos 151,52 individuos/500 m².

Catalogada como *Vulnerable* (VU cde) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y *En Peligro* (EN Ale) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.1.8. SALINETE *Aphanius baeticus* Doadrio, Carmona y Fernández-Delgado, 2001

Especie bentopelágica de aguas dulces, salobres, saladas e hipersalinas de zonas húmedas del litoral atlántico andaluz (Fernández-Delgado *et al.*, 1998).



MACHO DE SALINETE

Según Kottelat y Freyhof (2007) se distingue de otras especies de *Aphanius*, Valenciidae y Fundulidae en Europa por tener 9-10 radios en la aleta pectoral; normalmente 9½ radios en la aleta anal; 24-26 escamas en la línea lateral en serie sobre el cuerpo; macho con 14-17 barras grises oscuras sobre un fondo plateado, barras de forma irregular y a menudo conectadas; machos con aleta caudal de color gris, con una distintiva barra submarginal y 4-5 filas verticales de puntos hialinos algunas veces organizados en barras; hembras con unos pocos y grandes puntos negros en el lateral, normalmente organizados en dos filas, una en el medio del flanco y la otra al nivel de la base pectoral. Los machos pueden alcanzar los 40 mm (LT) y las hembras los 50 mm (LT) (Fernández-Delgado *et al.*, 1988).

Habita lagunas, canales mareales y arroyos pequeños y poco profundos, con aguas desde dulces hasta hipersalinas, y de fondo limoso o arenoso (Fernández-Delgado *et al.*, 1998).

El salinete ha sido localizado en un único punto de la cuenca del río Salado. La Figura IV.8 muestra la localización de este punto junto con otras citas de la especie.

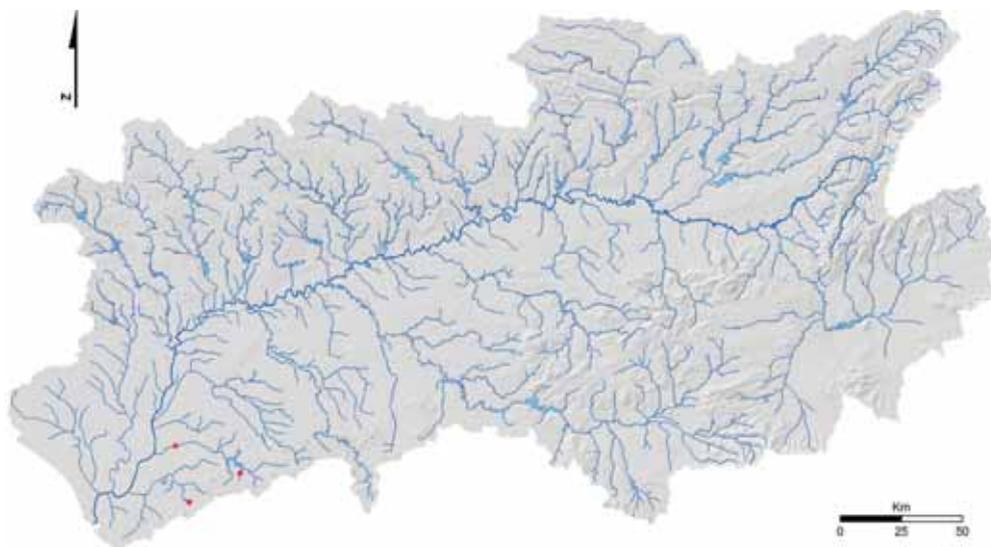


Figura IV.8-
Localización del salinete en la cuenca del Guadalquivir.

66

Los 69 individuos capturados dieron como resultado una talla media de 27.34 mm, con 20 mm de talla mínima y 44 mm de talla máxima (LT). La densidad encontrada en el tramo muestreado fue de 167,19 individuos/500 m².

Algunas evaluaciones antiguas de su estado de conservación la incluyen junto con las poblaciones de fartet (*Aphanius iberus*), especie propia del litoral mediterráneo (Junta de Andalucía, 2001). Como tal está catalogada *En Peligro* (EN A1ce; B1+2bcd) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002). Doadrio *et al.* (2002) la catalogan como *En Peligro Crítico* (CR). La UICN *En Peligro* (A2ce) (Crivelli, 2006b). Figura *En Peligro de Extinción* en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (BOE 46 de 23 de febrero de 2011). Finalmente, la especie también está incluida en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas (Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres en Andalucía).

IV.2. ESPECIES AUTÓCTONAS MIGRADORAS CATÁDROMAS.

IV.2.1. ANGUILA *Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758

Especie demersal, catádrroma que habita los ambientes marinos, estuáricos y dulceacuícolas. Se distribuye por toda la costa atlántica desde Escandinavia a Marruecos, incluyendo el Mar del Norte, el Báltico y el Mediterráneo (<http://www.fishbase.org>).

Posee un ciclo de vida complejo, nace en el mar de los Sargazos (22°-30° N; 48°-65° W), a unos 6000 km de las costas europeas (Schmidt, 1909; Kleckner *et al.*, 1983), su larva, llamada leptocéfalo, viaja gracias a las corrientes marinas del Atlántico Norte, hasta la plataforma continental de Europa y norte de África donde sufre una primera metamorfosis y se transforma en anguila transparente, individuos de forma redondeada, similares a los adultos pero sin pigmentación, conocidos también con el nombre de angulas. En este estado migra hacia los distintos tipos de hábitats existentes, aguas costeras, estuarios y ríos y comienza a pigmentarse. Acabada la pigmentación, alcanza el estado juvenil en el que va a pasar un periodo variable de tiempo (5-20 años) según las condiciones ambientales, fundamentalmente temperatura y cantidad y calidad de alimento. Al final de este periodo el individuo deja de comer y sufre una segunda metamorfosis donde los ojos se agrandan y el cuerpo se torna de color gris plateado comenzando la segunda y última fase migratoria de su vida. Los animales de río y estuarios se dirigen hacia el mar y comienzan su viaje hacia el Mar de los Sargazos (Tesch, 2003) para reproducirse.



ANGUILA EN FASE AMARILLA

Cuerpo alargado, delgado y cilíndrico; aletas dorsal, anal y caudal unidas; aleta pélvica ausente (ápodo). Alcanza normalmente tamaños de 400-600 mm (Longitud Total, LT), raramente mayores, aunque se ha informado de ejemplares de hasta 2000 mm (LT). Los machos raramente superan los 40 cm (Tesch, 2003).

En nuestros muestreos se capturaron 17 ejemplares en 5 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.9). Nos consta, además, su presencia en el Guadiamar, La Rocina y las Marismas del Guadalquivir (Fernández-Delgado *et al.*, 2000), en donde se han estudiado distintos parámetros de su biología (Fernández-Delgado *et al.*, 1989). Los ejemplares capturados en el Guadiato deben su presencia a la existencia de una antigua piscifactoría de engorde de anguilas ubicada en las inmediaciones de la central térmica de Puente Nuevo (Córdoba).

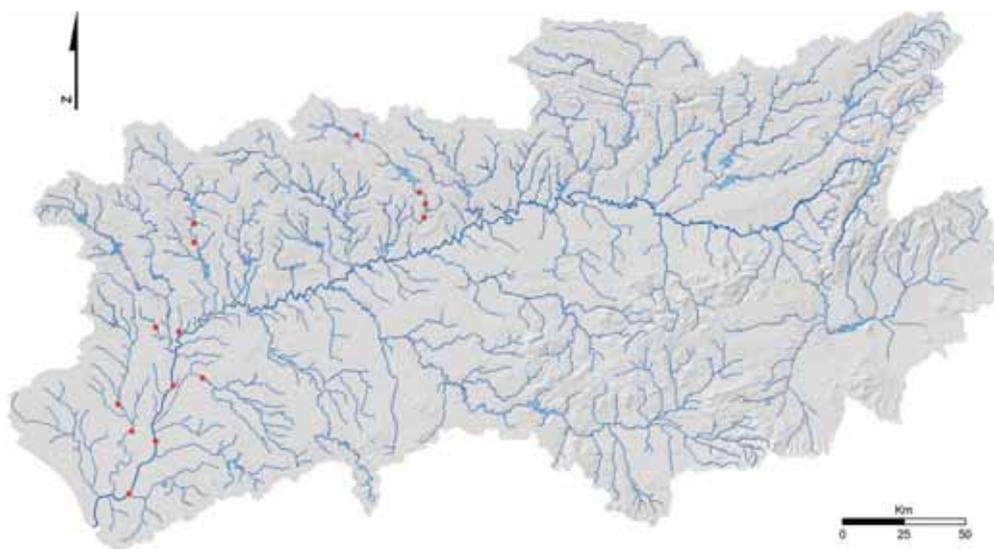


Figura IV.9-
Localización de la anguila en la cuenca del Guadalquivir.

Los individuos capturados dieron una talla media de 361,6 mm, con máximos de 680 mm y mínimos de 66 mm (LT). Las densidades encontradas oscilaron entre 0,29 y 3,58 individuos/500 m².

La especie está catalogada como *Vulnerable* (VU 2cd) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y de *Riesgo menor: casi amenazada* (Lr, nt) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

La entrada de nuevos reclutas a las costas europeas se ha reducido en más de un 98% de los niveles de los años 70 del siglo pasado. Por ello, la UICN la ha catalogado como *En Peligro Crítico* (CR A2bd+4bd) (Freyhof y Kottelat, 2010). Al ser una especie comercial, también ha sido incluida en el Apéndice II del Convenio sobre el comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres (www.cites.es).

El paupérrimo estado de conservación de la especie ha llevado a las autoridades europeas a desarrollar el *Reglamento (CE) N° 1100/2007 del Consejo de 18 de septiembre de 2007 por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de anguila europea*. En base a este reglamento los estados miembros han tenido que desarrollar planes de conservación de la especie. En España esta tarea ha sido encomendada a las comunidades autónomas, en Andalucía, se desarrolló un borrador de plan de conservación de la especie (Fernández-

Delgado *et al.*, 2008) que sirvió de base a las autoridades andaluzas para presentar en Bruselas su plan de conservación para el territorio andaluz (Junta de Andalucía, 2008; <http://www.magrama.gob.es/es/pesca/temas/planes-de-gestion-y-recuperacion-de-especies-pesqueras/planes-gestion-anguila-europea/>, visualizado el 10 de enero de 2013).

IV.2.2. ALBUR *Liza ramada* Risso, 1827

Especie pelágica-nerítica catádroma que habita las aguas dulces, salobres y saladas del Atlántico Este desde las costas del sur de Noruega a Marruecos incluyendo el Mar Mediterráneo y el Mar Negro (<http://www.fishbase.org>).



ALBUR

Se distingue de otras especies de *Liza* en Europa por tener las escamas predorsales con surcos simples o no longitudinales; 24 filas de escamas circumpedunculares; cuando se pliega hacia delante, la aleta pectoral no alcanza el ojo; ángulo posterior del hueso preorbital redondeado; una mancha negra en la base de la aleta pectoral; 41-46 escamas en la línea lateral (no incluyendo escamas de la base de la aleta caudal). Puede llegar a medir hasta 545 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Su hábitat es pelágico, cerca de las costas, entrando en lagunas y tramos bajos de los ríos. A menudo se puede encontrar en aguas contaminadas. Desova en el mar, a poca distancia de la costa.

En nuestros muestreos se han capturado 53 individuos repartidos por 4 subcuencas (Figura IV.10). La especie es muy abundante en el Bajo Guadalquivir (Fernández-Delgado *et al.*, 2000).

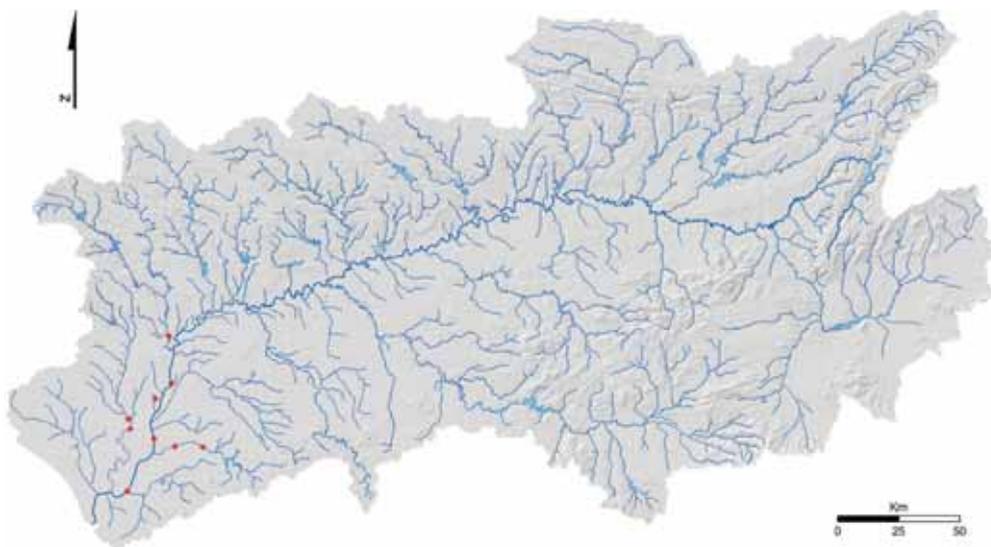


Figura IV.10-
Localización del albur en la cuenca del Guadalquivir.

70

La talla media de los 53 individuos fue de 166,77 mm, con mínimos de 45 mm y máximos de 440 mm (LF). La densidad mínima de los escasos tramos en los que se ha localizado la especie fue de 1,68 individuos/500 m² y la máxima de 20,97 individuos/500 m².

Declarada objeto de pesca en España por el Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen normas para su protección (BOE núm. 218, de 12 de septiembre).

Declarada objeto de pesca comercializable por el Real Decreto 1118/1989, de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables y se dictan normas al respecto (BOE núm. 224, de 19 de septiembre).

IV.2.3. CAPITÁN *Mugil cephalus* Linnaeus, 1758

Especie bentopelágica catádroma que habita las aguas dulces, salobres y marinas de todas las zonas costeras de clima tropical, subtropical y templado del mundo (<http://www.fishbase.org>).



CAPITAN

Se distingue de otras especies de la familia Mugilidae por tener tejido adiposo cubriéndole la mayor parte del ojo, alcanzando las pupilas en los adultos. Su tamaño puede llegar hasta los 800 mm (LS) (Según Kottelat y Freyhof, 2007).

Su hábitat es pelágico, cerca de las costas, a veces buscando la comida en lagunas, estuarios y cursos bajos de los ríos. Desova en el mar, en las aguas costeras superficiales.

En nuestros muestreos se han capturado 61 individuos en 4 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.11).

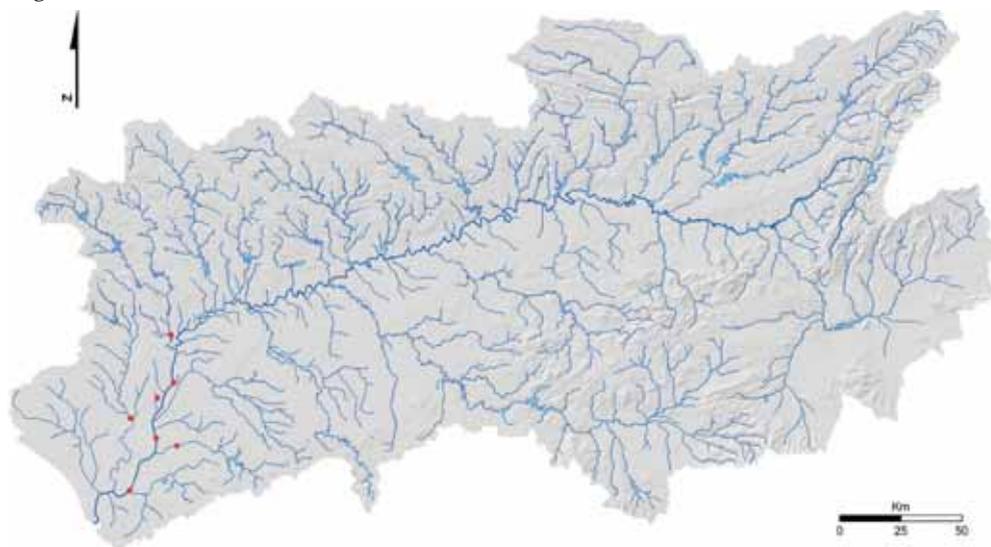


Figura IV.11-
Localización del capitán en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los ejemplares medidos fue de 121,74 mm, con mínimos de 50 mm y máximos de 350 mm (LF). Las densidades oscilaron entre los 0,43 y los 40,01 individuos/500 m².

Declarada objeto de pesca en España por el Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre, por el que se declaran las especies objeto de caza y pesca y se establecen normas para su protección (BOE núm. 218, de 12 de septiembre).

Declarada objeto de pesca comercializable por el Real Decreto 1118/1989, de 15 de septiembre, por el que se determinan las especies objeto de caza y pesca comercializables y se dictan normas al respecto (BOE núm. 224, de 19 de septiembre).

IV.3. ESPECIES AUTÓCTONAS MIGRADORAS POTÁDROMAS

IV.3.1. BARBO COMÚN *Luciobarbus sclateri* (Günther, 1868)

Especie bentopelágica potádroma de agua dulce que se distribuye por la mitad sur de la Península Ibérica desde la cuenca del Segura, en España, a la cuenca del Mira, en Portugal (Doadrio, 2002).



73

BARBO

Boca con dos pares de barbillones y cuerpo con profundo contraste entre el dorso oscuro y el vientre blanco-amarillento en adultos de más de 300 mm (LS); pedúnculo caudal robusto y con una altura contenida aproximadamente 1,2-1,4 veces en su longitud; longitud de la cabeza un 24-29% de su longitud estándar; 42-45 + 3 escamas en la línea lateral; el último radio espinoso de su aleta dorsal está endurecido y rígido aproximadamente a la mitad o tres cuartos de su longitud, con una pequeña denticulación a lo largo de la mayor parte de su longitud (Kottelat y Freyhof, 2007). Puede llegar a alcanzar tamaños superiores a los 700 mm (LF), siendo los individuos de embalses más grandes que los de río.

Está presente en gran variedad de hábitats, es muy abundante en grandes ríos y arroyos con corrientes lentas o moderadas. Evita los arroyos de gran altitud y aguas frías. Hay varios artículos que estudian la biología de la especie en el Guadalquivir (ver por ejemplo Herrera *et al.*, 1988; Herrera y Fernández-Delgado, 1992).

Es la especie más abundante y ubicua de todas las capturadas en nuestros muestreos, incluidas las alóctonas. Se capturaron 17515 individuos repartidos por 45 subcuencas (Figura IV.12). Además de estas capturas directas, nos consta su presencia en el charco del Acebrón dentro del Parque Nacional de Doñana y en las zonas más dulces de las Marismas.



Figura IV.12-
Localización del barbo común en la cuenca del Guadalquivir.

74

En nuestro estudio la talla máxima capturada fue de 620 mm y la mínima de 11 mm, siendo la media de 110,41 mm (LF). Las densidades oscilaron entre los 0,13 y los 492,51 individuos/500 m². La mayoría de las poblaciones se encontraron a densidades muy bajas, menos de 50 individuos/500 m².

Incluida en el Anexo V de la Directiva de Hábitats como especie que puede ser objeto de medidas de gestión, es decir objeto de pesca.

Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como de *Riesgo Menor: Casi Amenazada* (LR, nt) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) al igual que en Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.3.2. BOGA *Pseudochondrostoma willkommii* (Steindachner, 1866)

Especie bentopelágica de agua dulce y potádroma que se distribuye de forma natural por las cuencas del Guadiana, Odiel, Guadalquivir y pequeñas áreas de drenaje hasta Málaga (Doadrio, 2002).



BOGA

Presenta 56-71 + 3-4 escamas en la línea lateral; el borde la mandíbula inferior ligeramente arqueado y con lámina córnea; aleta anal ramificada con 9-10½ radios; 26-35 branquiespinas; normalmente con 6-7 dientes faríngeos dispuestos en una sola fila; la altura del pedúnculo caudal está contenida 2,2-2,4 veces en su longitud. Puede alcanzar tamaños de hasta 400 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007). Los individuos de embalses son de mayor tamaño que los de río. Habita los tramos medios de los ríos tanto en áreas con corriente como tranquilas, aspectos de su biología en el Guadalquivir han sido tratados por Bellido *et al.* (1989) y Herrera y Fernández-Delgado (1994).

En nuestros muestreos se han capturado 2290 individuos repartidos por 27 subcuencas fundamentalmente de la margen derecha (Figura IV.13).

75

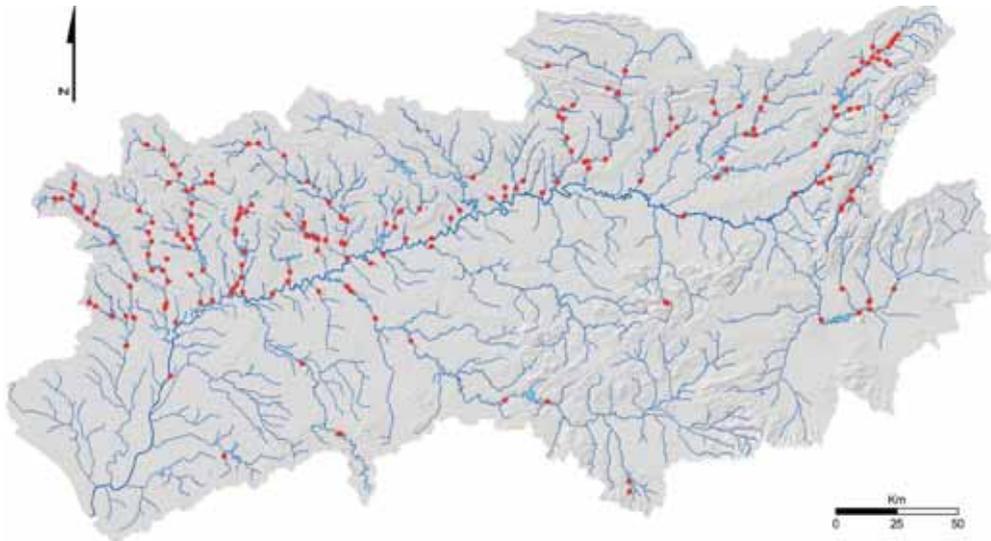


Figura IV.13-

Localización de la boga en la cuenca del Guadalquivir.

El mayor número de subpoblaciones se ha encontrado en los cursos bajos, siendo más rara su presencia en zonas medias y altas por encima de embalses. Así, la especie está ausente

de los tramos medios y altos de cuencas tan importantes como el Bembézar, Guadiato, Guadalquivir o Jándula. Sospechamos que esta ausencia se debe a un proceso de extinción en los tramos medios y altos. La existencia de la especie en tramos muy altos, como la zona del nacimiento del Guadalquivir o en tramos medios y altos de otras cuencas como la del Guadalimar, Rumbiar, Yeguas o Huesna corroboran esta posibilidad. Es muy probable que en estas ausencias tenga mucho que ver el carácter potádromo de la especie y la existencia de barreras transversales en los cauces.

La longitud media de los ejemplares capturados fue de 87,27 mm, con mínimos de 24 mm y máximos de 290 mm (LF). Más del 60% de las localidades en las que aparece están constituidas por núcleos poblacionales de 10 o menos individuos/500 m² de cauce fluvial. La localidad de mayor densidad alcanzó los 112,76 individuos/500 m² y la de menor fue de 0,082 individuos/500 m².

Incluida en el Anejo II de la Directiva de Hábitat: especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación.

Incluida en el Anexo III del Convenio de Berna (BOE núms. 235 y 136, de 1 de octubre de 1986 y 7 de junio de 1988) como especie de fauna protegida cuya explotación se regulará para mantener sus poblaciones fuera de peligro (Art. 7.2) y se prohibirá la utilización de todos los métodos no selectivos de captura y muerte y de los medios que puedan causar localmente la desaparición o turbar seriamente la tranquilidad de las poblaciones (Art. 8).

Catalogada como *Vulnerable* (VU A2ce) en el Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2002) y como *Vulnerable* (VU A1ce) en el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía (Junta de Andalucía, 2001).

IV.4. ESPECIES ALÓCTONAS SEDENTARIAS.

IV.4.1. GOBIO *Gobio lozanoi* Doadrio y Madeira, 2004

Especie bentopelágica de agua dulce y endémica de las cuencas del Bidasoa y Ebro en España y de la cuenca del Adour en Francia (Doadrio, 2002; Doadrio y Madeira, 2004). La especie ha sido introducida en multitud de cursos fluviales ibéricos por los pescadores que la utilizan como cebo vivo para la pesca de especies piscívoras.



77

GOBIO

Se distingue de otras especies del género *Gobio* de Europa por tener una área interorbital plana o ligeramente convexa; 4-5 escamas entre el ano y el comienzo de la aleta anal; longitud de la cabeza un 25-28% de la longitud estándar; altura de la cabeza un 62-72% de la longitud de la misma; zona pectoral con escamas; 36-37 + 2-3 escamas en la línea lateral; 3-3½ filas de escamas entre la línea lateral y el comienzo de la aleta pélvica, normalmente 5½ filas de escamas entre la línea lateral y el comienzo de la aleta dorsal; diámetro del ojo contenido 1,2-1,8 veces en la distancia interorbital; altura del pedúnculo caudal contenida 1,6-2,0 veces en su longitud; parches contrastados en la franja medio-lateral; 12-14 filas de escamas circumpedunculares. Alcanza tallas de hasta 120 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Habita arroyos de corriente moderada en los pies de las montañas, con sustratos de arena o grava. Aspectos sobre su biología en la Península Ibérica pueden encontrarse en Lobón *et al.* (1991), Oscoz *et al.* (2005) y Andreu *et al.* (2006).

En nuestros muestreos se han capturado 227 ejemplares en los tramos altos de ríos pertenecientes a 3 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.14).

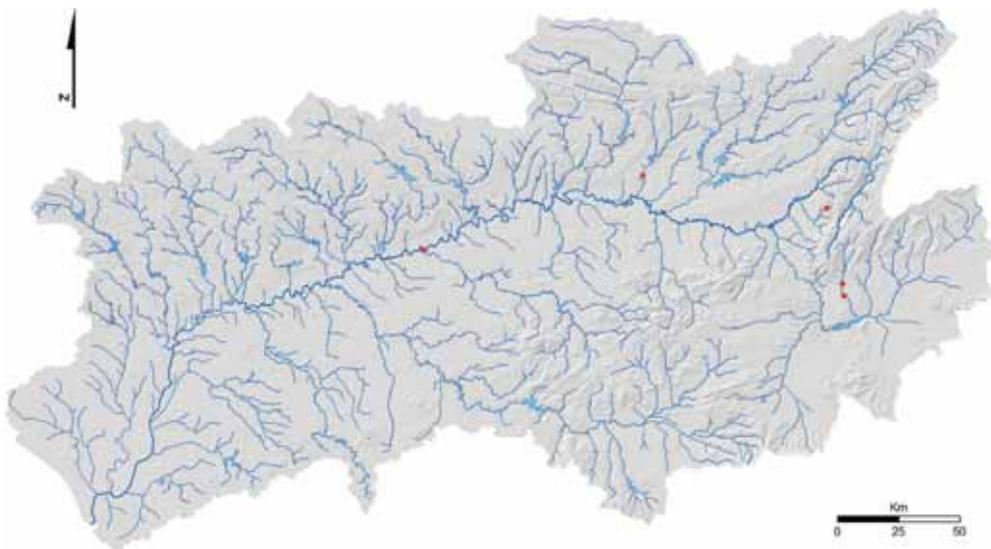


Figura IV.14-
Localización del gobio en la cuenca del Guadalquivir.

78

Los ejemplares capturados dieron una talla media de 75,04 mm (LF), con mínimos de 42 mm y máximos de 112 mm. Las densidades encontradas en los tramos de muestreo oscilaron entre 24,2 y 58,2 individuos/500 m².

IV.4.2. PISCARDO *Phoxinus phoxinus* (Linnaeus, 1758)

Especie bentopelágica de agua dulce presente en toda Europa excepto España y Portugal. Las poblaciones correspondientes a la mitad norte de la Península Ibérica han sido descritas recientemente como *P. bigerri* (Kottelat, 2007).



PISCARDO

Se distingue de otras especies de *Phoxinus* en Europa porque la línea lateral normalmente llega más allá de la base de la aleta anal; altura del pedúnculo caudal contenida 2,6-3,1 veces en su longitud; parches de escamas en la zona pectoral separadas por zonas sin escamas;

longitud del morro aproximadamente un 30% de la longitud de la cabeza (1,1-1,4 veces la longitud del diámetro del ojo); la aleta anal comienza delante del último radio de la aleta dorsal. Puede alcanzar tamaños de hasta 100 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

La especie ha sido introducida en muchos cursos fluviales por los pescadores que la utilizan como cebo vivo. Sólo se ha capturado en una localidad del río Guadalbarbo (Figura IV.15).



Figura IV.15-
Localización del piscardo en la cuenca del Guadalquivir.

IV.4.3. BLACK BASS *Micropterus salmoides* Lacépède, 1802.

Especie bentopelágica de agua dulce que se distribuye de forma natural por la mayor parte de Norte América, desde los Grandes Lagos hasta el norte de México (<http://www.fishbase.org>).

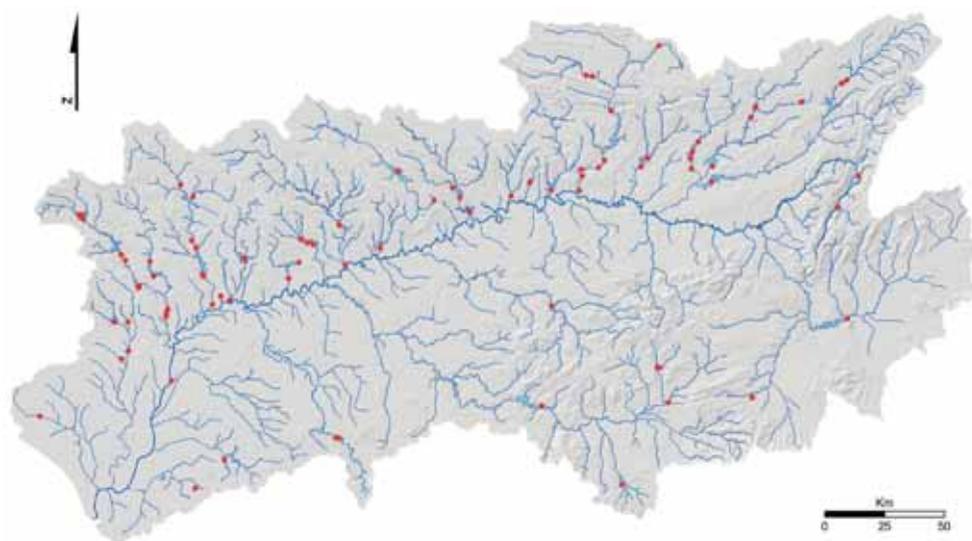


BLACK BASS

Se distingue de otros centrárquidos introducidos en Europa por tener 55-65 escamas en la línea lateral con una serie de manchas próximas entre ellas; aleta anal con tres espinas; boca grande; longitud de la mandíbula superior mayor que el diámetro del ojo. Puede alcanzar tamaños de hasta 650 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Vive en una amplia variedad de hábitats de aguas de poca corriente, como grandes ríos, lagos, canales y remansos. Evita las aguas con fuerte corriente y puede vivir en estuarios siempre que la salinidad no supere el 13%. Aspectos de su biología en la Península Ibérica pueden encontrarse en Ribeiro y Collares-Pereira (2010).

Se han capturado 176 individuos en 16 localidades pertenecientes a 7 cuencas: Retortillo-Huesna-1 (n= 2); Viar (n= 2); Rivera Huelva (n= 14); Guadiamar (n= 2); Guadalimar (n= 58); Jándula (n= 95) y Huesna-Viar (n= 3). La Figura IV.16 muestra los puntos de captura de la especie en el Guadalquivir durante este trabajo junto con otras citas para la misma cuenca.



80

Figura IV.16.-
Localización del black bass en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los individuos capturados fue de 124,15 mm (LT), con una talla mínima de 53 mm y una máxima de 278 mm. Las densidades oscilaron entre 0,18 y 11,28 individuos/500 m².

IV.4.4. GAMBUSIA *Gambusia holbrooki* Girard, 1859

Especie bentopelágica que de forma natural habita las aguas dulces y salobres de la cuenca atlántica de Norte América desde el sur de Nueva Jersey hasta Alabama (<http://www.fishbase.org>).



GAMBUSIA HEMBRA (ARRIBA) Y MACHO (ABAJO)

Pez de pequeño tamaño con acusado dimorfismo sexual. Los machos no suelen superar los 25 mm y las hembras los 60 mm (LT). Éstas, además poseen un perfil dorsal relativamente recto y uno ventral curvo que se vuelve recto en el pedúnculo caudal, mientras que los machos mantienen rectos ambos perfiles. La dorsal se encuentra con un retraso similar en ambos sexos, mientras que la anal, alarga sus radios en los machos para dotarlos de un órgano copulador (gonopodio). En las hembras destaca una mancha oscura a cada flanco que toma mayor consistencia en el período reproductivo.

Fue introducida en 1921 en España por las autoridades sanitarias para combatir el paludismo (De Buen, 1929; Nájera, 1946, 1947a,b).

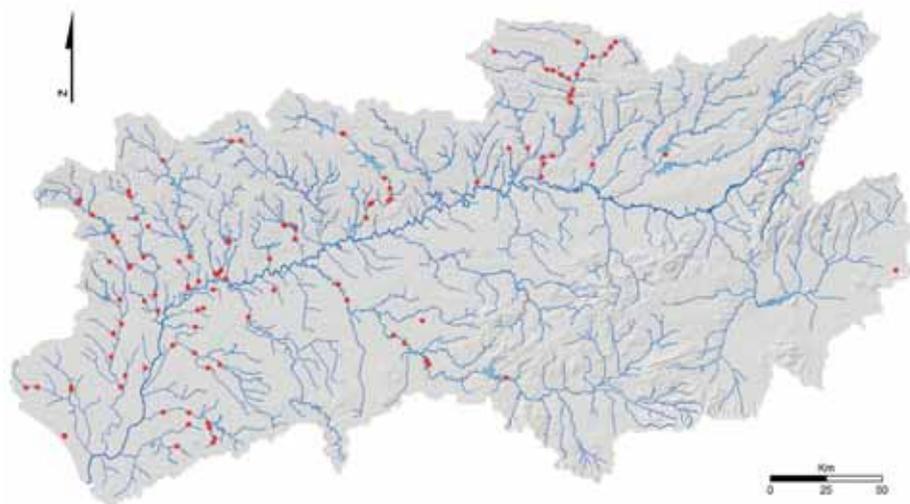
Su reproducción es muy peculiar. La fecundación es interna, ya que el macho se sirve del gonopodio para introducir el esperma en la hembra, la cual irá desarrollando en sus ovarios sucesivos lotes de embriones, que irá expulsando cada 20-30 días. Los recién nacidos tardan alrededor de 8 semanas en madurar, lo que suscita la aparición de una tercera e incluso una cuarta generación en el mismo período reproductivo, que abarca de mediados de primavera a mediados de otoño, con un máximo de actividad en verano. Exhaustos por la reproducción, los individuos mueren. Si los nuevos individuos nacen a finales del período reproductivo, esperan al año siguiente para reproducirse, alcanzando un mayor tamaño y siendo por ende más fértiles (Fernández-Delgado, 1989; Fernández-Delgado y Rossomanno, 1997).

Prefieren aguas tranquilas, superficiales y con vegetación abundante en las orillas, aunque son capaces de adaptarse a bajas concentraciones de oxígeno, considerables niveles de contaminación y elevadas temperaturas, e incluso se extienden a zonas estuáricas con

elevada salinidad donde compiten con los ciprinodóntidos autóctonos (Vargas y De Sostoa, 1996; Pyke, 2005). Su dieta consta principalmente de cladóceros, quironómidos, larvas de insectos y huevos de otros peces (García-Berthou, 1999; Blanco *et al.*, 2004).

Su exitosa estrategia reproductiva y la alta tolerancia que demuestra a tan distintas aguas, son la clave del éxito como colonizador de esta especie invasora (Rincón *et al.*, 2002; Caiola y De Sostoa, 2005).

En nuestros muestreos se han capturado 4514 individuos repartidos en 23 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.17). La talla máxima capturada fue una hembra de 63 mm (LT).



82

Figura IV.17.-
Localización de la gambusia en la cuenca del Guadalquivir.

Las densidades oscilaron entre 0,10 y 398,04 individuos/500 m², aunque en la mayoría de los tramos localizados la densidad era menor de 25 individuos/500 m².

IV.4.5. LUCIO *Esox lucius* Linnaeus, 1758

Especie demersal que habita las aguas dulces y salobres de Norteamérica y Eurasia (<http://www.fishbase.org>).



LUCIO

Se distingue de los demás peces europeos de agua dulce por tener el hocico largo y la boca grande; el principio de la aleta dorsal está ligeramente delante del comienzo de la anal; 105-148 escamas en la línea lateral completa. El tamaño puede llegar hasta 1300 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Vive en una amplia variedad de hábitats con vegetación acuática o periódicamente inundada (Bregazzi y Kennedy, 1980).

En nuestros muestreos se han capturado lucios en dos tramos de las cuencas del Guadalimar y Rumberal (Figura IV.18).

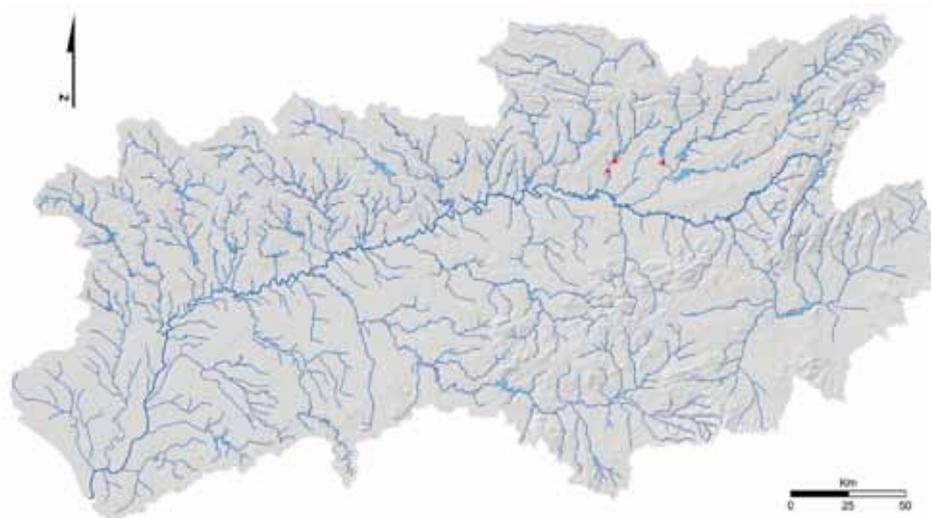


Figura IV.18.-
Localización del lucio en la cuenca del Guadalquivir.

Las densidades encontradas fueron muy bajas, entre 0,4 y 0,6 individuos/500 m², siendo la mayoría individuos jóvenes con una media de 227,33 mm (LT) de longitud media, el más pequeño de 162 mm y el mayor de 338 mm.

IV.4.6. PEZ GATO *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820)

Especie demersal de agua dulce que de forma natural se distribuye por toda Norteamérica desde los Grandes Lagos hasta el norte de México (<http://www.fishbase.org>).



PEZ GATO

Presenta una pequeña espina denticulada en la aleta pectoral apenas visible en los adultos mientras que en los juveniles se presenta con pequeñas muescas en lugar de ese denticulado característico; entre 15 y 19 branquiespinas en individuos mayores de 50 mm (LS); los adultos normalmente tienen el vientre blanquizco; las membranas de las aletas caudal y anal son negras contrastando con radios pálidos; tienen una franja pálida en la base de los radios caudales. Puede llegar a medir hasta 495 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

84

Habita normalmente aguas tranquilas, pozas y remansos de grandes arroyos y ríos de las zonas bajas, en charcas, en lagos ricos en nutrientes y en embalses. Es de dieta generalista u oportunista (Leunda *et al.*, 2008).

En nuestros muestreos sólo capturamos un ejemplar en la subcuenca Viar-Rivera de Huelva. La especie abunda en el Bajo Guadalquivir (García de Lomas *et al.*, 2009) y ya está presente en el interior del Parque Nacional de Doñana. En la Figura IV.19 se indican la ubicación del punto de captura además de otras citas recopiladas.

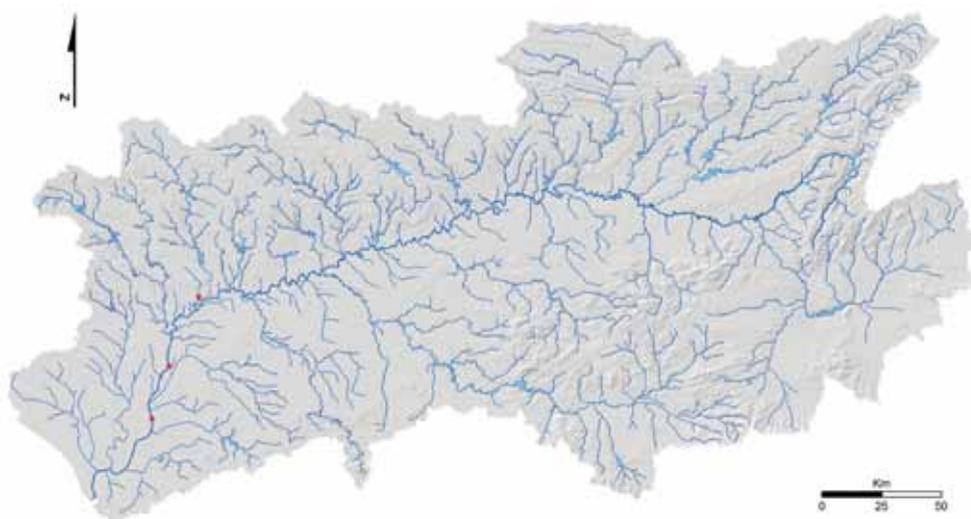


Figura IV.19.-
Localización del pez gato en la cuenca del Guadalquivir.

IV.4.7. TRUCHA arcoíris *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1972

Especie bentopelágica que habita de forma natural las aguas dulces, salobres y saladas de las cuencas del Oeste de Norteamérica desde Alaska hasta el Norte de México y del Pacífico Este en la Península de Kamchatka (Kottelat y Freyhof, 2007).

85

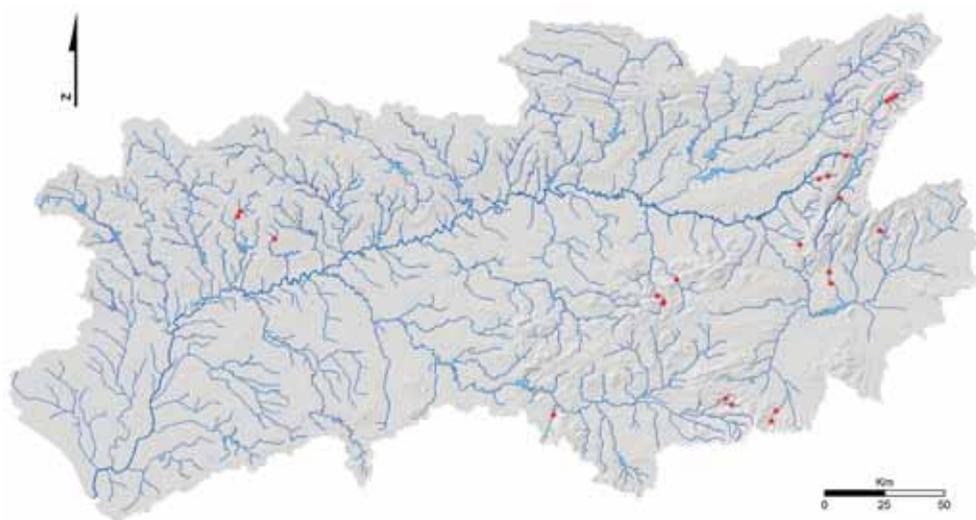


TRUCHA ARCOÍRIS

Aleta anal con 6-9 ½ (normalmente 8 ½) radios ramificados; franja ancha de color rosa a rojo desde la cabeza hasta la base caudal; 115-130 escamas en la línea lateral completa; 16-17 branquiespinas; machos sin joroba durante la fase reproductiva; juveniles con 5-10 ocelos. Puede llegar a alcanzar tamaños de hasta 1000 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Habita cuerpos de agua como lagos, ríos y arroyos, pero está ausente en aguas que alcanzan en verano temperaturas superiores a 25 °C o en pozas con bajas concentraciones de oxígeno. Desova en la grava en las aguas de corriente rápida. En la cuenca del Guadalquivir esta especie parece no poder reproducirse de manera natural y las poblaciones se mantienen por las permanentes introducciones de ejemplares de las piscifactorías.

Se han capturado 88 individuos repartidos en 6 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.20).



86

Figura IV.20.-
Localización de la trucha arcoíris en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los individuos capturados fue de 245,79 mm (LF) con un mínimo de 42 mm y un máximo de 620 mm. Las densidades oscilaron entre 0,61 y 46,53 individuos/500 m².

IV.4.8. SILURO *Silurus glanis* Linnaeus, 1758

Especie bentopelágica de aguas dulces y salobres que se distribuye por las cuencas de los mares Norte, Caspio, Aral, Báltico, Negro y Egeo y desde Suecia y Finlandia hasta Turquía. El tamaño máximo conocido para la especie es de 5 metros y 300 kg de peso, pero lo normal son ejemplares de alrededor de 2 metros y 80 kg de peso (Kottelat y Freyhoff, 2007).



SILURO

La especie presenta un par de barbillones maxilares y dos pares de barbillones mandibulares; 83-91½ radios en la anal; cuerpo desnudo sin escamas, cabeza grande y deprimida, caudal redondeada o truncada. Aleta dorsal con 3-4 radios blandos; pectoral con 1 radio duro y 15-16 blandos; pélvica con 1 radio duro y 11-12 radios blandos, anal con 83-87 radios blandos y caudal con 15 radios blandos (Kobayakawa, 1989).

La especie ha sido introducida en 2010 en el pantano de Iznájar perteneciente a la cuenca del Genil (Moreno-Valcárcel *et al.*, 2013). En España la especie fue introducida por primera vez en el embalse de Mequinenza-Ribarroja perteneciente a la cuenca del Ebro (Doadrio, 2002).

Según Carol (2007) dado su enorme tamaño y sus hábitos predadores, el siluro supone un riesgo elevado a la abundancia y supervivencia de peces nativos y otros vertebrados (anfibios, aves y pequeños mamíferos). El siluro también puede afectar a la calidad del agua en embalses a través de procesos de cascada trófica. Es probable un impacto considerable en los ciprínidos autóctonos de la Península Ibérica. La abundancia de aves acuáticas, especialmente las anátidas, es significativamente menor en embalses con siluros (Carol y García-Berthou, 2010).

IV.4.9. CHANCHITO *Australoheros facetus* (Jenyns, 1842)

Especie bentopelágica de aguas dulces que se distribuye de forma natural por el norte de Argentina, Brasil, Paraguay y Uruguay. La longitud total no suele alcanzar los 30 cm (Doadrio, 2002).



88

CHANCHITO

Cuerpo aplanado por los flancos donde resaltan 6-7 franjas transversales oscuras en los ejemplares adultos. La aleta dorsal está compuesta por 15-17 radios duros y 9-11 blandos, la anal presenta 5-6 radios duros y la caudal es redondeada con una mancha oscura en la base. La línea presenta de 26-28 escamas. (Doadrio, 2002; Kottelat y Freyhoff, 2007).

La especie llegó a Portugal en 1940 y posteriormente se asienta en el Guadiana, donde a partir de los años 80 se extiende por España (Doadrio, 2002). En el Guadalquivir la especie aparece insistentemente desde la dársena del Guadalquivir hasta la desembocadura del Ribera de Huelva.

Se reproduce a partir del primer-segundo año cuando la temperatura del agua alcanza 28-30 °C. Las hembras depositan los huevos sobre sustrato resistente de piedra o troncos. El macho y la hembra protegen la puesta durante 1-3 semanas. Es una especie de costumbres diurnas y de alimentación oportunista basada en detritus, restos vegetales y pequeños animales como larvas de peces. Destaca su gran resistencia a las bajas temperaturas (Kottelat y Freyhoff, 2007).

IV.5. ESPECIES ALÓCTONAS MIGRADORAS POTÁDROMAS.

IV.5.1. ALBURNO *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758)

Especie bentopelágica, potádrroma de aguas dulces y salobres que se distribuye naturalmente por la mayor parte de Europa excepto la Península Ibérica (<http://www.fishbase.org>).



ALBURNO

89

Dorsal con 4-5 radios ramificados ligeramente adelantada respecto de la anal; 45-48+3 escamas en la línea lateral; anal con 17-20½ radios blandos; 16-22 branquiespinas; quilla ventral expuesta desde el ano hasta la base pélvica; línea lateral ausente; boca ligeramente súpera. Puede alcanzar un tamaño de hasta 160 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007).

Habita aguas abiertas de lagos y ríos medianos y grandes. Busca comida cerca de la superficie. En invierno forma grandes bancos en las aguas remansadas. Desova en rápidos superficiales y a lo largo de las orillas pedregosas de los lagos, ocasionalmente sobre la vegetación sumergida.

Se han capturado 217 individuos repartidos en 8 subcuencas del Guadalquivir (Figura IV.21). Muy abundante en el embalse de San Rafael de Navallana (cuena del Guadalmellato) donde fue introducida no hará más de 10 años como pez pasto para alimentar al black bass. También muy abundante en el río Jándula, por encima del embalse del mismo nombre. La especie se encuentra en expansión en la Península Ibérica (Vinyoles *et al.*, 2007).

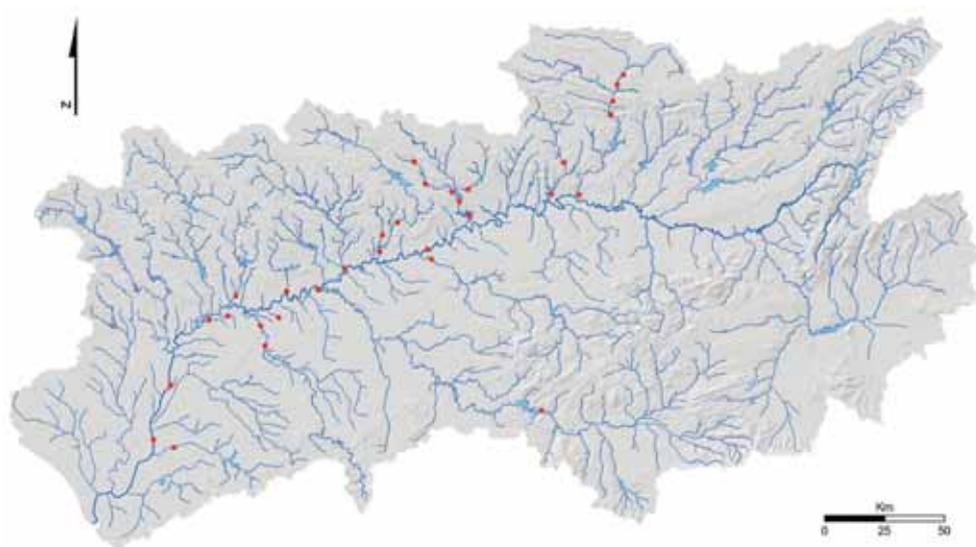


Figura IV.21.-
Localización del alburno en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los individuos capturados fue de 109 mm (LF) con una talla mínima de 54 mm y máxima de 165 mm. Las densidades oscilaron entre 0,52 y 49,02 individuos/500 m².

IV.5.2. CARPA *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758)

Especie bentopelágica potádroma de aguas dulces y salobres originaria de la cuenca del Danubio, cuencas norte del Mar Negro, Mar Caspio y oriente próximo (Kottelat y Freyhof, 2007).



CARPA COMÚN (ARRIBA) Y CARPA DE ESPEJOS (ABAJO)

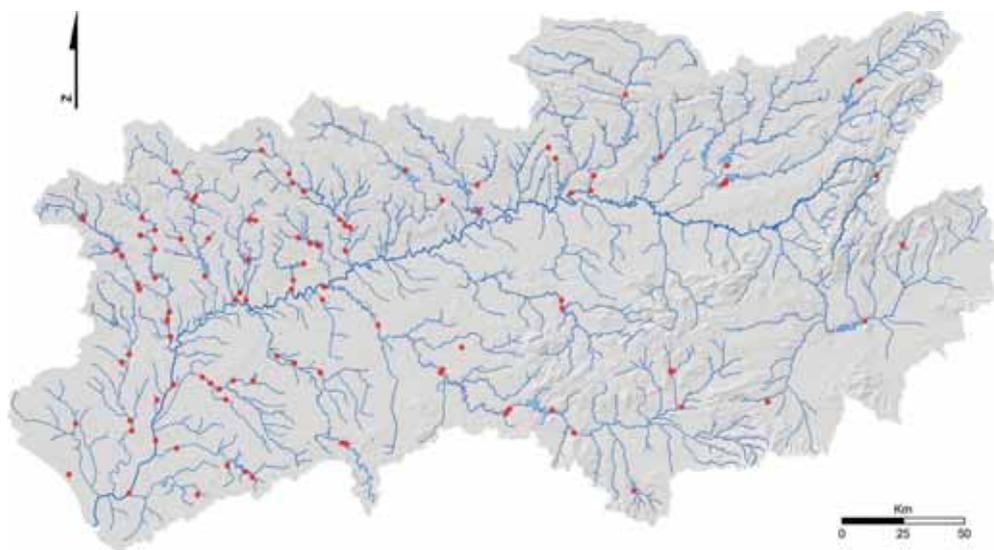
Dos pares de barbillones; aleta dorsal larga con 15-20 radios ramificados. Caudal escotada. Cuerpo alto, comprimido por los flancos y bastante curvo en el perfil dorsal. En España está presente al menos desde el siglo XVI durante la dinastía de los Habsburgo (Lozano-Rey, 1935) aunque es probable que ya en el siglo X y XI hubiera sido introducida por monjes centroeuropeos o incluso antes, por los romanos.

Está estudiada la biología de la especie en las marismas del Guadalquivir (Fernández-Delgado, 1990). Es una población donde dominan los ejemplares jóvenes de uno y dos años de vida. La reproducción se da fundamentalmente en primavera (abril) y ambos sexos alcanzan la madurez al tercer año de vida con longitudes mínimas de 110 mm (LF). Es omnívora, en su tubo digestivo se han encontrado gasterópodos, ostrácodos, dípteros, anfípodos, restos vegetales y detritus (García-Berthou, 2001; Khan, 2003).

En nuestras latitudes se encuentran dos variedades, la *carpa común*, cuyo cuerpo está totalmente cubierto de escamas y la *carpa de espejos*, que sólo tiene algunas dispersas fundamentalmente en la zona dorsal y la cola (Banarescu y Paepke, 2001).

La carpa está considerada como una de las especies invasoras más peligrosas del planeta (<http://www.issg.org>). La mayoría de sus efectos negativos proceden de sus hábitos alimenticios, al desarraizar los macrófitos resuspende sedimentos y nutrientes, originando una eutrofización del agua acompañada por un incremento de la turbidez lo que conlleva una reducción de la capacidad de penetración de la luz (Weber y Brown, 2009).

Se han capturado 148 individuos repartidos en 16 subcuencas del Guadalquivir. En la Figura IV.22 se muestra los puntos donde se han localizado ejemplares junto con otros consultados en la bibliografía.



92

Figura IV.22.-
Localización de la carpa en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los 148 individuos capturados fue de 123,16 mm (LF) oscilando entre un mínimo de 29 y un máximo de 450 mm. Las densidades observadas fueron muy pequeñas oscilando entre 0,10 y 25,16 individuos/500 m².

IV.5.3. CARPÍN *Carassius gibelio* (Bloch, 1782).

Especie bentopelágica, potádroma, con cuerpo claramente ovoidal de 25-30 cm de longitud máxima. Perfiles dorsal y ventral curvos. Boca ligeramente oblicua, sin barbillas y provista de labios carnosos. Cuatro dientes faríngeos a cada lado dispuestos en una sola fila. Aletas pelvianas en posición abdominal, situadas aproximadamente bajo la vertical que pasa por el inicio de la dorsal. Aletas anal y dorsal con un radio duro denticulado. Dorsal larga de perfil recto o cóncavo, con 14-21 radios ramificados, comprendida entre el origen de las aletas pelvianas y el de la anal, ésta última con 5 ½ radios ramificados. Caudal escotada con lóbulos redondeados. Línea lateral completa y más o menos recta. A lo largo de ella existen de 26 a 31 escamas grandes, cicloideas y de forma poligonal.



CARPÍN

Alcanzan la madurez sexual a los dos años y pueden vivir hasta los 20, Para la reproducción necesitan temperaturas cálidas y tiene lugar en mayo y junio. Las hembras desovan entre 150,000 y 200,000 huevos que se depositan a poca profundidad entre la vegetación sumergida.

Procedente de Asia, fue introducida en España como especie ornamental, donde hoy se encuentra ampliamente distribuida (Fernández-Delgado, 2003).

Su dieta es omnívora-detritívora. Se alimenta habitualmente de restos orgánicos que están en el fango, que pueden ser complementados con material vegetal e invertebrados.

Resiste elevadas temperaturas y bajas concentraciones de oxígeno y cierto nivel de contaminación. Por lo general prefiere los tramos bajos de los ríos, pero también se la puede hallar en cualquier cuerpo de agua desde embalses hasta acequias de riego. En todos ellos busca lugares con aguas remansadas y más o menos estancadas.



Figura IV.23.-

Localización del carpín en la cuenca del Guadalquivir.

La longitud media de los 235 individuos capturados en la cuenca fue de 96,78 mm (LF) con un mínimo de 29 y un máximo de 284 mm. Las densidades encontradas oscilaron entre 0,17 y 53,42 individuos/500 m².

IV.5.4. TENCA *Tinca tinca* (Linnaeus, 1758)

Especie demersal y potádroma que habita de forma natural las aguas dulces y salobres de la mayor parte de Europa incluyendo las Islas Británicas (Kottelat y Freyhof, 2007).



Cuerpo de color marrón verdoso metálico y dorado; un par de barbillones maxilares; 96-115 escamas pequeñas y profundamente incrustadas en la línea lateral; aleta anal ramificada con 6-9½ radios y aleta dorsal ramificada con 8-9½ radios. Puede alcanzar tallas de hasta 600 mm (LS) (Kottelat y Freyhof, 2007). Típicamente habita lagos y aguas tranquilas y profundas, con vegetación densa donde suele desovar.

Nativa en la mayor parte del territorio europeo, se piensa que se ha extinguido de grandes zonas. Los ejemplares actuales han sido introducidos de Centroeuropa (Lajbner *et al.*, 2011).

Sólo se han capturado 10 ejemplares en un tramo de la cuenca del Rivera de Huelva (Figura IV.24).

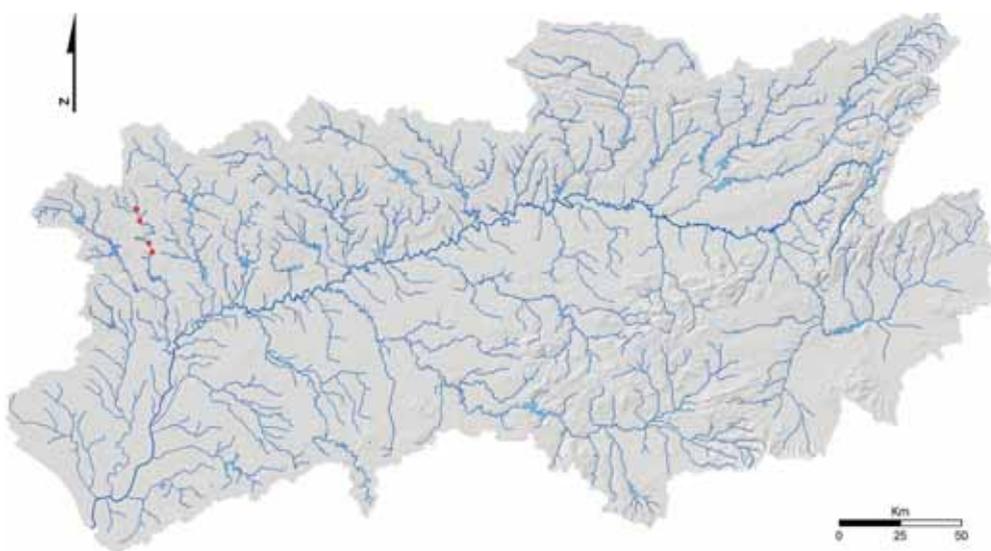


Figura IV.24.-
Localización de la tenca en la cuenca del Guadalquivir.

La media de los individuos capturados fue de 68,50 mm (LT) con un mínimo de 48 mm y un máximo de 107 mm. Las densidades oscilaron entre 0,10 y 0,89 individuos/500 m².

IV.5.5. PERCASOL *Lepomis gibbosus* (Linnaeus, 1758)

Especie bentopelágica y potádroma de agua dulce que habita de forma natural el subcontinente norteamericano desde New Brunswick (Canadá) hasta Carolina del Sur (USA) (<http://www.fishbase.org>).



PERCASOL

La coloración aposemática de fondo verde-azulado con machas anaranjadas y un lóbulo oscuro con bordes llamativos en el opérculo, son las características más llamativas de esta especie. Además, presenta un cuerpo ovoidal y aplanado por los flancos; con una aleta dorsal dividida en dos partes, la primera compuesta por radios duros y la segunda por blandos y ramificados. Por último, un iris rojo y un pedúnculo caudal estrecho, hacen de esta especie la más colorida de las encontradas en la cuenca.

96

Difiere de otros centráridos introducidos en Europa por tener una pequeña solapa en el opérculo, tan ancha como el ojo y de color negro con el extremo verde, rojo o anaranjado; boca pequeña, con la longitud de la mandíbula superior similar a la del ojo; 36-37 escamas en la línea lateral; 3-4 espinas en la aleta anal; y la parte posterior de las aletas dorsal y anal sin marcas oscuras (Kottelat y Freyhof, 2007).

Según García-Berthou y Moreno-Amich (2000) el primer registro de la especie en la Península Ibérica se dio en el Lago Banyoles y data de 1910, Desde 1980 la especie se encuentra en expansión hasta estar distribuida por gran parte de la Península Ibérica (De Sostoa *et al.*, 1987).

El potencial impacto ecológico de esta especie se relaciona con el consumo de huevos de peces y moluscos (García Berthou y Moreno-Amich, 2000). Su biología en el Guadalquivir ha sido estudiada por Gutiérrez-Estrada *et al.* (2000).

Se han capturado 1560 individuos repartidos por 15 subcuencas (Figura IV.25).

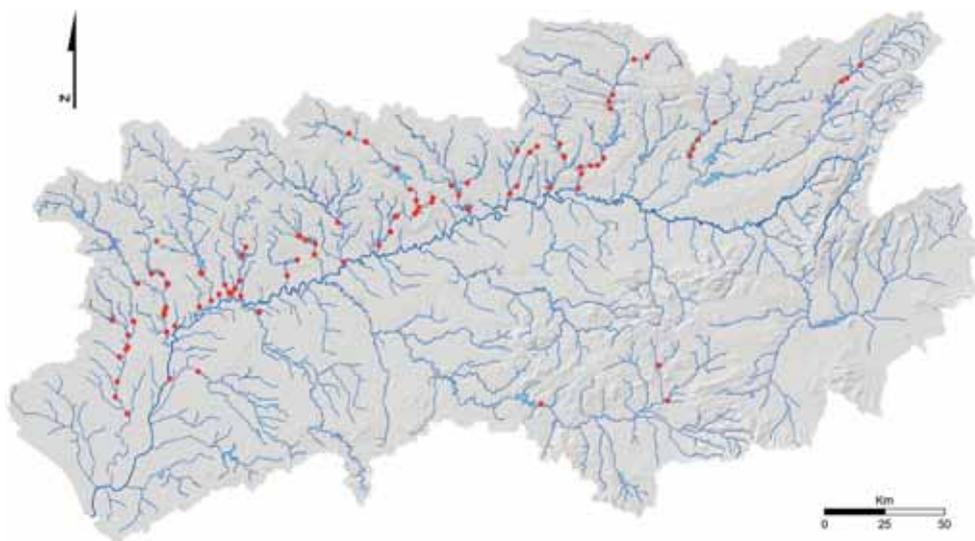


Figura IV.25.-
Localización de la percasol en la cuenca del Guadalquivir.

Los 1560 individuos medidos, generaron una media de 59,55 mm (LT) con un mínimo de 20 mm y un máximo de 152 mm. En la mayoría de las localidades la densidad de la especie fue muy baja (<5 individuos/500 m²). La mayor densidad (122,06 individuos/500 m²) se encontró en una localidad de la cuenca del Guadiato.



Laguna de Valdeazores, cabecera del río Guadalquivir en la Sierra de Cazorla.



V. DIVERSIDAD Y
RIQUEZA DE ESPECIES.



V. DIVERSIDAD Y RIQUEZA DE ESPECIES.

Con el objetivo de explorar las características de la comunidad piscícola del Guadalquivir, se estudió la riqueza (riqueza total: número total de especies en la subcuenca; riqueza media: media de la riqueza de los tramos de cada subcuenca) y la diversidad (índice de Shannon), tanto de especies autóctonas como alóctonas, explorando su distribución y patrones y sus relaciones con factores que potencialmente determinan su diversidad en las subcuencas y los ríos de la cuenca del Guadalquivir.

V.1. DIVERSIDAD Y RIQUEZA POR SUBCUENCAS.

101

Es lógico pensar que cada una de las subcuencas que drenan al Guadalquivir tenga características climáticas, ecológicas, geográficas, históricas y de usos del suelo específicas, por lo que inicialmente exploramos las diferencias en riqueza de especies y diversidad de cada una de estas subcuencas. Las diferencias en riqueza (S) y diversidad (H') de especies autóctonas y alóctonas entre las distintas subcuencas se analizaron mediante Análisis de la Varianza (ANOVA) de una vía con el factor *Subcuenca* como término independiente. Este análisis se aplicó sólo a subcuencas con más de 2 tramos muestreados. En el caso de la margen izquierda, la escasez de tramos con presencia de peces hizo necesario el empleo de análisis estadísticos no paramétricos como el test de Kruskal-Wallis, utilizando igualmente la *Subcuenca* como factor.

La margen derecha mostró valores medios de riqueza y diversidad por subcuencas mayores que la margen izquierda (Figuras V.1 a V.6). Además, hubo un mayor porcentaje de subcuencas sin peces en la margen izquierda (8 subcuencas, 10% del total en la derecha, por 18 subcuencas, 22,5% del total en la izquierda), lo que muestra con claridad un peor estado de conservación de la ictiofauna de sus ríos.

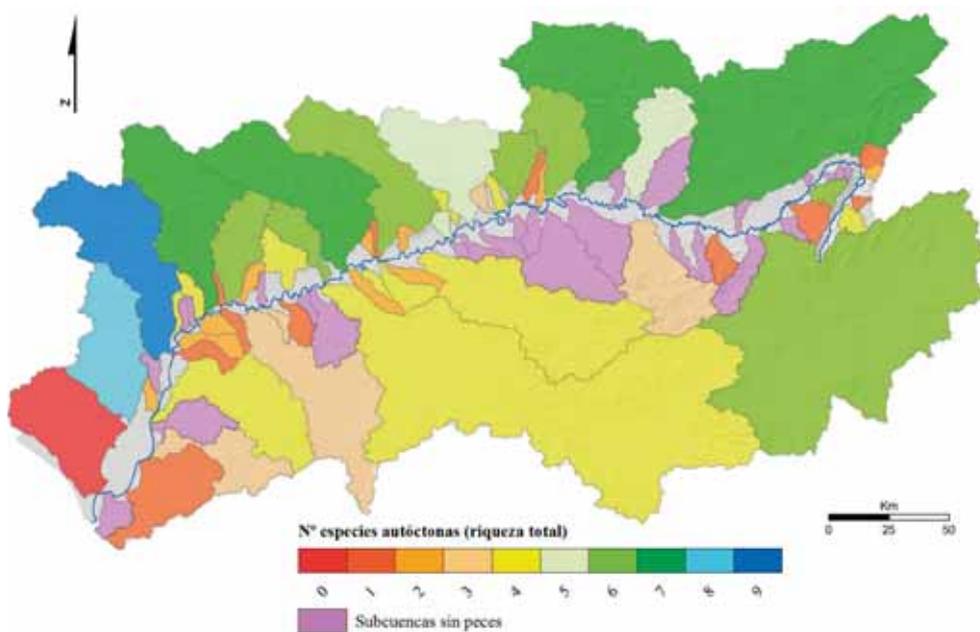


Figura V.1.-
Número total de especies autóctonas por subcuenca (riqueza total).

102

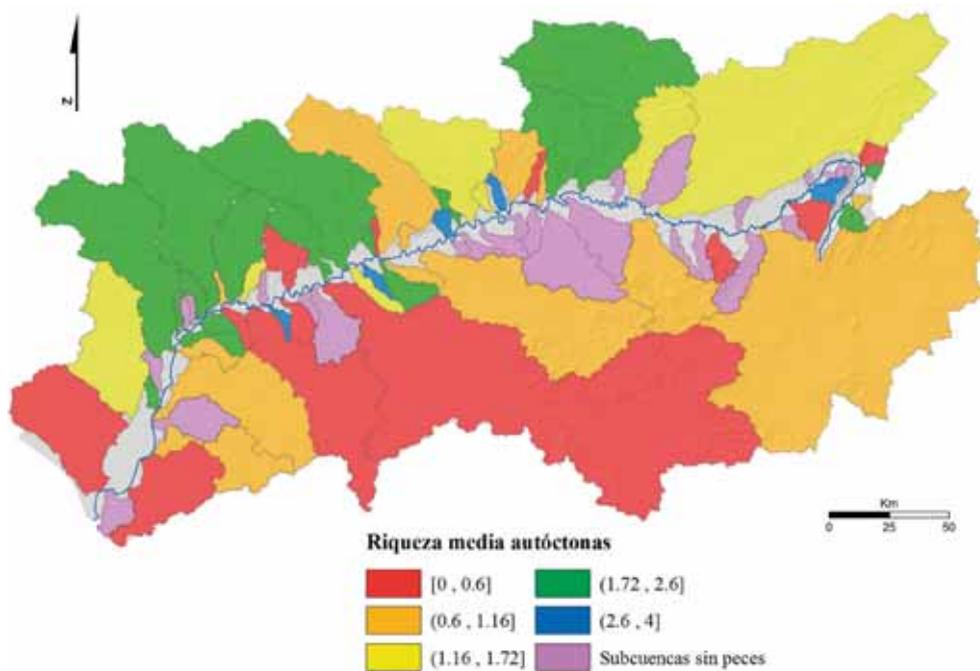


Figura V.2.-
Riqueza media de especies autóctonas por subcuenca.

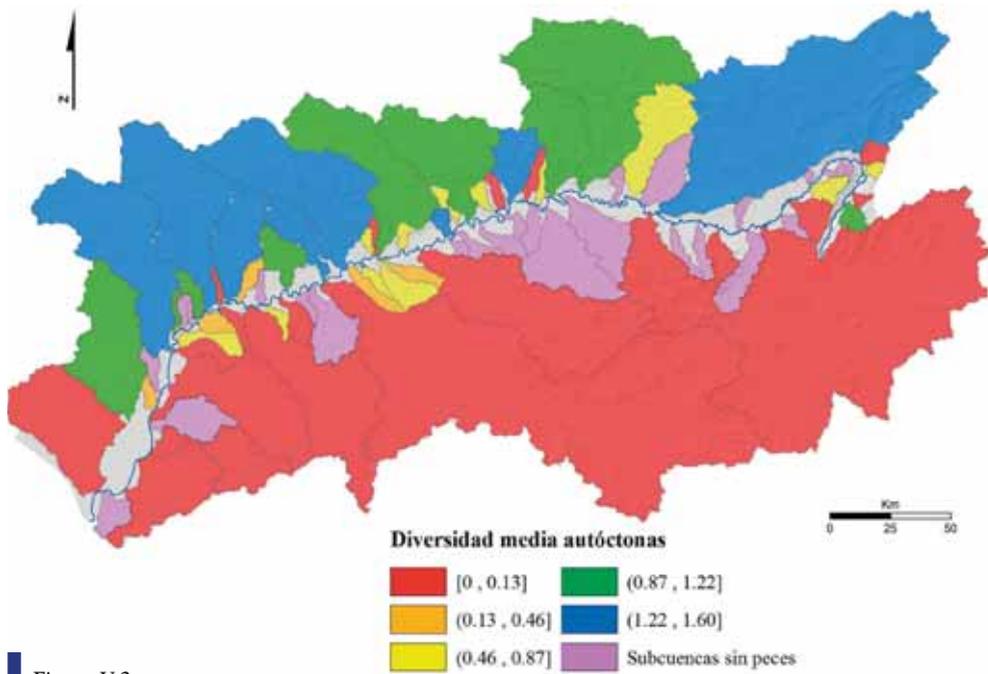


Figura V.3.-
Diversidad media de especies autóctonas por subcuenca (índice de Shannon).

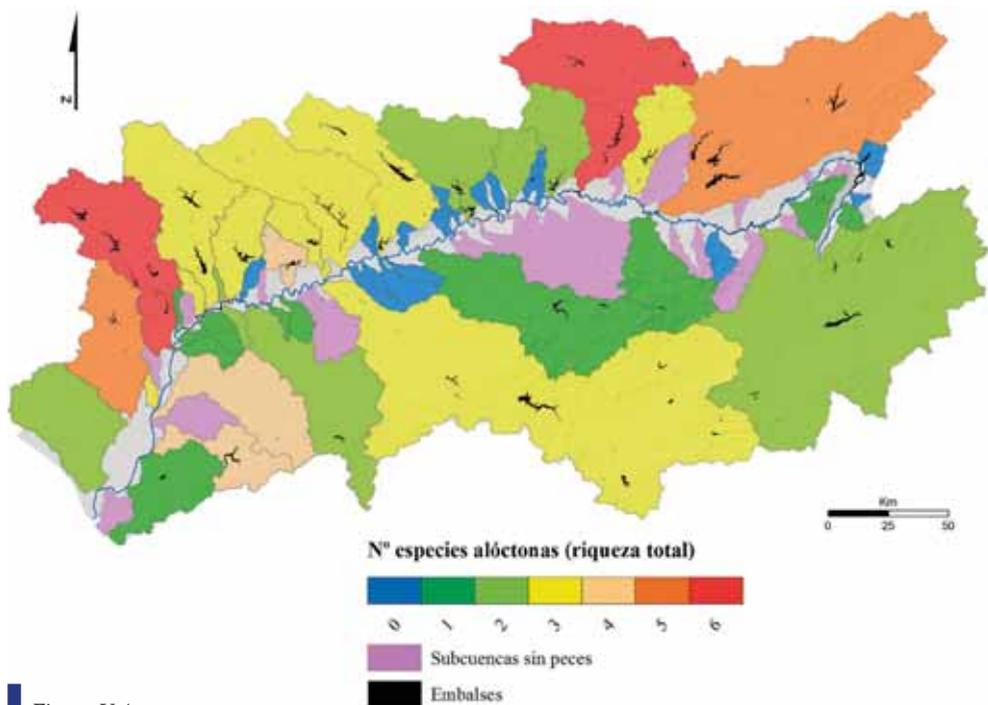


Figura V.4.-
Número total de especies alóctonas por subcuenca (riqueza total).

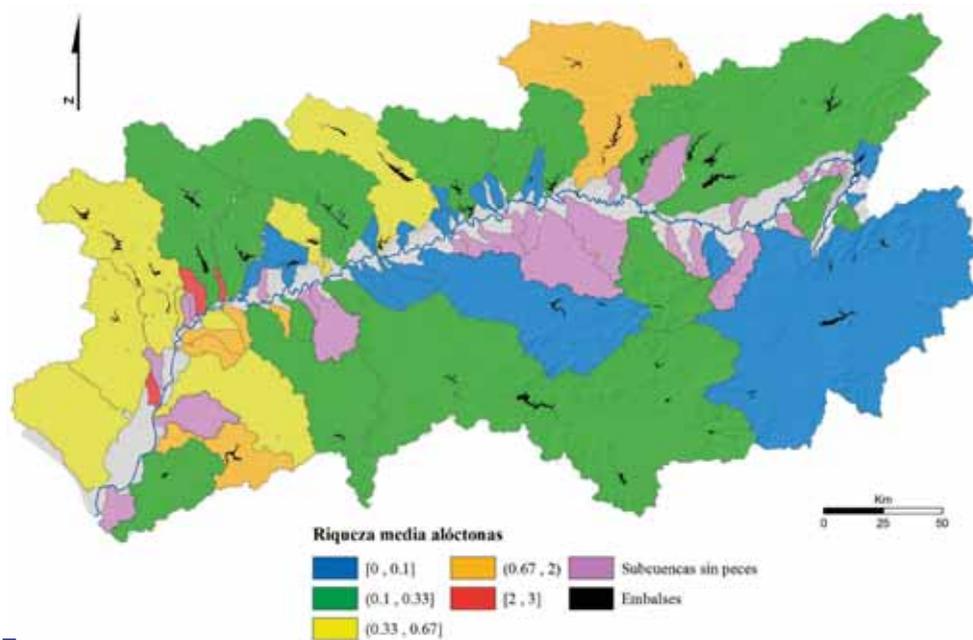


Figura V.5.- Riqueza media de especies alóctonas por subcuena.

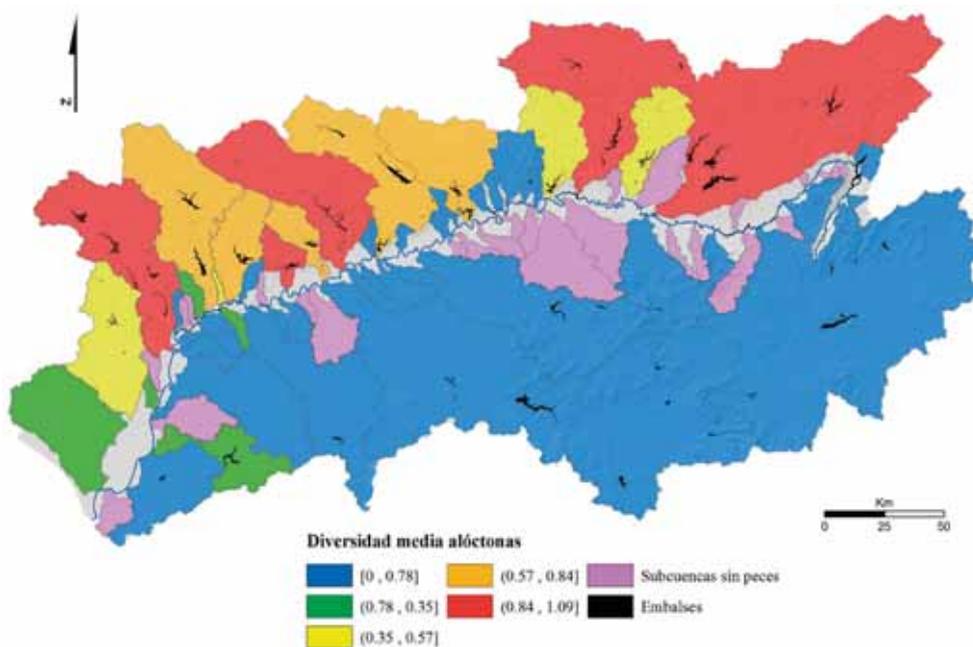


Figura V.6.- Diversidad media de especies alóctonas por subcuena (índice de Shannon).

V.1.1. MARGEN DERECHA.

La riqueza y diversidad de especies autóctonas presentaron diferencias significativas entre las subcuencas de la margen derecha ($p < 0,05$ en ambos casos). Las subcuencas 25 (Guadamar) y 23 (Rivera de Huelva) presentaron las mayores riquezas totales de autóctonas, mientras que las subcuencas 41 (La Rocina) y 11.2 (Yeguas-Guadalmellato) las menores (Figura V.1). En cuanto a la riqueza media de autóctonas, fueron las subcuencas 10 (Yeguas), 23 (Rivera de Huelva) y 16 (Bembézar) las de mayor valor, frente a las subcuencas 18.1 (Retortillo-Huesna) y 41 (La Rocina) que presentaron los menores valores de riqueza media (Figura V.2). La diversidad media de autóctonas mostró una tendencia muy similar (Figura V.3), destacando en este caso la subcuenca 16 (Bembézar), que presentó el mayor valor de diversidad media.

En cuanto a la riqueza de especies alóctonas, en la margen derecha existieron también diferencias significativas entre subcuencas ($p < 0,05$) tanto para riqueza de especies como para diversidad. Las subcuencas con un mayor número de especies alóctonas (riqueza total) fueron la 9 (Jándula) y la 23 (Rivera de Huelva), mientras que las de menor riqueza total fueron la 11.1 y 11.2 (Yeguas-Guadalmellato) (Figura V.4). La riqueza media presentó a la subcuenca 9 (Jándula) con un valor significativamente mayor que el resto, siendo las subcuencas 11.1 y 11.2 (Yeguas-Guadalmellato) y 18.1 (Retortillo-Huesna) las que mostraron valores más bajos de riqueza media (Figura V.5). La diversidad media de alóctonas fue mayor en las subcuencas 9 (Jándula), 3 (Guadalimar) y 23 (Rivera de Huelva), volviendo a ser las subcuencas 11.1 y 11.2 (Yeguas-Guadalmellato) las de menor valor (Figura V.6).



Rivera de Cala, en la subcuenca Rivera de Huelva.

V.1.2. MARGEN IZQUIERDA.

La riqueza de especies autóctonas en la margen izquierda del Guadalquivir fue muy inferior a la de la derecha (Figuras V.1 y V.2). Hubo diferencias significativas en la riqueza (Kruskal-Wallis: $H_{(38,n=321)}=71,98263$; $p=0,0007$) y diversidad (Kruskal-Wallis: $H_{(38,n=321)}=72,38554$; $p=0,0006$) de especies autóctonas entre las subcuencas de esta margen izquierda. Las subcuencas 26.4 (Tranco-Guadiana menor) y 27 (Guadiana menor) mostraron una mayor riqueza total de autóctonas, mientras que la 26.5 (Tranco-Guadiana Menor), 34.3 (Genil-Corbones) y 40.1 (Guadalquivir hasta desembocadura) presentaron los menores valores (Figura V.1). En cuanto a la riqueza media fueron las subcuencas 26.4 (Tranco-Guadiana Menor) y 32.2 (Guadajoz-Genil) las que presentaron mayor valor (Figura V.2), mientras que las de menor valor coincidieron con las anteriores citadas para la riqueza total de autóctonas (subcuenca 26.4; Tranco-Guadiana menor y subcuenca 27; Guadiana menor). En relación a la diversidad media de autóctonas las subcuencas 32.2 (Guadajoz-Genil) y 26.4 (Tranco-Guadiana Menor) presentaron valores más elevados que el resto (Figura V.3).

106



Arroyo Molinera, en la subcuenca Guadalquivir hasta desembocadura.

En cuanto a las especies alóctonas, la tendencia fue parecida a la encontrada en la margen derecha. Se hallaron diferencias significativas en la riqueza (Kruskal-Wallis: $H_{(38,n=321)}=62,06467$; $p=0,0082$), pero no en la diversidad de especies (Kruskal-Wallis: $H_{(38,n=321)}=46,94826$; $p=0,1514$). Es destacable señalar que las subcuencas 39 (Salado de Morón) y 37 (Guadaira) presentaron los mayores valores de riqueza total, riqueza media y diversidad media de alóctonas de toda la margen izquierda (Figuras V.4, V.5 y V.6).

V.1.3. DISCUSIÓN.

La riqueza de especies autóctonas en las distintas subcuencas de los ríos que drenan al Guadalquivir (excluyendo a las dos especies de mugílidos) fue la habitual para este tipo de ríos mediterráneos, de una a siete especies (Magalhães *et al.*, 2002). Esto contrasta con otros ríos continentales europeos, que suelen tener más especies, pero menor proporción de endemismos (Kottelat y Freyhof, 2007). Esta pobreza de especies es consecuencia del aislamiento geográfico de las cuencas ibéricas y de los rigores de su especial régimen hídrico, donde las cabeceras de los ríos a menudo se secan en verano (Doadrio, 2002; Fernández-Delgado, 2008).

Finalmente, es necesario resaltar que, para la mayoría de las subcuencas de ambas márgenes, el número medio de especies por tramo muestreado fue sustancialmente menor que el número total de especies. Por lo tanto, en general, cada tramo recogió una porción relativamente pequeña de la biodiversidad de peces de la subcuenca. Esto debería ser una consideración básica en el diseño de estrategias generales de manejo y conservación, ya que no es posible asegurar refugios para la mayoría de las especies de peces protegiendo sólo unos pocos tramos.

V.2. DIVERSIDAD Y RIQUEZA POR TIPOS DE RÍOS.

Se intentó buscar relación entre riqueza y diversidad de especies y los tipos de ríos descritos por CEDEX (2004) para Andalucía. Cada Tipo de Río asignado a cada tramo muestreado refleja diferentes combinaciones de umbrales de caudal específico, caudal medio anual, pendiente, altitud, conductividad, etc. (ver Tabla II.1; Capítulo II).

Se exploraron las diferencias entre las medias de riqueza (S) y diversidad (H') de especies autóctonas y alóctonas entre los distintos tipos de río mediante un ANOVA de una vía. Este análisis se aplicó sólo a los tipos con más de 2 tramos muestreados. En el caso de la margen izquierda, la escasez de tramos con peces hizo necesario el empleo de análisis estadísticos no paramétricos como el de Kruskal-Wallis, con *Tipo de Río* como factor.

Dado que los distintos tipos de ríos estaban representados de manera muy distinta en las dos márgenes de la cuenca del Guadalquivir, cada cuenca se analizó por separado. La Tabla V.1 muestra la proporción de tramos muestreados (excluyendo secos y residuales) en cada una de las márgenes del Guadalquivir que corresponden a cada tipo de río.

Tabla V.1.- Porcentaje de tramos muestreados en las márgenes derecha e izquierda del Guadalquivir según los tipos de ríos descritos por CEDEX (2004)

TIPO DE RÍO	DESCRIPCIÓN	% TRAMOS MARGEN DERECHA	% TRAMOS MARGEN IZQUIERDA
2	Ríos bajos de aguas de elevada mineralización en ambiente mediterráneo	3,96	23,36
6	Ríos de aguas poco mineralizadas en la baja montaña mediterránea	14,54	0,00
7	Ríos de aguas de elevada mineralización en la baja montaña mediterránea	0,00	14,33
8	Ríos de aguas poco mineralizadas en la media-baja montaña mediterránea	64,10	0,00
9	Ríos de aguas de elevada mineralización en la media-baja montaña mediterránea	7,27	36,14
11	Ríos de aguas de elevada mineralización en la media-alta montaña mediterránea	0,00	5,92
12	Ríos de aguas poco mineralizadas en la alta montaña mediterránea	9,25	11,84
14	Ríos de caudal alto, mineralización baja y situados a baja altitud en ambiente mediterráneo	0,00	4,36
16	Ríos de caudal alto, mineralización baja y situados a altitudes medias y altas en ambiente mediterráneo-continental	0,88	3,74
18	Ríos costeros mediterráneos	0,00	0,31

V.2.1. MARGEN DERECHA.

Especies autóctonas.

La riqueza y diversidad de especies autóctonas mostraron diferencias entre los diversos tipos de ríos ($p < 0,05$). Los Tipos 2 y 12 presentaron menor diversidad de especies autóctonas con respecto al resto (Figuras V.7 y V.8).

El Tipo 2 podría corresponder a ríos con elevada contaminación o carga excesiva de sales minerales y/o nutrientes (cuencas salobres o salinizadas, o sometidas a contaminación difusa por impacto humano), mientras que en el Tipo 12 se incluirían claramente los ríos trucheros de alta montaña donde la productividad es baja y por tanto el número de especies también lo es.

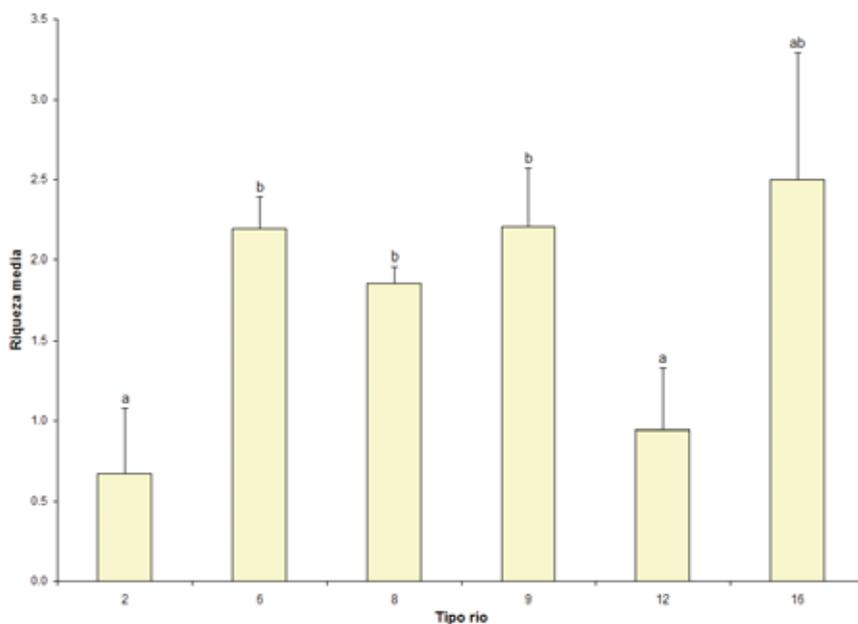


Figura V.7. - Riqueza media (+ error estándar) de especies autóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).

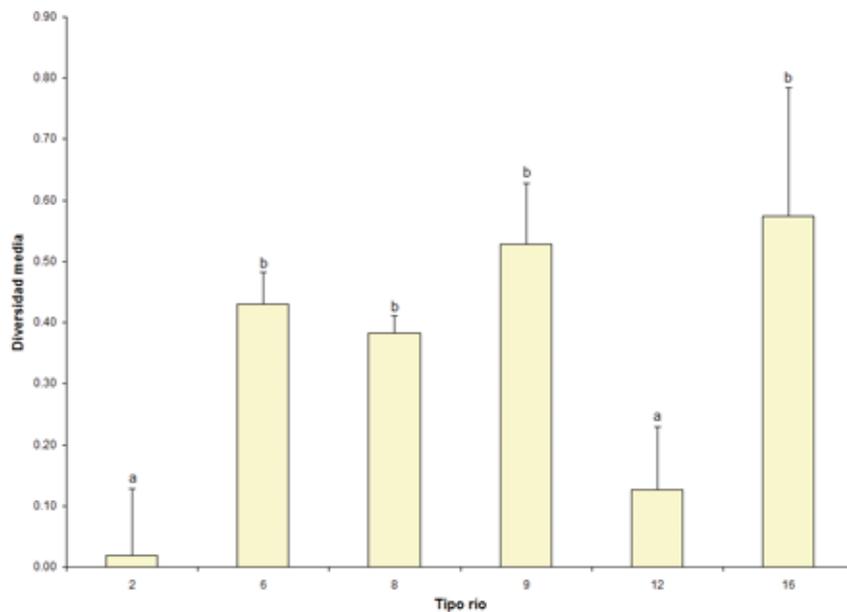


Figura V.8.- Diversidad media (+ error estándar) de especies autóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).



Río Guadiato, término municipal de Villaviciosa de Córdoba.

Especies alóctonas.

La riqueza y diversidad media de especies alóctonas mostraron diferencias significativas con los tipos de ríos. Así los ríos Tipo 6 presentaron una mayor diversidad de especies alóctonas, mientras que hubo menos especies alóctonas en los Tipos 8, 9 y 12 (Figuras V.9 y V.10).

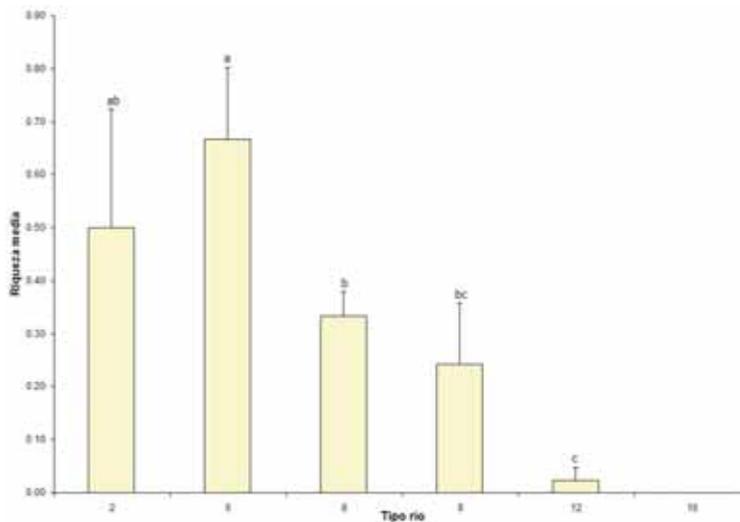


Figura V.9.- Riqueza media (+ error estándar) de especies alóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).

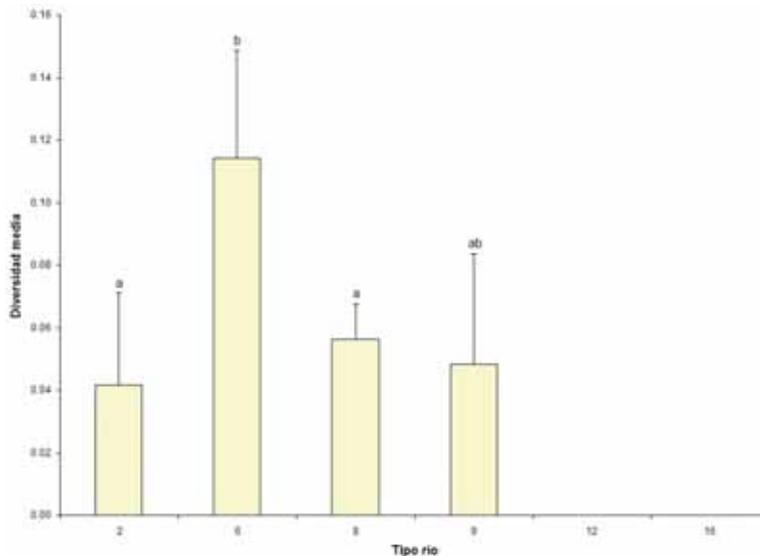


Figura V.10.- Diversidad media (+ error estándar) de especies alóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA). En el Tipo de Río 12 sólo hubo una especie y en el Tipo de Río 16 no presentó especies alóctonas.

V.2.2. MARGEN IZQUIERDA.

Especies autóctonas.

En la margen izquierda sólo se encontraron diferencias significativas en la riqueza de especies autóctonas según el Tipo de Río (Kruskal-Wallis: $H_{(7,n=321)}=19,65296$; $p=0,0064$), mientras que las diferencias no fueron significativas para la diversidad (Kruskal-Wallis: $H_{(7,n=321)}=6,117527$; $p=0,5261$). El Tipo 14 presentó una mayor riqueza de especies autóctonas con respecto al resto (Figura V.11).

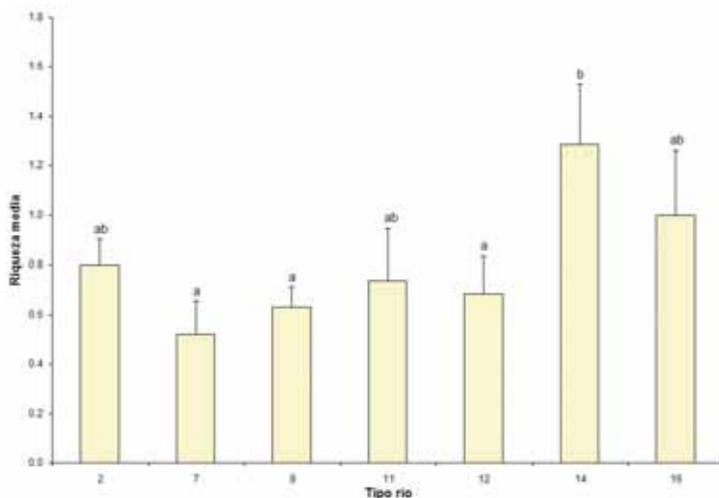


Figura V.11.-

Riqueza media (+ error estándar) de especies autóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p<0,05$, ANOVA).



Río Salado, subcuenca Guadajoz.

Especies alóctonas.

Para las especies alóctonas de la margen izquierda se encontraron diferencias tanto en riqueza de especies como en diversidad entre los distintos Tipos de Río (Riqueza: Kruskal-Wallis: $H_{(7,n=321)}=54,57184$; $p=0,0000$; Diversidad: Kruskal-Wallis: $H_{(7,n=321)}=16,14085$; $p=0,0239$). Los Tipos 2 y 14 mostraron una mayor riqueza (Figura V.12) mientras que el Tipo 2 una mayor diversidad de especies alóctonas (Figura V.13).

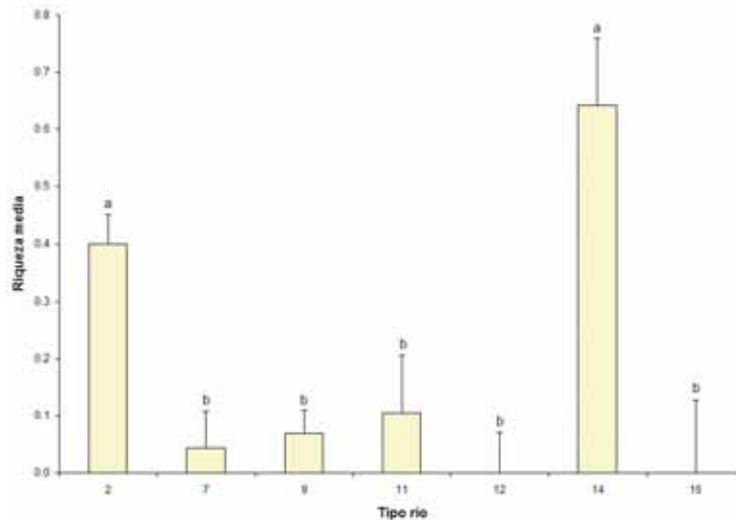


Figura V.12.-

Riqueza media (+ error estándar) de especies alóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p<0,05$, Kruskal-Wallis).

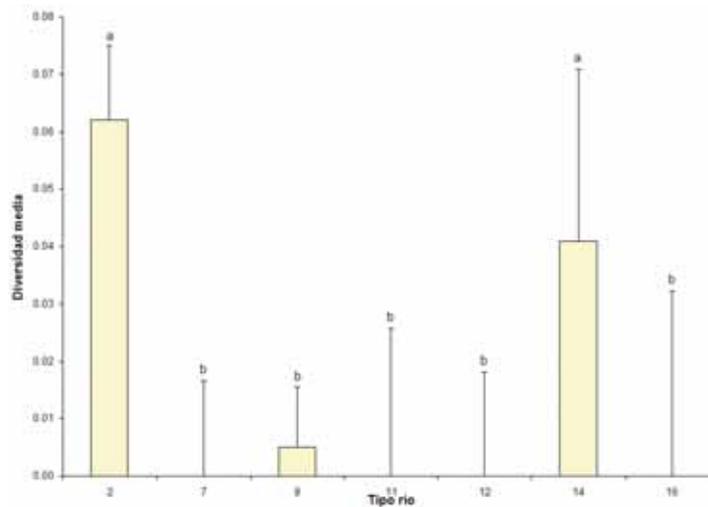


Figura V.13.-

Diversidad media (+ error estándar) de especies alóctonas por Tipo de Río (CEDEX, 2004) en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p<0,05$, Kruskal-Wallis).

V.2.3. DISCUSIÓN.

En la margen derecha, los ríos de Tipo 2 presentaron a la vez riquezas y diversidades significativamente más bajas de especies autóctonas y más altas de alóctonas. Se trata de tramos de ríos de zonas bajas, más propensos por tanto a tener embalses aguas arriba y cuya alta conductividad puede ser indicativa de impactos humanos, reflejo de su mayor probabilidad de hallarse en una matriz de usos más intensivos y alterados del suelo.

Con este resultado contrasta el hecho de que, en la margen izquierda, la riqueza de especies tanto autóctonas como alóctonas tendió a ser mayor a la vez en tramos del mismo Tipo de Río, en concreto los de Tipo 14. Esto sugiere que estos son los tramos menos afectados por la degradación generalizada de los ríos de la margen izquierda y los que mantienen mejores condiciones para la vida piscícola en general, tanto de especies nativas como introducidas. Este resultado puede interpretarse como una nueva muestra de las diferencias en el estado de los ríos entre ambas márgenes: en la margen derecha el impacto humano puede resultar en una mayor presencia de especies exóticas, pero en la izquierda la degradación es tal que, simplemente, la vida de los peces, sean autóctonos o alóctonos, se ha hecho inviable.

Otro resultado que apunta a que las diferencias entre Tipos de Río en riqueza y diversidad de especies de peces podrían reflejar gradientes de impacto humano fue el hecho de que, en la margen derecha, los tramos de río de Tipo 8, también asociados a zonas de montaña, tendieron a presentar menor número de especies alóctonas. El que los ríos de Tipo 12 mostrasen pocas especies de ambas clases simplemente refleja su condición de tramos de alta montaña en cabeceras de cuenca donde pocas especies de peces pueden habitar.

Dilucidar hasta qué punto estos patrones reflejan otros mecanismos causales más directos requiere análisis más amplios y específicos que se presentan más adelante. En cualquier caso, es bastante claro que no se trata de artefactos derivados de una desigual representación de los distintos Tipos de Ríos entre los tramos muestreados como demuestra el examen de sus frecuencias relativas (Tabla V.I).

V.3. DIVERSIDAD Y RIQUEZA POR ORDEN DEL TRAMO.

El orden de un río ha sido descrito como un factor importante para la comunidad de peces en ambientes mediterráneos (Magalhães *et al.*, 2002), por lo que en la siguiente sección se describen sus relaciones con los índices de diversidad de especies autóctonas y alóctonas. En este caso utilizaremos el orden de Strahler (Strahler, 1957) aguas arriba de cada tramo muestreado.

En la cuenca del Guadalquivir, más de la mitad de los tramos muestreados fueron de orden 1 (52,7%), el resto se repartió entre los Órdenes 2 y 3 (27,6% y 16,1%, respectivamente), con muy pocos tramos de orden 4 (3,6%). Hay que recordar de nuevo que los presentes resultados corresponden a tramos vadeables.

Se exploró la relación de la riqueza (S) y diversidad (H') de especies autóctonas y alóctonas con las distintas categorías de orden del río comparando los valores medios de S y H' entre los distintos órdenes por medio de un ANOVA de una vía con *orden del Tramo* como factor. En el caso de la margen izquierda fue necesario el empleo de análisis estadísticos no paramétricos, por lo que se empleó el test de Kruskal-Wallis, utilizando igualmente *orden del Tramo* como factor.

V.3.1. MARGEN DERECHA.

Especies autóctonas.

La riqueza y diversidad media de especies autóctonas por tramo presentaron una moderada tendencia a aumentar según incrementó el orden del río (ANOVA, $p < 0,05$; Figuras V.14 y V.15). Sin embargo, esta tendencia no pareció existir, o incluso pudo ser inversa, al considerar la riqueza total de especies. Esto muestra, en primer lugar, que los tramos de orden bajo almacenan en conjunto una porción sustancial de la ictiofauna de la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir y, en segundo lugar, que presentan mayor heterogeneidad en su fauna de peces que los de orden más alto. Es decir, que el total de los tramos de orden 1 alojó en su conjunto numerosas especies de peces, pero cada uno de ellos sólo presentó unas pocas de éstas. En cambio, los tramos de orden 3 tuvieron menos especies en total, pero una mayor proporción de ellas apareció en cada tramo concreto. Estos son factores a tener en cuenta en el diseño y aplicación de estrategias de conservación.

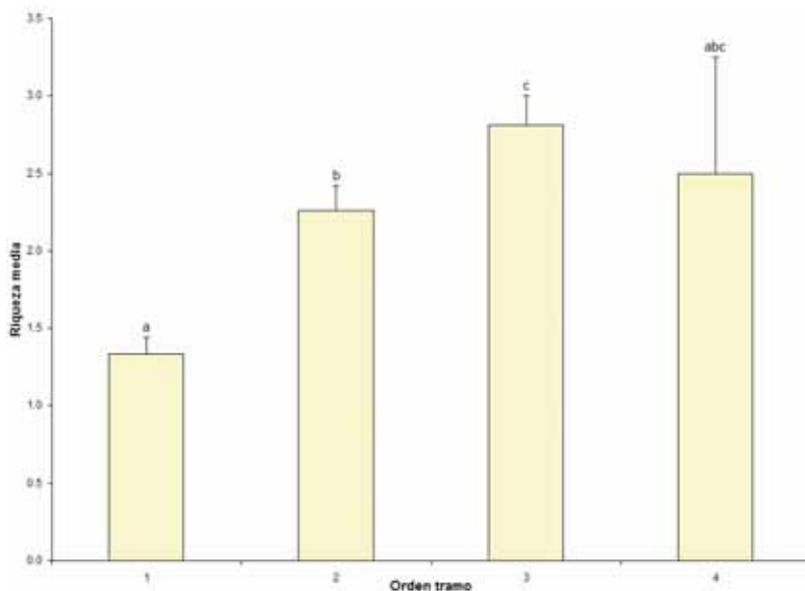


Figura V.14.- Riqueza media de especies autóctonas (+ error estándar) por categoría de orden del Tramo en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).

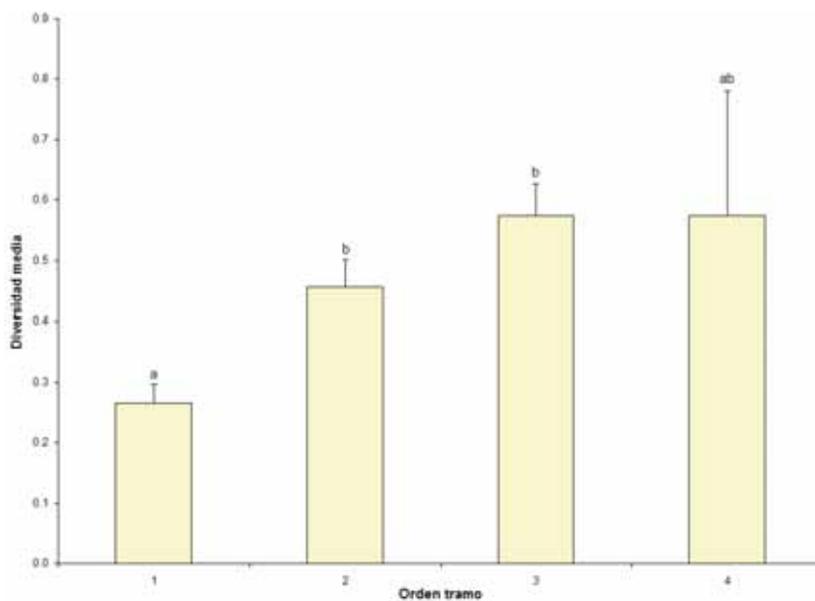


Figura V.15.- Diversidad media de especies autóctonas (+ error estándar) en cada categoría de orden del río en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).



Arroyo de las Veguillas, subcuenca Guadalmellato.

Especies alóctonas.

La riqueza y diversidad media de especies alóctonas siguieron una tendencia parecida a las de las autóctonas con respecto al orden del tramo, alcanzando su valores máximos en los tramos de orden 3 (Figuras V.16 y V.17), pero en este caso las tendencias de la riqueza media y total fueron razonablemente parecidas. No hubo especies alóctonas en los escasos tramos de orden 4 analizados.

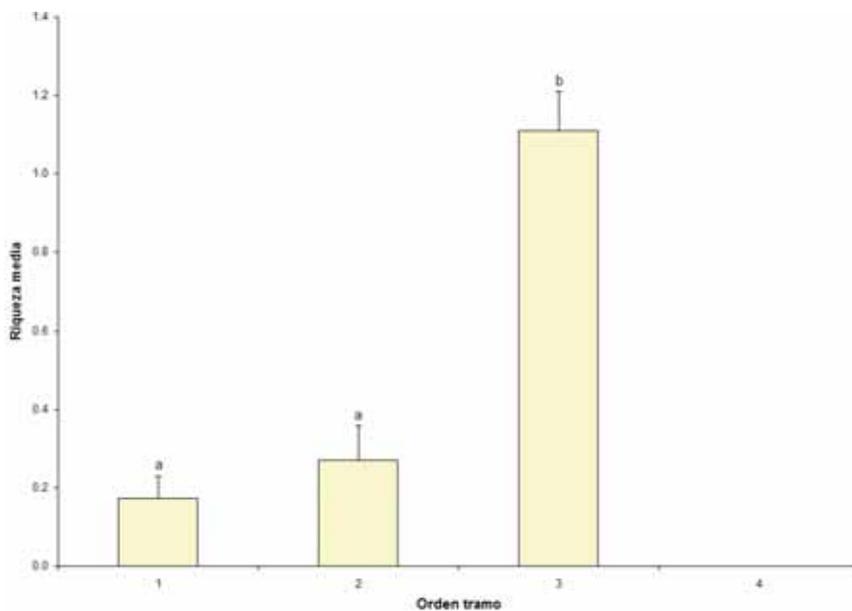


Figura V.16.- Riqueza media de especies alóctonas (+ error estándar) por categoría de orden del río en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).

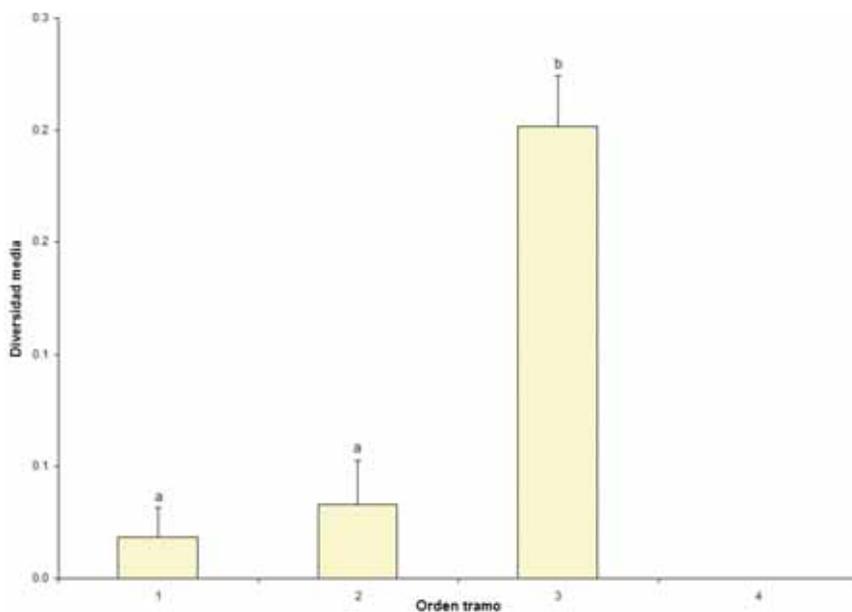


Figura V.17.- Diversidad media (+ error estándar) de especies alóctonas en cada categoría de orden del río en la margen derecha. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, ANOVA).

V.3.2. MARGEN IZQUIERDA.

Especies autóctonas.

La riqueza media de especies autóctonas fue menor en tramos de orden 1 (Kruskal-Wallis: $H_{(3,n=321)}=36,72983$; $p=0,0000$), mientras que la diversidad media fue ligeramente mayor en los tramos de orden 2 (Kruskal-Wallis: $H_{(3,n=321)}=9,249233$; $p=0,0262$) (Figuras V.18 y V.19).

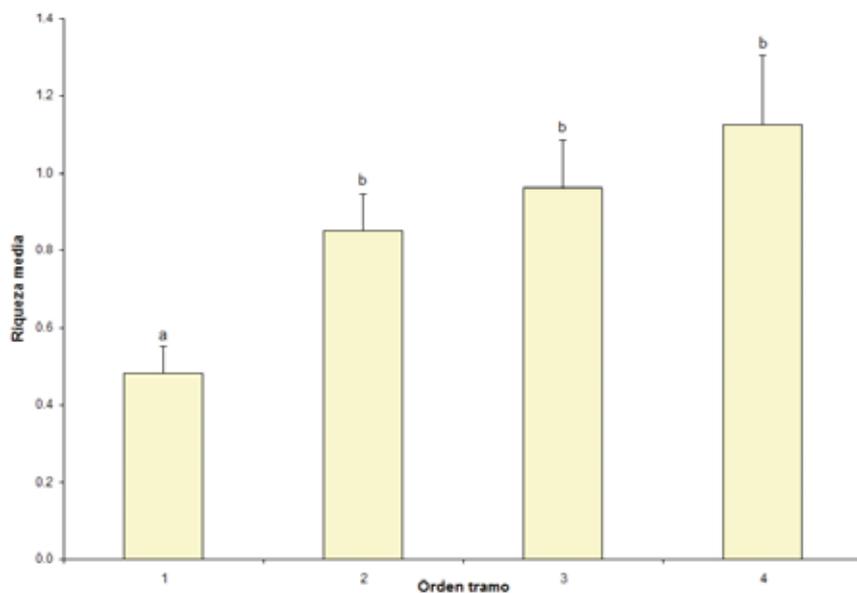


Figura V.18-

Riqueza de media de especies (+ error estándar) por categoría de orden del río en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, Kuskal-Wallis).

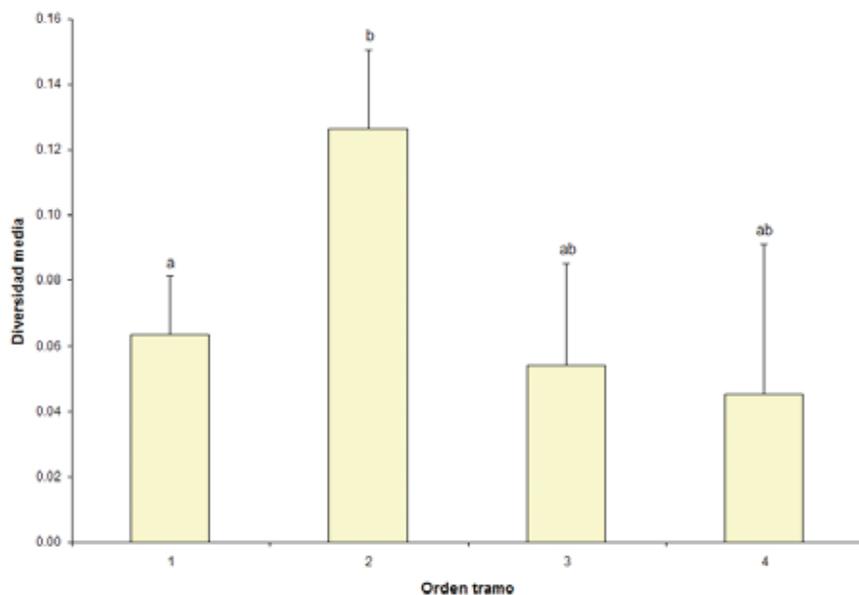


Figura V.19.-

Diversidad media (+ error estándar) en cada categoría de orden del río en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, Kuskal-Wallis).

Estos resultados contrastaron con los de la margen derecha donde, como cabía esperar, en la mayoría de los ríos, riqueza y diversidad tendieron a crecer con el orden y reflejaron comunidades empobrecidas en los ríos de orden 3 y 4, donde, aunque el número de especies aumentó, buena parte de dichas especies estaban representadas por muy pocos individuos. Estos patrones sugieren además un mayor impacto y degradación relativos en los tramos más bajos de los ríos de la margen izquierda.



Río Galera, subcuenca Guadiana Menor.

Especies alóctonas.

La riqueza de especies alóctonas aumentó con el orden del río, siendo máxima en los ríos de orden 4 (Kruskal-Wallis: $H_{(3,n=321)}=11,75149$; $p=0,0083$, Figura V.20). La diversidad de alóctonas no presentó diferencias significativas entre tramos de distinto orden (Kruskal-Wallis: $H_{(3,n=321)}=7,135851$; $p=0,0677$).

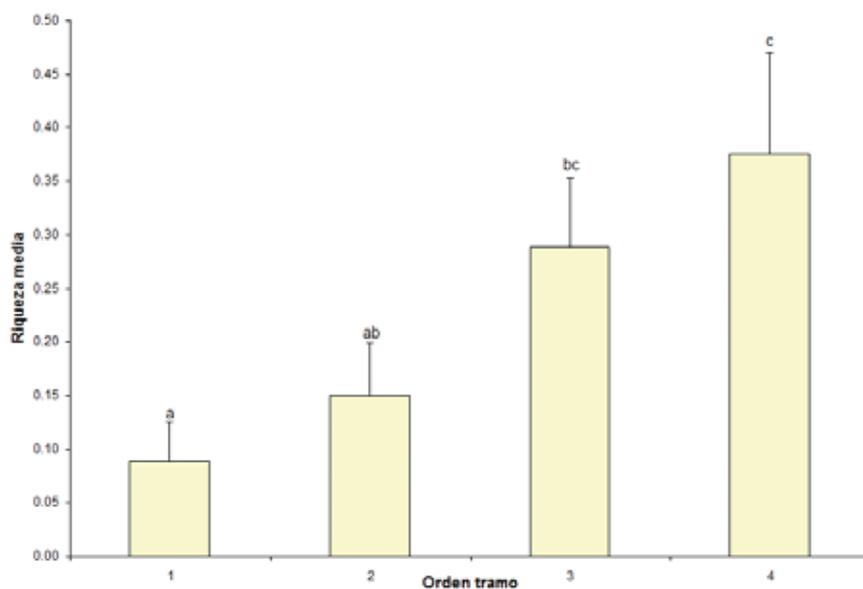


Figura V.20.- Riqueza media de especies alóctonas (+ error estándar) por categoría de orden del río en la margen izquierda. Letras distintas indican diferencias significativas entre medias ($p < 0,05$, Kruskal-Wallis).

122

En cualquier caso, estos resultados deben contemplarse con cierta cautela ya que el orden 4 estuvo poco representado en los tramos considerados actualmente (Tabla V.2). Con toda seguridad el número de especies en estos tramos aumentaría si se hubieran incluido los tramos no vadeables.

Tabla V.2.- Proporción de tramos muestreados en cada margen asignados a cada categoría de orden del río.

ORDEN (STRAHLER)	% TRAMOS MUESTREADOS EN LA MARGEN DERECHA	% TRAMOS MUESTREADOS EN LA MARGEN IZQUIERDA
1	55,17	49,22
2	27,91	27,10
3	16,04	16,20
4	0,88	7,48

V.4. RELACIONES ENTRE RIQUEZA Y DIVERSIDAD.

Existe evidencia, a escalas espaciales amplias, de que las zonas de mayor diversidad de especies autóctonas tienden a ser también las de mayor diversidad de especies exóticas (Levine y D'Antonio, 1999; Stohlgren *et al.*, 2005), por lo que se exploró la relación entre ambos parámetros a través de correlaciones de Pearson.

Se encontró una correlación significativa entre la riqueza ($r = 0,101$; $p = 0,031$) y diversidad ($r = 0,862$; $p = 0,0001$) de especies autóctonas y alóctonas en la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir. Esta tendencia se observó sólo para la riqueza de especies ($r = 0,2315$; $p = 0,0003$) de la margen izquierda.

Existe, por tanto, una relación entre riqueza y diversidad de especies autóctonas y alóctonas en el Guadalquivir. No tiene por qué haber una relación causa-efecto entre la riqueza de especies autóctonas y alóctonas, pero una mayor diversidad nativa puede estar también correlacionada con una mayor heterogeneidad de hábitats, por lo que habría más posibilidad de subsistencia para las alóctonas en esas zonas (Stohlgren *et al.*, 2005). Probablemente también existan factores que beneficien tanto a especies autóctonas como a alóctonas que estén covariando en las zonas donde se encuentra un mayor número de especies en general. Al fin y al cabo, las preferencias y requerimientos de las especies alóctonas oportunistas pueden ser similares a las de especies autóctonas (Levine y D'Antonio, 1999). Este patrón observado tiene implicaciones importantes para la conservación, pues las zonas más diversas en especies autóctonas se convierten en las más vulnerables.

V.4.1. ANÁLISIS DE LOS FACTORES QUE DETERMINAN LA DIVERSIDAD DE PECES EN LA CUENCA.

Con el objetivo de identificar los factores que determinan la riqueza de especies (S) y diversidad (H') en los distintos tramos muestreados de la cuenca del Guadalquivir, se desarrollaron modelos de regresión por pasos. Esta aproximación permite obtener un modelo que explique la mayor proporción de varianza en los datos posible, con el menor número de variables, asegurándonos así que las variables incluidas en el modelo son realmente las más relevantes. Se incluyeron variables ambientales a varias escalas (subcuenca, área de drenaje, segmento y tramo), con el fin de identificar a qué escala actúan los factores más importantes para la diversidad de peces.

Margen derecha.

Las variables dependientes consideradas fueron: riqueza de especies autóctonas (S-Au), diversidad de especies autóctonas (H-Au), riqueza de especies alóctonas (S-Alo) y diversidad de especies alóctonas (H-Alo).

En cuanto a las variables ambientales que podrían constituir factores importantes para la diversidad de peces, se contaba con un total de 144 de diversa naturaleza y a varias escalas. Trabajar con tal cantidad de variables es complicado desde el punto de vista computacional y proclive a producir modelos poco robustos, debido a las elevadas probabilidades de presencia de variables colineales y, en consecuencia, de resultados que reflejen estas correlaciones espurias. Por lo tanto, se decidió reducir la dimensionalidad y colinealidad de los predictores de la base de datos. Para ello, en primer lugar se extrajeron los principales gradientes de variación de grupos de variables relacionadas, utilizando análisis de componentes principales (PCA).



Río Fresneda, subcuena Jándula.

Se calcularon un total de 6 PCAs, cada uno con las siguientes características.

- **PCA 1-DCHA - Características del hábitat a escala de tramo.** Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre las características del hábitat en el tramo muestreado, así como variables físico-químicas del río en dicho tramo:

- Superficie del tramo
- % Macrófitos
- Conductividad
- Cobertura de vegetación riparia (CVR)
- % de cada tipo de sustrato inorgánico en el tramo (Fondo rocoso; meños, cantos, gravas, arenas, limos y arcilla).
- % de cada tipo de sustrato orgánico en el tramo (detritus y cieno)
- % de cada mesohábitat en el tramo (rápidos, tablas y pozas)
- Profundidad de las tablas
- Profundidad de las pozas
- % del tramo ocupado por cualquier tipo de refugio

El análisis produjo dos ejes que absorbieron el 15% y el 12% de la varianza total, cuyos autovalores absolutos (>1) y en relación con los subsiguientes ejes indicaron que reflejaban la estructura existente en los datos originales por lo que ambos se retuvieron para análisis subsiguientes. El eje 1 representó un gradiente habitual en los sistemas de aguas corrientes entre zonas de aguas más lentas, con pozas donde se acumulan sustratos finos (extremo positivo del eje) y zonas con sustratos gruesos y aguas rápidas (extremo negativo). El eje 2 representó un gradiente de desarrollo de pozas, que iba desde zonas dominadas por las tablas (extremo positivo del eje) hasta zonas donde abundaban las pozas, más profundas y con más estructuras.

■ PCA 2-DCHA - Factores de erosión potencial. Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre el riesgo de erosión en el tramo:

- IET (índice de estabilidad del talud)
- % Incrustación en rápidos
- Escorrentía
- Acceso ganado
- Acceso humano
- Tubos y puentes
- Deforestación riparia
- Extracciones de agua
- Graveras
- Colectores
- Otros

Tras el análisis retuvimos un único eje (15,5% de la varianza total) para análisis posteriores, que representaba un gradiente de mayor a menor riesgo de erosión (mayor riesgo en el extremo negativo y menor riesgo en el positivo del eje).

- PCA 3-DCHA - Usos del suelo en el tramo. Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre usos del suelo en la zona inmediatamente contigua al tramo muestreado:
 - Bosque nativo
 - Zonas naturales poco alteradas
 - Cultivos de secano/pastoreo
 - Cultivos de regadío
 - Actividades forestales
 - Zona residencial/recreativa
 - Zona urbana/industrial/agricultura intensiva

Tras el análisis se retuvo un único eje (23% de la varianza total) para análisis subsiguientes, que representaba un gradiente de mayor a menor impacto humano (zonas urbanas y agrícolas en el extremo positivo del eje y bosque nativo en el negativo).

- PCA 4-DCHA - Usos del suelo a escala de subcuenca. En este caso sometimos a un PCA las mismas variables que para el PCA 3, pero recogiendo la proporción de los diferentes usos del suelo en toda la subcuenca. Se retuvo para análisis subsiguientes un único eje (28,5% de la varianza total) que representaba un gradiente de mayor a menor impacto humano (zonas urbanas y agrícolas en el extremo positivo del eje y bosque nativo en el negativo).
- PCA 5-DCHA - Usos del suelo a escala de área de drenaje. En este caso sometimos a un PCA las variables que recogían la proporción de los diferentes usos del suelo (mismas categorías que para el PCA 3) en toda la zona que drenaba al tramo de muestreo (escala de área de drenaje). Se retuvo para análisis subsiguientes un único eje (20,2% de la varianza total) que representaba un gradiente de mayor a menor impacto humano (zonas urbanas y agrícolas en el extremo negativo del eje y bosque nativo en el positivo).
- PCA 6-DCHA - Tipo de río a escala de subcuenca. Sometimos a un PCA las variables que correspondían al total de metros de cada tipo de río presentes en una determinada subcuenca. El análisis produjo un eje, el eje 1 (61,7% de la varianza total), que se retuvo para análisis subsiguientes. Este eje representaba la mayor abundancia de los Tipos de Río 2, 6 y 17 (extremo positivo del eje) contra el resto (extremo negativo). Esto representó un gradiente entre ríos mediterráneos de zonas bajas contra ríos de altitud media pero con caudales altos, y en ambiente mediterráneo-continental.

Tras la aplicación de análisis de componentes principales (PCAs) y la considerable reducción del número de variables independientes, se continuó disminuyendo la colinealidad entre variables y la dimensionalidad total del conjunto de variables predictoras que

finalmente se usarían en los modelos. Para estudiar las relaciones entre variables se calculó la correlación (r de Pearson) entre todos los posibles pares de variables continuas. Cuando la correlación fue mayor de 0,75, se eligió una de las dos variables para incluirla en los modelos de regresión.

La lista final de variables independientes o predictoras incluyó un total de 36 variables, 2 categóricas y 34 continuas. Las variables incluidas en los modelos de S y H' para la margen derecha fueron las siguientes:

- Escala de subcuenca
 - Identidad de la subcuenca (categórica, total de 36 niveles, correspondientes a las 37 subcuencas de la margen derecha)
 - Área de la subcuenca
 - Pendiente media de la subcuenca
 - Forma
 - Densidad de drenaje de los arroyos en la subcuenca
 - Nº de embalses en la subcuenca
 - Principales usos del suelo en la subcuenca - PCA 4
 - Tipo río subcuenca - PCA 6
 - Nº de captaciones superficiales en la subcuenca
 - Nº de perturbaciones transversales en la subcuenca
- Escala de área de drenaje (corresponde al área total que drena en cada tramo muestreado)
 - Área que drena al tramo (km²)
 - Pendiente media
 - Densidad de drenaje de los arroyos en el área de drenaje
 - Principales usos del suelo en el área de drenaje - PCA 5
- Escala de segmento
 - Pendiente media del segmento
 - Sinuosidad
 - Anchura media del valle
 - Anchura media de la vegetación riparia
 - % Longitud vegetación riparia

- Escala de tramo
 - Anchura media de la vegetación riparia
 - % Longitud vegetación riparia
 - Tipo Río (CEDEX) (Categórica con 7 niveles)
 - Distancia al nacimiento
 - Distancia al Guadalquivir
 - Orden (Strahler aguas arriba)
 - N° de embalses aguas arriba del tramo
 - N° de embalses aguas abajo del tramo
 - Altitud
 - N° de perturbaciones transversales aguas abajo del tramo
 - Precipitación
 - Superficie del tramo (m²)
 - Características del hábitat - PCA 1.1
 - Características del hábitat - PCA 1.2
 - Calidad físico-química del agua (categórica con 5 niveles)
 - Factores de erosión potencial - PCA 2
 - Principales usos del suelo en el tramo - PCA 3

Una vez que se tuvo la lista definitiva de variables a incluir en los modelos, se llevaron a cabo pruebas preliminares para determinar si existían puntos raros o influyentes que pudieran sesgar nuestros resultados. Para ello se examinaron los residuos de las regresiones preliminares, y se utilizaron el valor de los residuos, la distancia de Cook y el índice de Leverage. Se consideran puntos influyentes aquellos que tienen valores muy altos para todos los parámetros (residuos >3 ó <-3 ; Distancia de Cook >1 ; y Leverage cercano a 1). Ninguno de los puntos considerados mostró valores altos para todos los parámetros, por lo que se puede considerar que ningún punto fue excesivamente influyente y no fue necesario eliminarlo del análisis. Por lo tanto, los análisis se llevaron a cabo sobre una matriz de 344 casos ($n=344$) y 36 variables (34 continuas y 2 categóricas).

Esta matriz se empleó para calcular los 4 modelos (S-Au; H-Au; S-Alo y H-Alo), utilizando regresión lineal múltiple con un método de selección de variables *forward stepwise* (probabilidad de entrada =0,05) para identificar las variables más importantes.

Una vez obtenidos los modelos, se comprobó su ajuste según las características que asumen este tipo de análisis. También se empleó una matriz de la distancia reticular entre los tramos para controlar el grado de autocorrelación espacial de los resultados (la medida en que la proximidad en la red fluvial entre dos tramos influye en su similitud en los parámetros

analizados). Se utilizó esta matriz de distancias, junto con los residuos de los modelos creados, para calcular la influencia de la autocorrelación espacial sobre los modelos. Para ello se calculó el Índice de Moran y se utilizó el programa Spatial Analyses in Macroecology-SAM (Rangel *et al.*, 2006).

Finalmente, se empleó un comando del paquete *hier.part* para el programa estadístico R (R Development Core Team, 2008) que nos permitió desglosar la varianza que explicaba el modelo final entre las distintas variables seleccionadas y así determinar su importancia relativa para la riqueza y diversidad de peces.

Margen izquierda.

Los datos y las variables de la margen izquierda fueron procesados de manera similar a lo anteriormente expuesto. Así, se consideraron 4 variables dependientes: riqueza de especies autóctonas (S-Au); diversidad de especies autóctonas (H-Au); riqueza de especies alóctonas (S-Alo) y diversidad de especies alóctonas (H-Alo). Además, se resumieron las variables de hábitat, tipo de río y usos del suelo aplicando el análisis de componentes principales (PCA), por lo que se calcularon los siguientes 6 PCAs.

- PCA 1-IZDA - Características del hábitat a escala de tramo. Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre las características del hábitat en el tramo muestreado, así como variables físico-químicas del río en ese tramo:

- Superficie del tramo
- % Macrófitos
- Conductividad
- Cobertura de vegetación riparia (CVR)
- % de cada tipo de sustrato inorgánico en el tramo (Fondo rocoso; meños, cantos, gravas, arenas, limos y arcilla).
- % de cada tipo de sustrato orgánico en el tramo (detritus y cieno)
- % de cada mesohábitat en el tramo (rápidos, tablas y pozas)
- Profundidad de las tablas
- Profundidad de las pozas
- % del tramo ocupado por cualquier tipo de refugio

El análisis produjo un eje que absorbió el 22% de la varianza total, cuyo autovalor absoluto (>1) y en relación con los subsiguientes ejes indicaron que reflejaba la estructura existente en los datos originales por lo que se retuvo para análisis subsiguientes. El eje 1 representó un gradiente habitual en los sistemas de aguas corrientes entre zonas de aguas más lentas, de tablas, donde se acumulan sustratos finos (extremo positivo del eje) y zonas con sustratos gruesos y aguas rápidas (extremo negativo).

- PCA 2-IZDA - Factores de erosión potencial. Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre el riesgo de erosión en el tramo:

- IET (índice de estabilidad del talud)
- % Incrustación en rápidos
- Escorrentía
- Acceso ganado
- Acceso humano
- Tubos y puentes
- Deforestación riparia
- Extracciones de agua
- Graveras
- Colectores
- Otros

El análisis produjo un eje, el eje 2 (13,98% de la varianza total), que se retuvo para análisis subsiguientes. Este eje representó un gradiente de mayor a menor riesgo de erosión (mayor riesgo en el extremo positivo y menor riesgo en el negativo).

130

- PCA 3-IZDA - Usos del suelo en el tramo. Sometimos a un PCA las siguientes variables que recogen información sobre usos del suelo en la zona inmediatamente contigua al tramo muestreado:

- Bosque nativo
- Zonas naturales poco alteradas
- Cultivos de secano/pastoreo
- Cultivos de regadío
- Actividades forestales
- Zona residencial/recreativa
- Zona urbana/industrial/agricultura intensiva

Tras el análisis se retuvo un único eje, el eje 2, (18,2% de la varianza total) para análisis subsiguientes, que representaba un gradiente de mayor a menor impacto humano (zonas urbanas y agrícolas en el extremo positivo del eje y bosque nativo en el negativo).

- PCA 4-IZDA - Usos del suelo a escala de subcuenca. En este caso sometimos a un PCA las mismas variables que para el PCA 3, pero recogiendo la proporción de los diferentes usos del suelo en toda la subcuenca. Se retuvieron dos ejes para análisis subsiguientes. El eje 1 recogió el 42% de la varianza total, y representaba un gradiente de mayor a menor impacto humano (zonas urbanas y agrícolas en el extremo negativo del eje y

bosque nativo y formaciones de vegetación natural en el positivo). El eje 2 (22,6% de la varianza total) afina la influencia de los impactos humanos, enfrentando los usos industriales (extremo positivo) con las zonas agrícolas de secano (extremo negativo).

- **PCA 5-IZDA - Usos del suelo a escala de área de drenaje.** En este caso sometimos a un PCA las variables que recogían la proporción de los diferentes usos del suelo (mismas categorías que para el PCA 3) en toda la zona que drenaba al tramo de muestreo (escala de área de drenaje). Dos ejes se retuvieron para análisis subsiguientes. El eje 1 recogió el 26,7% de la varianza total, y representaba un gradiente de zonas urbanas y agrícolas en el extremo negativo del eje y bosque nativo y formaciones vegetales poco alteradas en el positivo. El eje 2 (19,3% de la varianza total) reflejó diferencias en el impacto humano, separando la agricultura de secano en el extremo positivo, de los otros usos del suelo.
- **PCA 6-IZDA - Tipo de río a escala de Subcuenca.** Sometimos a un PCA las variables que correspondían al total de metros de cada Tipo de Río presentes en una determinada subcuenca. El análisis produjo un eje, el eje 1 (54,1% de la varianza total), que se retuvo para análisis subsiguientes. Este eje representaba la mayor abundancia de los Tipos de Río 2, 17 y 18 (extremo positivo del eje) contra el resto, sobre todo el 9, 11 y 16 (extremo negativo). Esto representaba fundamentalmente un gradiente entre ríos mediterráneos de zonas bajas y ríos mediterráneos de mayor altitud.



Río Vadillo, subcuenca del Genil.

Como para la margen derecha, también se llevaron a cabo pruebas preliminares para evitar puntos raros o influyentes (examen de residuos de los modelos preliminares, comprobación de distancia de Cook e índice de Leverage). La matriz final empleada para la margen izquierda contó con un total de 321 casos ($n = 321$) y 36 variables (2 categóricas y 34 continuas). Las variables incluidas en los modelos de S y H' para la margen izquierda fueron las siguientes:

- Escala de subcuenca
 - Identidad de la subcuenca (categórica, total de 36 niveles, correspondientes a las 36 subcuencas que se han considerado).
 - Área de la subcuenca
 - Pendiente media de la subcuenca
 - Forma
 - Densidad de drenaje de los arroyos en la subcuenca
 - Nº de embalses en la subcuenca
 - Principales usos del suelo en la subcuenca - PCA 4.1
 - Principales usos del suelo en la subcuenca - PCA 4.2
 - Tipo río subcuenca - PCA 7
 - Nº de captaciones superficiales en la subcuenca
 - Nº de perturbaciones transversales en la subcuenca
- Escala de área de drenaje (corresponde al área total que drena en cada tramo muestreado)
 - Área que drena al tramo (km^2)
 - Pendiente media
 - Densidad de drenaje de los arroyos en el área de drenaje
 - Principales usos del suelo en el área de drenaje - PCA 5.1
 - Principales usos del suelo en el área de drenaje - PCA 5.2
- Escala de segmento
 - Pendiente media del segmento
 - Sinuosidad
 - Anchura media del valle
 - Anchura media de la vegetación riparia
 - % Longitud vegetación riparia

- Escala de tramo
 - Anchura media de la vegetación riparia
 - % Longitud vegetación riparia
 - Tipo Río (CEDEX) (Categoría con 7 niveles)
 - Distancia al nacimiento
 - Distancia al Guadalquivir
 - orden (Strahler aguas arriba)
 - Nº de embalses aguas arriba del tramo
 - Altitud
 - Nº de perturbaciones transversales aguas abajo del tramo
 - Precipitación
 - Superficie del tramo (m²)
 - Características del hábitat - PCA 1
 - Calidad físico-química del agua (categoría con 5 niveles)
 - Factores de erosión potencial - PCA 2
 - Principales usos del suelo en el tramo - PCA 3

Al igual que para la margen derecha, se empleó esta matriz para calcular 4 modelos (S-Au; H-Au; S-Alo y H-Alo), utilizando regresión lineal múltiple con un método de selección de variables *forward stepwise* (probabilidad de entrada = 0,05) para identificar las variables más importantes.

Una vez obtenidos los modelos, se comprobó su ajuste y la influencia de la autocorrelación espacial y se desglosó la varianza que explicaba cada variable seleccionada según lo explicado para la margen derecha.

V.4.2. RESULTADOS MARGEN DERECHA.

El valor del Índice de Moran obtenido para la distribución espacial de los residuos de los modelos fue muy bajo en todos los casos (I de Moran $< 0,05$), y los correlogramas obtenidos no mostraron ningún patrón relevante. Por lo tanto, pudimos concluir que los resultados de los modelos obtenidos no estaban influenciados por la proximidad espacial, por lo que no fue necesario ningún tipo de ajuste en ese sentido.



Río Jándula, término municipal de Andújar (Jaén).

Especies autóctonas.

Obtuvimos modelos significativos para la riqueza (S-Au) y diversidad de especies autóctonas (H-Au) (Tablas V.3 y V.4). El modelo para S-Au explicó un 34% de la varianza ($R^2=0,34$), mientras que el modelo para H-Au explicó el 24% ($R^2=0,24$).

Los modelos obtenidos mostraron que los factores que determinaron la S-Au y H-Au fueron bastante parecidos (Tablas V.3 y V.4). En ambos casos existió un claro efecto directo de los impactos antropogénicos sobre parámetros fundamentales de las comunidades de peces: la influencia negativa del número de embalses aguas arriba del tramo y la mala calidad físico-química del agua (Figuras V.21 y V.22).

La pendiente media de la subcuenca fue un factor influyente para la H-Au, y los valores más altos de diversidad se concentraron en aquellas subcuencas con una pendiente media más alta, por lo tanto con una orografía más compleja en general, aunque la relación negativa de H-Au con la altitud y positiva con el orden del río recuerda que los valores más altos de diversidad se encuentran en zonas relativamente bajas, donde los ríos están más desarrollados.

Tabla V.3.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la riqueza de especies autóctonas (S-Au) de la margen derecha. Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS)

	SS	DF	MS	F	P	BETA
Intercept	89,57	1	89,57	45,01	0,000000	
Subcuenca	158,28	28	5,65	2,84	0,000004	
T_Tipo Río	48,44	5	9,69	4,87	0,000245	
T_Distancia al Guadalquivir	44,79	1	44,79	22,51	0,000003	0,73
T_Altitud	24,04	1	24,04	12,08	0,000564	-0,50
T_orden	24,17	1	24,17	12,15	0,000546	0,21
T_Nº embalses aguas arriba	9,23	1	9,23	4,64	0,031881	-0,12
T_Superficie de tramo (m ²)	21,22	1	21,22	10,66	0,001185	0,18
Error	805,88	405	1,99			

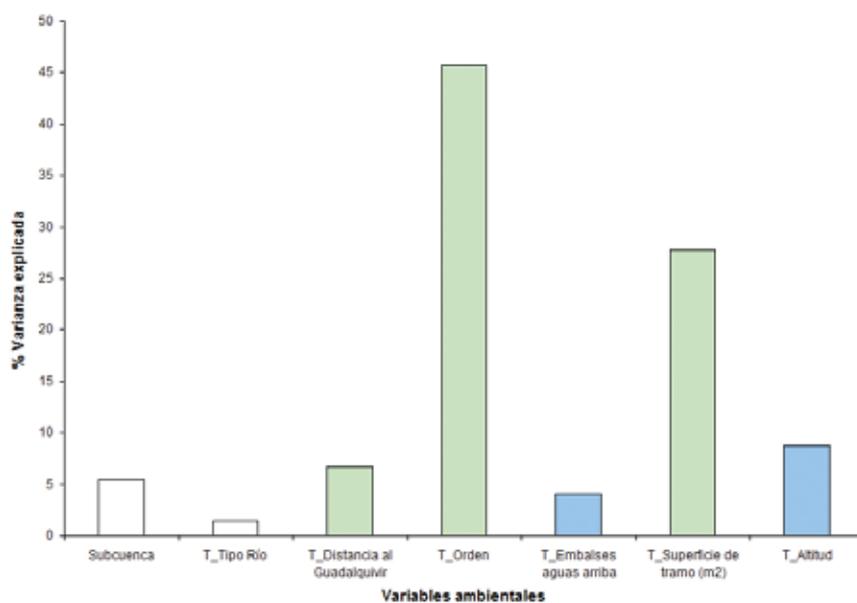


Figura V.21.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para riqueza de especies autóctonas de la margen derecha. Las barras blancas indican variables categóricas, las verdes variables que tienen una influencia positiva, y las azules variables que tienen una influencia negativa sobre la variable dependiente.

Además, como era de esperar, también existió una relación positiva de S-Au y, como consecuencia, de H-Au con el tamaño del tramo, lo que indica que en tramos más grandes hay un mayor número de especies (por simple efecto de la mayor superficie muestreada).

La distancia al Guadalquivir fue un fenómeno curioso, la riqueza y diversidad de especies autóctonas estuvieron positivamente relacionadas con la distancia al cauce principal del Guadalquivir (Figuras V.21 y V.22), es decir que las especies autóctonas tienden a alejarse del cauce principal. A falta de análisis de mayor profundidad, este alejamiento podría guardar relación con la presencia de predadores exóticos que dominen los cursos bajos y el cauce principal del Guadalquivir, por lo que estas especies tenderían a alejarse de estas zonas o bien se habrían extinguido en los tramos bajos.

Tabla V.4.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la diversidad de especies autóctonas (H-Au) de la margen derecha. Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS)

	SS	DF	MS	F	P	BETA
Intercept	1,493	1	1,494	10,436	0,001329	
T_Tipo Río	4,395	6	0,733	5,118	0,000043	
SC_Pendiente media	0,768	1	0,768	5,364	0,021020	0,143058
T_Distancia al Guadalquivir	2,996	1	2,996	20,931	0,000006	0,434746
T_orden	2,084	1	2,084	14,559	0,000155	0,214408
T_Nº embalses aguas arriba	0,608	1	0,608	4,248	0,039882	-0,103251
T_Altitud	2,579	1	2,579	18,017	0,000027	-0,413121
T_Superficie tramo (m2)	2,238	1	2,238	15,638	0,000089	0,211593
T_Calidad Físicoquímica	1,094	1	1,094	7,644	0,005936	-0,127625
Error	62,83274	439				

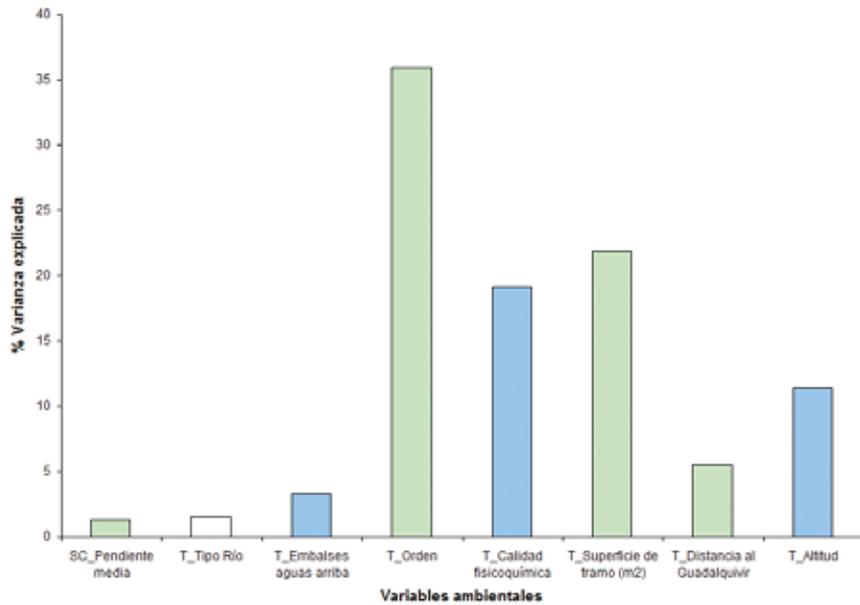


Figura V.22.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para diversidad (H') de especies autóctonas en la margen derecha. La barra blanca indica variable categórica, las verdes y azules variables continuas con influencia positiva y negativa respectivamente sobre la variable dependiente.

También destacó la relevancia de la identidad de la subcuenca en el caso de la riqueza de especies, lo que seguramente refleja el hecho de que las subcuencas tienen diferente tamaño, características geomorfológicas y han estado bajo distintas influencias a lo largo de la historia geológica de la zona. Esto apunta hacia una cierta influencia de factores zoogeográficos sobre la riqueza y diversidad de las poblaciones de peces.

Nuestros resultados permiten concluir que la riqueza y diversidad de especies autóctonas están sujetas a efectos muy importantes de factores que, aunque medidas a escala de tramo en el sentido estadístico-matemático del término, actúan a escalas espaciales por encima de éste. Variables como orden, número de embalses aguas arriba y distancia al Guadalquivir en realidad no están reflejando características estrictamente locales, sino procesos que ocurren fuera del tramo concreto o la posición del mismo a lo largo del continuo fluvial (Figuras 21 y 22). Este es un resultado importante desde el punto de vista aplicado, ya que indica que las acciones a pequeña escala espacial serán raramente eficaces y que una gestión eficaz debe contemplar la actuación integrada en áreas más extensas.

Especies alóctonas.

De nuevo obtuvimos modelos significativos para la riqueza (S-Alo) y diversidad (H-Alo) de especies alóctonas. El modelo para S-Alo explicó un 53% de la varianza ($R^2=0,53$), mientras que el modelo para H-Alo explicó el 37% ($R^2=0,37$).

Tabla V.5.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la riqueza de especies autóctonas (S-Alo) en la margen derecha. Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS).

	SS	DF	MS	F	P	Beta
Intercept	19,98	1	19,97	60,35	0,000000	
Subcuenca	24,68	29	0,85	2,57	0,000024	
S_Sinuosidad	1,35	1	1,35	4,08	0,04	-0,077
T_Longitud de la vegetación riparia	2,06	1	2,06	6,22	0,01	-0,093
T_Distancia al nacimiento	7,76	1	7,76	23,45	0,000002	0,247
T_Obstrucciones transversales	3,12	1	3,12	9,42	0,002	0,267
T_Nº embalses aguas arriba	21,20	1	21,20	64,063	0,000000	0,420
T_Calidad Físicoquímica	7,21	1	7,21	21,79	0,000004	0,207
Error	135,6621	410	0,33088			

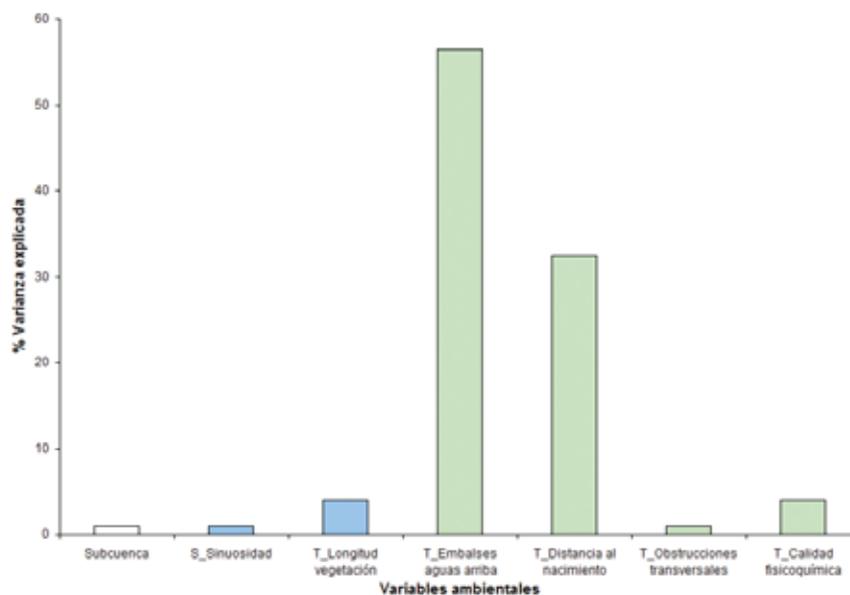


Figura V.23.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para riqueza de especies autóctonas en la margen derecha. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva, y las azules variables continuas que tienen una influencia negativa sobre la variable dependiente.

Tabla V.6.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la diversidad de especies autóctonas (H-Alo) en la margen derecha. Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS)

	SS	DF	MS	F	P	Beta
Intercept	1,29	1	1,29	58,19	0,000000	
T_Nº embalses aguas arriba	5,21	1	5,21	234,81	0,000000	0,579
T_Precipitación	0,14	1	0,14	6,38	0,011917	-0,077
T_Calidad Físicoquímica	0,09	1	0,09	4,07	0,044132	0,077
Error	10,96	449	0,02			

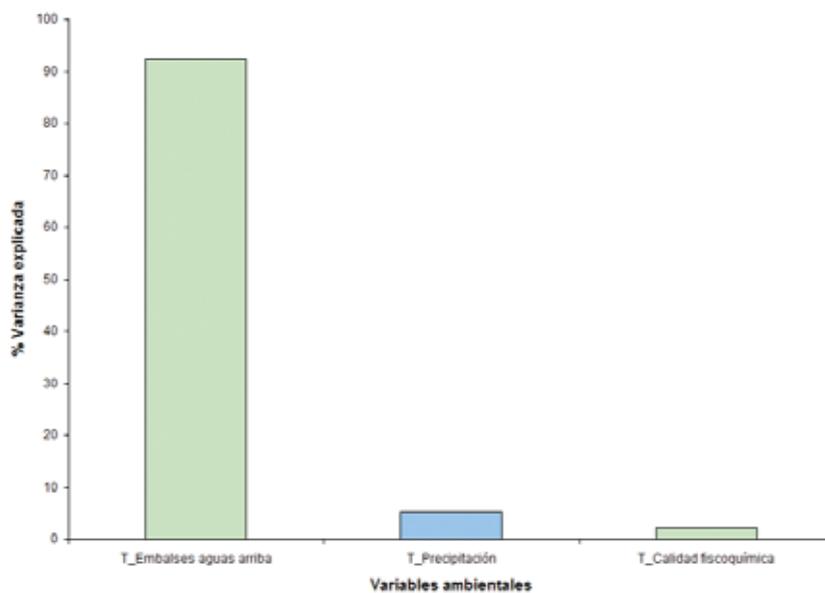


Figura V.24.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para diversidad (H') de especies autóctonas en la margen derecha. Las barras verdes indican variables que tienen una influencia positiva y las azules negativa sobre la variable dependiente.

En el caso de las especies alóctonas los factores que parecen determinar la riqueza y diversidad en los ríos de la margen derecha del Guadalquivir son principalmente de origen humano (Tablas V.5 y V.6). Así, el factor de mayor influencia en conjunto sobre S-Alo y H-Alo (explica gran parte de la varianza de ambos modelos) fue la presencia de embalses aguas arriba del tramo (Figuras V.23 y V.24), que provocan claros aumentos en el número y diversidad de especies foráneas. También en este caso aparece como importante la calidad físicoquímica del agua, pero en esta ocasión su influencia fue positiva. Esto quiere decir que las especies alóctonas se ven beneficiadas frente a las autóctonas ante condiciones de peor calidad de agua (valores más altos representan peor calidad de agua).

Por otra parte, la riqueza, aunque no la diversidad, de especies alóctonas aumenta en ríos de mayor orden, y esta relación seguramente se reforzaría si se dispusiera de más datos de ríos de orden 4 y superior (donde comienzan a dominar los tramos no vadeables) en el análisis. Esta tendencia es la misma que observamos para las especies autóctonas: la diversidad de peces aumenta con el orden del río, y por lo tanto en zonas donde el río es de mayor tamaño, con pendientes más suaves y una mayor estabilidad ambiental. Sin embargo, también puede influir el hecho de que los ríos de orden más alto tienden a presentar condiciones leníticas (similares a lagos), que suelen ser más favorables para las especies exóticas (Corbacho y Sánchez, 2001).

V.4.3. RESULTADOS MARGEN IZQUIERDA.

El valor del Índice de Moran obtenido para la distribución espacial de los residuos de los modelos fue, de nuevo, muy bajo en todos los casos (I de Moran $<0,05$), y los correlogramas obtenidos no mostraron ningún patrón relevante. Por lo tanto, pudimos concluir que los resultados de los modelos obtenidos no estaban influenciados por la proximidad espacial, por lo que no fue necesario ningún tipo de ajuste en ese sentido.



Arroyo del Platero, subcuenca del Guadalbullón.

Especies autóctonas.

Obtuvimos modelos significativos para los datos de S-Au y H-Au en la margen izquierda (Tablas V.7 y V.8). El modelo para la riqueza de especies autóctonas (S-Au) explicó un 41% de la varianza ($R^2=0,41$), mientras que el modelo para la diversidad (H-Au) explicó el 32% ($R^2=0,32$).

Tabla V.7.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la riqueza de especies autóctonas de la margen izquierda (S-Au). Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS).

	SS	DF	MS	F	P	BETA
Intercept	63,97	1	63,97	123,14	0,00	
Subcuenca	64,20	23	2,79	5,37	0,00	
DP_PCA 5.1 - Usos del suelo	13,30	1	13,30	25,60	0,00	0,30
DP_PCA 5.2 - Usos del suelo	3,52	1	3,52	6,77	0,00	-0,15
T_orden	10,64	1	10,64	20,47	0,00	0,29
T_Superficie tramo (m2)	3,74	1	3,74	7,19	0,00	0,16
Error	144,42	278	0,52			

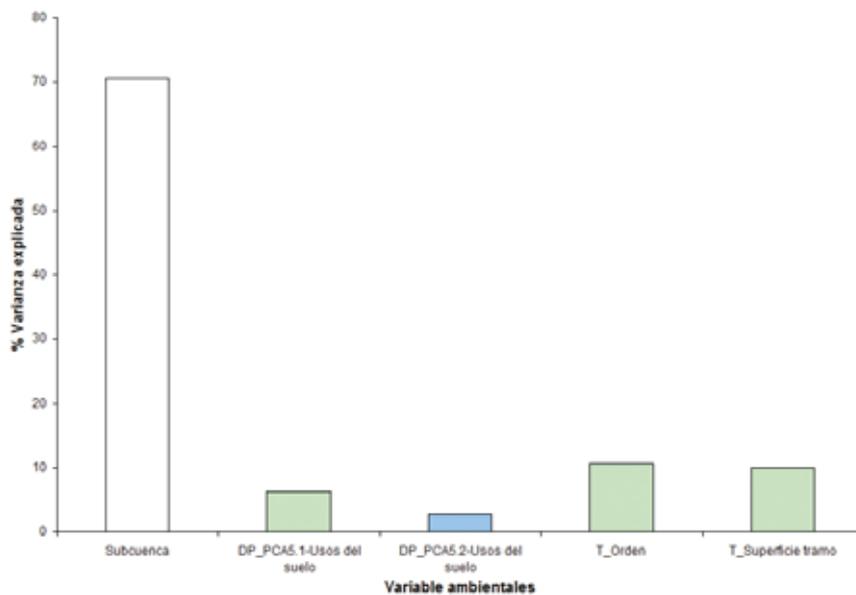


Figura V.25.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para riqueza de especies autóctonas en la margen izquierda. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules variables continuas que tienen una influencia negativa sobre la variable dependiente.

Tabla V.8.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la diversidad de especies autóctonas de la margen izquierda (H-Au). Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS).

	SS	DF	MS	F	P	BETA
Intercept	1,39	1	1,39	37,93	0,00	
Subcuenca	3,99	23	0,17	4,73	0,00	
DP_PCA 5.1 - Usos del suelo	0,56	1	0,56	15,26	0,00	0,27
DP_PCA 5.2 - Usos del suelo	0,27	1	0,27	7,40	0,00	-0,18
S_Pendiente media	0,55	1	0,55	14,94	0,00	-0,23
Error	10,24	279	0,04			

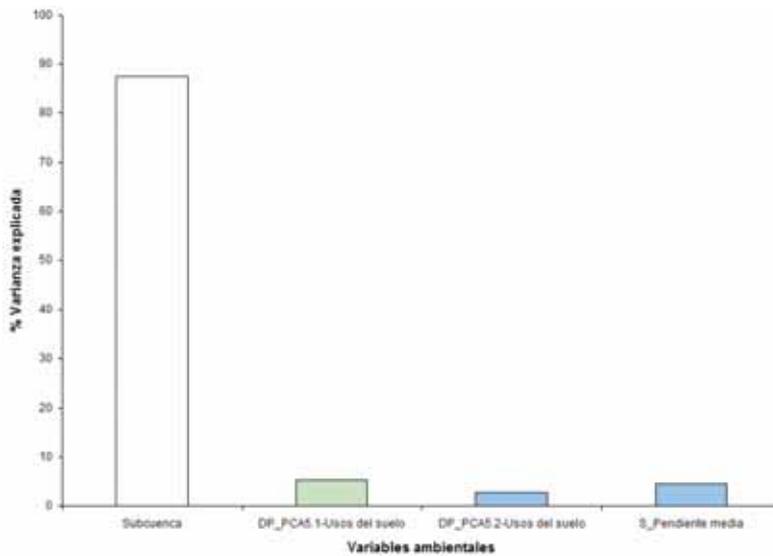


Figura V.26.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para diversidad (H') de especies autóctonas en la margen izquierda. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva, y las azules variables continuas que tienen una influencia negativa sobre la variable dependiente.

De nuevo, hay que destacar la gran influencia de factores que operan a escalas superiores a las de “tramo” sobre la riqueza y diversidad de peces nativos en los ríos de la margen izquierda del Guadalquivir (Figuras V.25 y V.26). En especial, los efectos de las diferencias entre subcuencas son muy marcados, pero dado el elevado número de subcuencas de este margen que carecen de peces (18, 46,2% del total), no es claro hasta qué punto estas diferencias responden a gradientes zoogeográficos o a diferencias entre subcuencas en el grado de impacto humano o, simplemente, al tamaño de la subcuenca. Es también notable la mayor importancia que, en comparación con la margen derecha, adquieren parámetros que registran el impacto humano, en concreto el uso del suelo en el área de drenaje, respecto a factores “naturales” como orden, distancia al Guadalquivir, etc. que miden la posición relativa de un tramo en el continuo longitudinal del río (Figuras V.21, V.22, V.25 y V.26). Esto sugiere

que el grado de impacto humano es un determinante más importante de los parámetros fundamentales de las poblaciones de peces en la margen izquierda y concuerda bien con los demás resultados que muestra el elevado grado de deterioro antropogénico de los ecosistemas fluviales de este margen.

Especies alóctonas.

Para las especies alóctonas de la margen izquierda también obtuvimos modelos significativos para la S y H'. El modelo para la riqueza (S-Alo) explicó un 28% de la varianza ($R^2=0,28$), mientras que el modelo para la diversidad (H-Alo) explicó el 39% ($R^2=0,39$) (Tablas V.9 y V.10).

Tabla V.9.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la riqueza de especies alóctonas de la margen izquierda (S-Alo). Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS).

	SS	DF	MS	F	P	BETA
Intercept	8,10	1	8,13	49,89	0,00	
S_Anchura media del valle	11,77	1	11,77	72,45	0,00	0,41
T_Distancia al nacimiento	4,23	1	4,23	26,07	0,00	0,26
T_Precipitación	1,91	1	1,91	11,75	0,00	0,17
T_PCA 3 - Usos del suelo	2,28	1	2,28	14,04	0,00	0,18
Error	51,33	316	0,16			

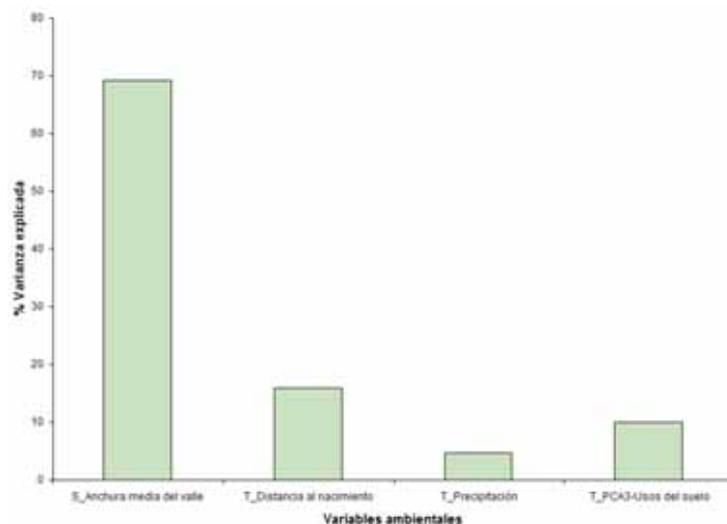


Figura V.27.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la riqueza de especies alóctonas en la margen izquierda. Las barras indican una influencia positiva sobre la variable dependiente.

Tabla V.10.- Resultado del modelo de regresión múltiple para la diversidad de especies alóctonas de la margen izquierda (H-Alo). Se muestran las variables retenidas por el modelo y su importancia relativa (Suma de cuadrados: SS).

	SS	df	MS	F	P	BETA
Intercept	0,10	1	0,10	11,10	0,00	
Subcuenca	0,54	23	0,02	2,61	0,00	0,21
DP_PCA 5.1- Usos del suelo	0,1	1	0,10	10,93	0,00	-0,12
S_Sinuosidad	0,04	1	0,04	3,91	0,05	0,40
S_Anchura media del valle	0,35	1	0,35	38,88	0,00	-0,19
T_Longitud de la vegetación	0,11	1	0,11	12,38	0,00	0,23
T_orden	0,12	1	0,12	13,49	0,00	0,18
T_PCA 3 - Usos del suelo	0,11	1	0,11	11,91	0,00	0,21
Error	2,50	276	0,01			

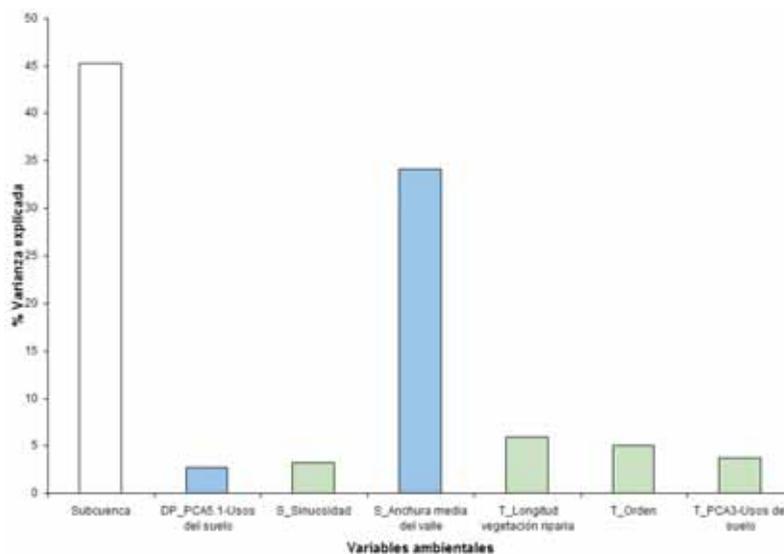


Figura V.28.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para diversidad (H') de especies alóctonas en la margen izquierda. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva, y las azules variables continuas con una influencia negativa sobre la variable dependiente.

Es interesante que, a diferencia de la margen derecha, los factores que afectan a la riqueza y diversidad de especies alóctonas son bastante distintos entre sí y, a su vez, de los que influyen en los de las especies autóctonas de la margen izquierda (Figuras V.27 y V.28). Cabe destacar, sin embargo, que la humanización de la zona inmediatamente adyacente al tramo de río, reflejada en cambios de los usos del suelo, parece desempeñar un papel de cierta importancia y favorecer la presencia de especies exóticas.

V.4.4. DISCUSIÓN.

De nuevo, nuestros resultados muestran la marcada diferencia de situación de los ríos de ambas márgenes del Guadalquivir al poner de manifiesto la mayor importancia de factores que registran el impacto antropogénico (usos del suelo) en la margen izquierda respecto a la derecha.

Otros autores que han trabajado en ríos mediterráneos han encontrado relaciones similares a las descritas por los modelos que hemos encontrado para la margen derecha en diversidad de especies autóctonas (por ejemplo, Magalhães *et al.*, 2002; Corbacho y Sánchez, 2001).

Es preciso notar la importancia, predecible, del tamaño del tramo en la margen derecha (en el presente estudio) y la subcuenca en ambas (Corbacho y Sánchez, 2001). Esta relación refleja la clásica relación área-especies (McArthur y Wilson, 1967). Al contrario que nuestros resultados, Corbacho y Sánchez (2001) encontraron una mayor riqueza en los ríos de orden 1, pero Magalhães *et al.* (2002) encontraron una relación positiva con el orden, observando una mayor abundancia de peces en zonas bajas y con mayor caudal. Estos autores indican que el orden de un río sirve como descriptor de su tamaño y su estabilidad ambiental (a mayor orden, mayor tamaño y estabilidad ambiental), y ríos de orden alto también suelen tener un mayor número de pozas.

Los resultados del efecto de los embalses son claros en el presente estudio: en la margen derecha, un mayor número de embalses es negativo para las especies autóctonas, y positivo para las alóctonas. Un mayor número de embalses aguas arriba del tramo hace aumentar la riqueza de especies alóctonas, probablemente por una simple razón: los embalses son hábitats fuente de especies exóticas. Corbacho y Sánchez (2001) observaron una mayor riqueza de especies en tramos mediterráneos bien conservados y argumentan que la regulación de los ríos disminuye la riqueza de especies nativas y aumenta la de las exóticas porque la regulación (por ejemplo la estabilidad del caudal durante todo el año) les favorece.

Esto es especialmente relevante en el caso de los embalses, ya que suelen situarse en lugares relativamente bien conservados de tramos altos y paisaje accidentado. Los embalses construidos en estos lugares son hábitats fuente de especies exóticas además de proporcionar condiciones más estables de caudal en los tramos de ríos situados aguas abajo de ellos, lo que beneficia a las especies exóticas por lo que algunas especies nativas puede que sucumban en estos tramos y queden aisladas en los tramos situados aguas arriba de estas estructuras.

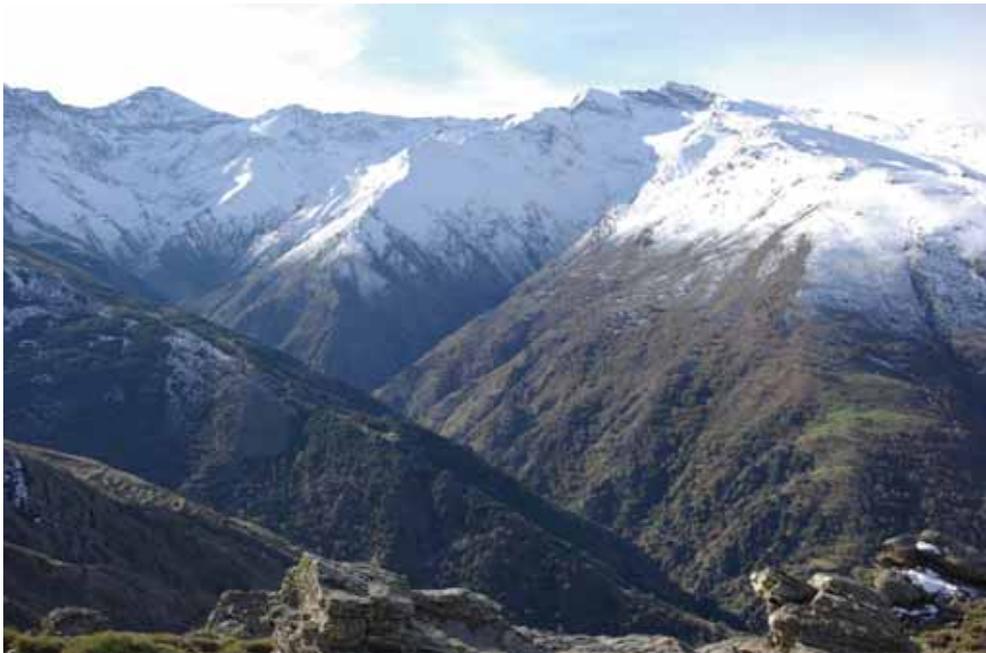
Otros autores, en ríos de distintas partes del mundo, han identificado los efectos nocivos que los embalses pueden tener sobre la comunidad de peces. La naturaleza, intensidad y reversibilidad de estos efectos varían. En algunos casos, como en Wisconsin (EEUU) (Cumming, 2004) se evidencia el impacto negativo de los embalses sobre la riqueza de peces aguas abajo del embalse, pero muestra que otras variables, como el caudal del río o la temperatura del agua, son mucho más importantes, por lo que tienen efectos no sólo sobre los peces, sino también sobre otras características del hábitat ripario (Chang *et al.*, 1999).

Martínez *et al.* (1994) llevaron a cabo uno de los estudios más completos sobre los impactos de un embalse sobre la comunidad de peces. Tuvieron la oportunidad de muestrear la comunidad piscícola antes y después de la construcción de un nuevo embalse en el *White*

River (Colorado, EEUU). Los efectos a corto plazo fueron dramáticos para las especies migradoras, pero además observaron efectos a medio y largo plazo sobre la composición de la comunidad de peces. Mientras que antes de la construcción del embalse la comunidad estaba dominada por especies autóctonas, esta pasó a tener un 90% de especies exóticas, la mayoría debido a sueltas por parte de pescadores. Estos autores resaltan que, aunque algunos embalses no alteren significativamente el régimen hídrico de un río, pueden llegar a tener un efecto devastador sobre la composición de la comunidad de peces, sobre todo porque son fuente de especies exóticas.

La inclusión en los modelos para S-Au y H-Au de variables a distintas escalas demuestra que varios de los principales factores que actúan sobre la riqueza específica y diversidad de la ictiofauna autóctona lo hacen a escalas más amplias que la de tramo, como ya apuntaron Corbacho y Sánchez (2001). Esto muestra que la dinámica de las poblaciones de peces nativos es un fenómeno integrado que ocurre sobre escalas espaciales más amplias (a las que sería preciso actuar para su adecuada gestión).

Coincidimos por lo tanto con Magalhães *et al.* (2002) en la necesidad de este tipo de aproximaciones que estudian factores a varias escalas, y un siguiente paso sería intentar determinar la importancia relativa de factores a diversas escalas para estas especies. Sólo de esta manera se conseguirán entender los mecanismos que regulan la diversidad de peces nativos en el Guadalquivir, y proponer actuaciones de conservación y/o restauración adecuadas para la recuperación de las poblaciones amenazadas.



Cabecera del río Genil en Sierra Nevada.



VI. ESTRUCTURA DE
LA COMUNIDAD DE PECES.



VI. ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE PECES.

La riqueza y diversidad de especies y la presencia de especies individuales aportan una valiosa información sobre el estado de conservación de la ictiofauna del Guadalquivir, pero no nos permiten evaluar la comunidad completa. Es importante considerar la comunidad con todos sus matices, dando relevancia no sólo al número de especies que habitan en un tramo determinado, sino también a la identidad de esas especies y la abundancia de cada una de ellas. Este análisis más detallado sólo se puede completar con técnicas estadísticas que den peso a características como la identidad y abundancia de las especies, y la combinación de las mismas en cada tramo. Los análisis de ordenación permiten representar los tramos muestreados de acuerdo con estos criterios, y además relacionar la composición de la comunidad en un tramo determinado con los factores ambientales que potencialmente están dando forma a esa comunidad.

Para estudiar la comunidad de peces en los tramos muestreados en la cuenca del Guadalquivir se aplicó un Análisis de Correspondencias Canónicas (CCA). Esta técnica permite relacionar la abundancia de las especies con variables ambientales (Ter Braak, 1987). Se emplearon dos matrices de datos, una con la abundancia de las especies en los tramos muestreados, y otra con las variables ambientales de esos mismos tramos. El resultado final fue un gráfico de ordenación donde se representan los tramos en función de las dos matrices utilizadas.

Como en el caso de los modelos de regresión, es interesante averiguar qué cantidad de la varianza explicada por este método corresponde a cada una de las distintas escalas. Para la partición de la varianza en este caso se llevaron a cabo CCAs parciales. Esto implica añadir una tercera matriz de información que contiene aquellos datos cuyo efecto queremos controlar/restar antes de explicar la variabilidad de la matriz de especies en base a los datos ambientales. Este análisis se llevó a cabo utilizando la función *varpart* del paquete *vegan*, incluido en el programa estadístico R (R Development Core Team, 2008).



VI.1. RESULTADOS MARGEN DERECHA.

El resultado de la aplicación del CCA se muestra en la Figura VI.1. El eje 1 refleja un gradiente bidimensional en la composición de la comunidad de peces. En su esquina inferior izquierda (valores negativos en los dos ejes) aparecen especies diádromas como el capitán (MC) y el albur (LR). A continuación, hacia el origen de coordenadas se disponen las localidades donde la presencia de especies exóticas caracteriza a la comunidad. Tras ellas se disponen las áreas donde aparecen especies autóctonas de mayor tamaño como el barbo (LS) y la boga (PW), a veces junto a especies exóticas, y después hacia arriba y la derecha, con valores positivos en ambos ejes de ordenación, se disponen los tramos caracterizados por la abundancia de ciprínidos autóctonos de menor tamaño como el calandino (IA) y, sobre todo, la pardilla (IL) y pardilla del Jándula (IO) y la ausencia de especies alóctonas. La bidimensionalidad del gradiente se manifiesta en la presencia hacia la esquina inferior derecha de las localidades donde aparecen tanto la trucha común (ST) como la trucha arco iris (OM).

El CCA revela que este gradiente de la comunidad se corresponde a su vez con gradientes ambientales. Existe, por ejemplo, relación con el gradiente fundamental de desarrollo longitudinal del río y entre tramos altos y bajos que es de esperar exhiba cualquier sistema fluvial examinado a escala geográfica amplia como en el presente análisis, pero también con factores que marcan claramente el impacto humano. De hecho, el factor más correlacionado con el gradiente de la comunidad descrito arriba es el número de embalses aguas arriba. Así, las localidades a la izquierda del eje 1, marcadas en su extremo por la presencia de especies diádromas y en la mayor parte de los casos por las especies exóticas, son aquellas de tramos más bajos (mayor superficie que drena al tramo), mayor abundancia de pozas respecto a tablas y rápidos (PCA 1.2), pero sobre todo con un mayor número de embalses aguas arriba del tramo. En el extremo opuesto del gradiente, los tramos más altos, con menos embalses por encima, cuencas de drenaje menores y de mayor pendiente media, con vegetación riparia bien conservada mayor proporción de tablas y rápidos y, menor riesgo de erosión (PCA 2), son los que tienden a servir de refugio para los ciprínidos autóctonos de menor tamaño y más escasos, con las truchas asociadas a las zonas de cabecera, de mayor pendiente, precipitación y altitud.

Nuestros datos sugieren que al gradiente longitudinal natural de los sistemas fluviales lo acompaña otro de impacto humano y degradación. Los tramos altos de valles más escarpados tienden a mantener ríos mejor conservados donde residen especies autóctonas. Las zonas más bajas, de valle amplio aparecen más degradadas y en ellas van desapareciendo las especies autóctonas y son sustituidas, en parte, por las exóticas. No existen evidencias claras de que las propias especies alóctonas excluyan de manera directa a las nativas, sino que las especies exóticas parecen tener más éxito en los tramos bajos, donde la pendiente es menor, hay más pozas y la presencia de embalses aguas arriba representa una fuente de colonizadores.

El ejercicio de partición de la varianza refuerza la tendencia observada en el análisis de ordenación: las variables medidas a escala de tramo tienen una mayor relevancia, y por lo tanto explican un mayor porcentaje de la variabilidad de los datos (10,79%, Figura VI.2). El gradiente de desarrollo del río, los impactos humanos y la vegetación a escala local se confirman como variables importantes para explicar la composición de la comunidad. Sin embargo, no hay que olvidar que lo que sucede más allá del ámbito local del tramo es muy importante para determinar la composición de las poblaciones de peces, y que muchas de las variables tomadas a escala de tramo actúan más allá del ámbito local (número de embalses, obstrucciones, etc.), lo que se ve reflejado también en la alta proporción de variabilidad explicada que comparten las escalas de Drenaje al tramo y Tramo (7,14%).

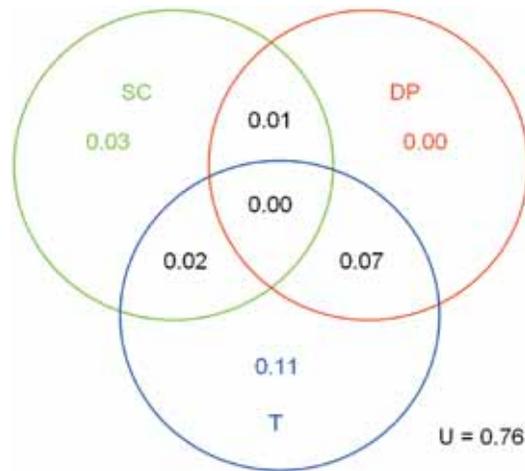


Figura VI.2.- Diagrama conceptual que muestra la partición de la varianza explicada por el análisis de componentes principales. U=varianza residual, no explicada por el modelo. SC=variables a escala de Subcuenca; DP=variables a escala de drenaje al tramo; T=variables a escala de tramo.

VI.2. RESULTADOS MARGEN IZQUIERDA.

155

El resultado de la aplicación del CCA en la margen izquierda se muestra en la Figura VI.3. Como se puede observar, el eje 2 representa un gradiente entre las zonas con especies diádromas, capitán (MC) y albur (LR), en el extremo negativo, y el resto de especies autóctonas, con las alóctonas ocupando un lugar intermedio. La presencia de las especies diádromas se corresponde con unas subcuencas determinadas, valles fluviales más anchos, con usos más humanizados y peor calidad del agua. El eje 1 distingue entre zonas más altas, con mayor pendiente, más lejos del Guadalquivir, que dejan los embalses aguas abajo del tramo y con unos usos del suelo más naturales y hábitats más estructurados en la zona derecha del eje. En esta zona se encuentra la trucha común (ST).

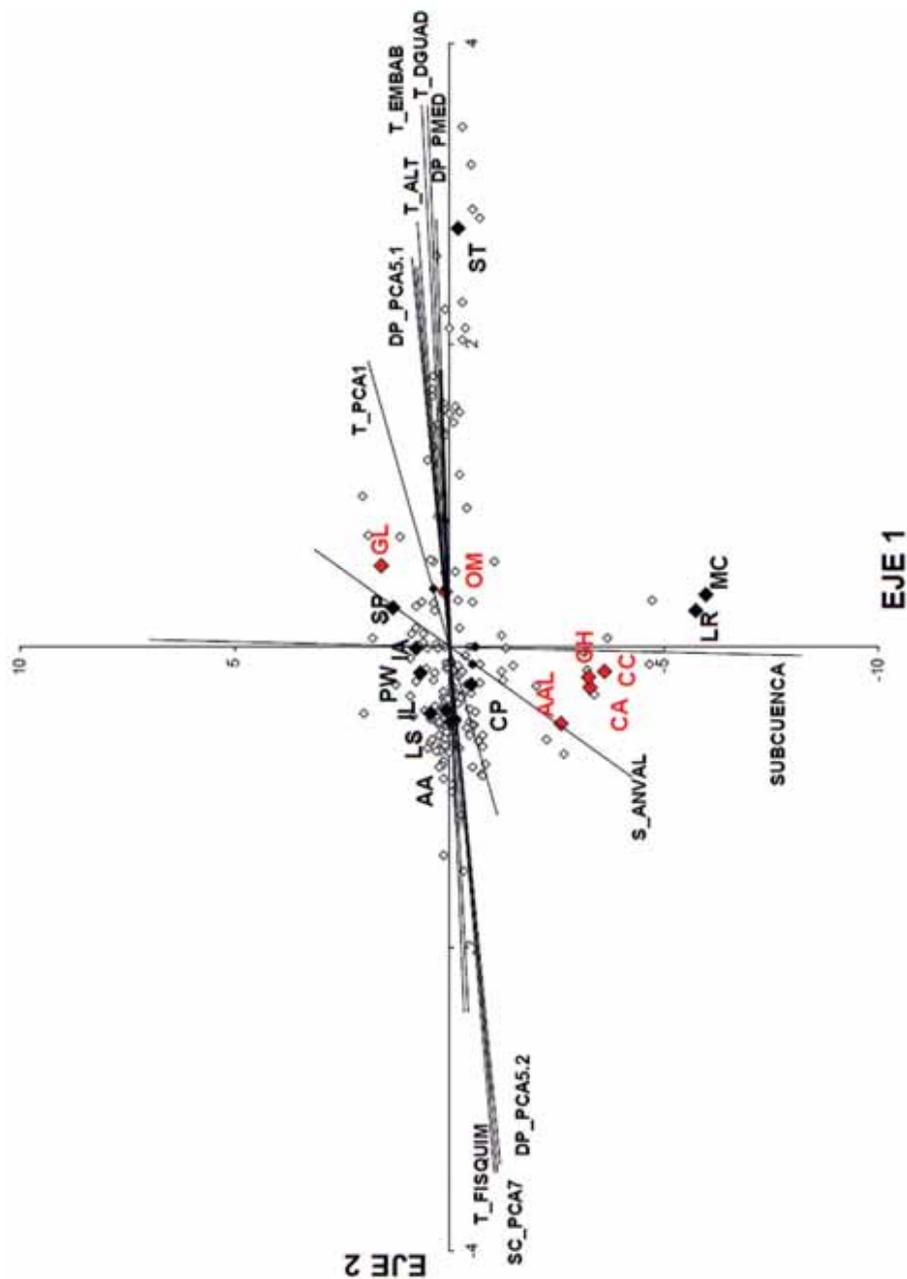


Figura VI.3. Resultado del CCA que describe la comunidad de peces de la margen izquierda del Guadalquivir y las principales variables ambientales que determinan la estructura de dicha comunidad. Especies autóctonas: AA= *Anguilla anguilla*; AB= *Aphanius baeticus*; CP= *Cobitis paludica*; IA= *Squalius alburnoides*; IL= *Iberochondrostoma lemmingii*; LR= *Liza ramada*; LS= *Luciobarbus sclateri*; MC= *Mugil cephalus*; PW= *Pseudochondrostoma willkommii*; SP= *Squalius pyrenaicus*; ST= *Salmo trutta*. Especies exóticas: AAL= *Alburnus alburnus*; CA= *Carassius gibelio*; CC= *Cyprinus carpio*; GH= *Gambusia holbrooki*; GL= *Gobio lozanoi*; OM= *Oncorhynchus mykiss*. Variables ambientales: T_ FISQUIM= Características físico-químicas del tramo; SC_ PCA7= Tipo de río a escala de subcuena; DP_ PCA 52= Usos del suelo en la zona que drena al tramo; S_ ANVAL= Anchura media del valle a escala de segmento; SUBCUENCA= Identidad de la subcuena; T_ PCA 1= Hábitat en el tramo; DP_ PCA 5.1= Usos del suelo en la zona que drena al tramo; T_ ALT= Altitud; T_ EMBAB= Nº de embalses aguas abajo de un tramo; DP_ PMED= Pendiente media a escala de drenaje al tramo; T_ DGUAD= Distancia al curso principal del Guadalquivir.

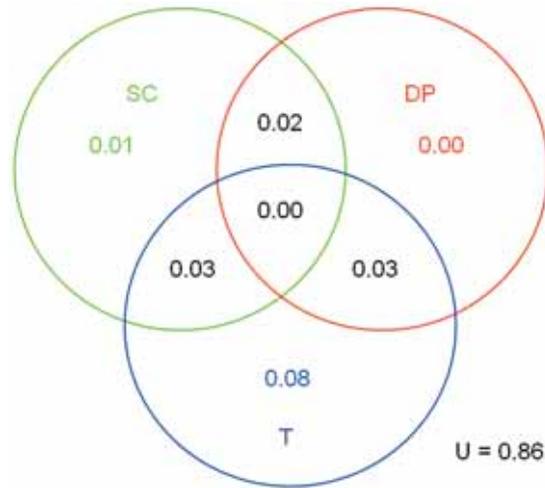


Figura VI.4.- Diagrama conceptual que muestra la partición de la varianza explicada por el análisis de componentes principales. U=varianza residual, no explicada por el modelo. SC=variables a escala de Subcuenca; DP=variables a escala de drenaje al tramo; T=variables a escala de tramo.

En cuanto a la partición de la varianza hay que tener en cuenta que la varianza total explicada por el CCA fue tan sólo de 7,19% debido a la escasez de datos. Aún así la Figura VI.4 muestra que la escala de tramo es la más relevante para la comunidad de peces de la margen izquierda, pero de nuevo hay que hacer notar la importancia en la ordenación, dentro de las variables consideradas matemáticamente *de tramo*, de parámetros como abundancia de embalses a lo largo del curso y distancia al Guadalquivir. Estas tendencias (baja proporción de la varianza explicada y relativa mayor importancia de factores locales) pueden deberse al estado precario de las poblaciones de casi todas las especies en la margen izquierda, por lo que sólo bajo circunstancias muy determinadas y locales aparece una comunidad rica y estructurada, mientras que en la mayoría de los casos la comunidad es pobre y los individuos de una u otra especie aparecen en un tramo determinado casi por azar. Es decir, existe poca *estructura*, en el sentido de toda una serie de relaciones multivariantes mutuamente concordantes entre comunidad de peces y variables ambientales, que un análisis estadístico pudiera poner de manifiesto.



VII. TRAMOS FLUVIALES
SIN PECES.



VII. TRAMOS FLUVIALES SIN PECES.

Las Figuras VII.1 y VII.2 muestran un resumen de los tramos muestreados en la margen derecha e izquierda respectivamente en base a características de calidad de agua, estado del cauce y presencia/ausencia de peces. A los tramos con peces les aplicamos el Coeficiente de Integridad Zoogeográfica (en adelante ZIC) (Bianco, 1990), que es un sencillo índice que informa sobre el grado de contaminación de especies alóctonas. El ZIC se expresa como el cociente entre el número de especies autóctonas y el total de especies (autóctonas+alóctonas) en cada tramo muestreado de acuerdo con la fórmula:

$$ZIC = \frac{\text{n}^\circ \text{ especies autóctonas}}{\text{n}^\circ \text{ total de especies}}$$

Su valor oscila entre 1 (sólo especies autóctonas) y 0 (sólo alóctonas).

Lo primero que llama la atención es el escaso número de tramos muestreados contaminados con especies exóticas, pues el 72% de los tramos con peces estaban constituidos por comunidades de peces autóctonas. Esto viene a sugerir que aún siendo un grave problema, en estos momentos, la ictiofauna del Guadalquivir está más amenazada por otros factores como pueden ser la destrucción y/o degradación del hábitat fluvial.

En la margen derecha, el 40,4% del total de tramos analizados (n=537) carecieron de peces (n=217). De éstos, 62 (28,5%) tenían el cauce seco, 34 (15,7%) tenían aguas residuales en tan elevada concentración que no poseían peces, y 121 (55,8%) aun teniendo aguas de aparentemente buena calidad carecían igualmente de peces. En la margen izquierda, 339 (67,8%) de los 500 tramos muestreados no tenían peces. De éstos, 116 (34,2%) tenían el cauce seco, 103 (30,3%) tenían aguas residuales y 120 (35,3%) aún teniendo agua de buena calidad carecían de peces. En el conjunto de ambas márgenes, 556 tramos (53,6%) muestreados no tenían peces, 178 estaban secos, 137 tenían unas aguas demasiado contaminadas para mantener vida piscícola y 242 no tenían peces a pesar de presentar aguas de buena calidad.

Si estas cifras las traducimos en kilómetros de red fluvial del Guadalquivir (extrapolando los tramos sin peces a los fragmentos hidrológicos en los que se encuentran) obtendríamos que de los 10566 km que constituye la red utilizada en este trabajo, 4396 km (41,6%) del Guadalquivir carecen de peces, de éstos 2737 km (25,9%) se debería a que estaban secos cuando se muestrearon o a que las aguas estaban tan contaminadas que no podrían albergarlos. El resto, 1659 km (15,7%) no tenían peces a pesar de que las aguas tenían, a priori, calidad suficiente para mantenerlos.

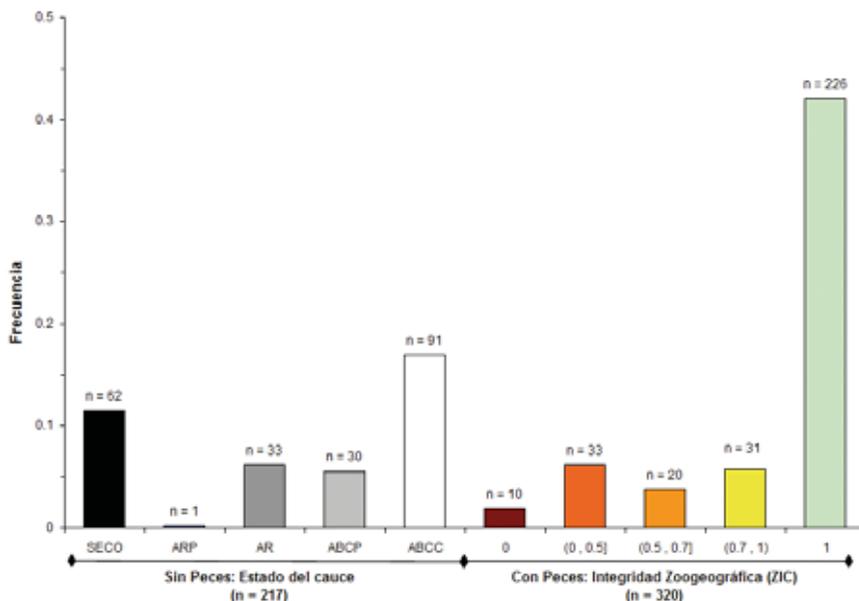


Figura VII.1.- Frecuencia de tramos muestreados en la margen derecha del Guadalquivir sin Peces (mitad izquierda) y con Peces (mitad derecha). SECO, tramos secos; ARP, tramos con aguas residuales en pozas; AR, tramos con caudal de aguas residuales; ABCP, tramos con aguas de buena calidad en pozas y ABCC, tramo con caudal y aguas de buena calidad. Barras en colores representan frecuencias de tramos con distintos valores del ZIC.

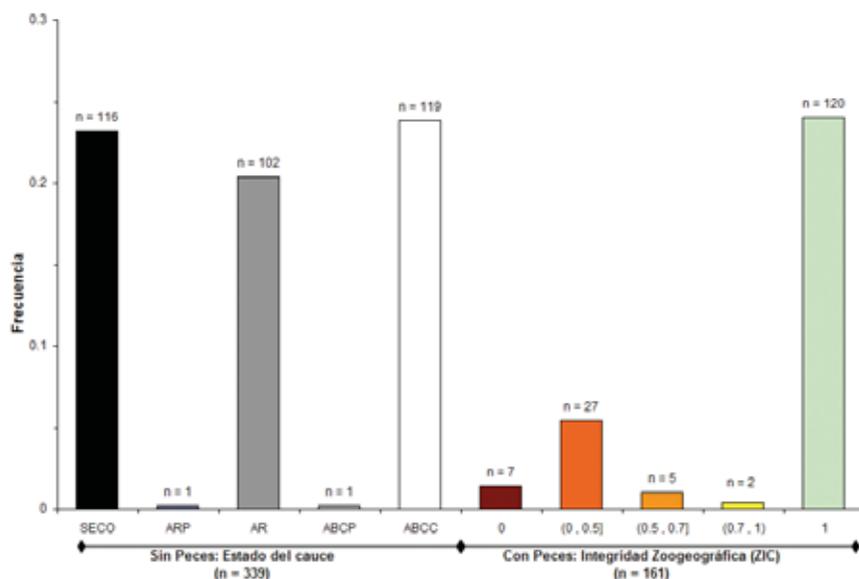


Figura VII.2.- Frecuencia de tramos muestreados en la margen izquierda del Guadalquivir sin Peces (mitad izquierda) y con Peces (mitad derecha). SECO, tramos secos; ARP, tramos con aguas residuales en pozas; AR, tramos con caudal de aguas residuales; ABCP, tramos con aguas de buena calidad en pozas y ABCC, tramo con caudal y aguas de buena calidad. Barras en colores representan frecuencias de tramos con distintos valores del ZIC.

Un total de 26 subcuencas menores no tenían peces, 8 en la margen derecha y 18 en la izquierda (Figura VII.3). Un dato evidente de que los procesos de extinción comienzan en las cuencas más pequeñas, que son igualmente las más vulnerables a los procesos destructivos y degradativos. Otras cuencas menores poseen una elevada proporción de tramos sin peces, indicando que el proceso de extinción es más acentuado en éstas. Finalmente son las grandes subcuencas las que presentan peces en mayor proporción (Figura VII.4).

Asimismo, estos datos ponen de manifiesto el elevado deterioro de los ríos de la margen izquierda, donde casi la mitad de las cuencas afluentes al Guadalquivir parecen haber perdido por completo la capacidad de sostener poblaciones de peces. Teniendo en cuenta la estructura genética espacial de las poblaciones de peces, que suelen presentar diferencias entre subcuencas (Shonewald *et al.*, 2003), es de temer que la extinción total de la ictiofauna en cuencas completas haya causado graves pérdidas de la diversidad genética global de especies autóctonas. También cabe destacar la ausencia de peces en alta proporción de los tramos muestreados de algunas subcuencas, por ejemplo del Tranco (1.4), Yeguas-Guadalmellato (11.1, 11.2, 11.5), Guadalmellato-Guadiato (13.3), Guadiato-Bembézar (15.1), Viar-Rivera de Huelva (22.4), Tranco-Guadiana Menor (26.5), Guadiana Menor-Guadalbullón (28.2) y Corbones-Guadaira (36.1).



Figura VII.3.-
Subcuencas sin peces en la cuenca del Guadalquivir.

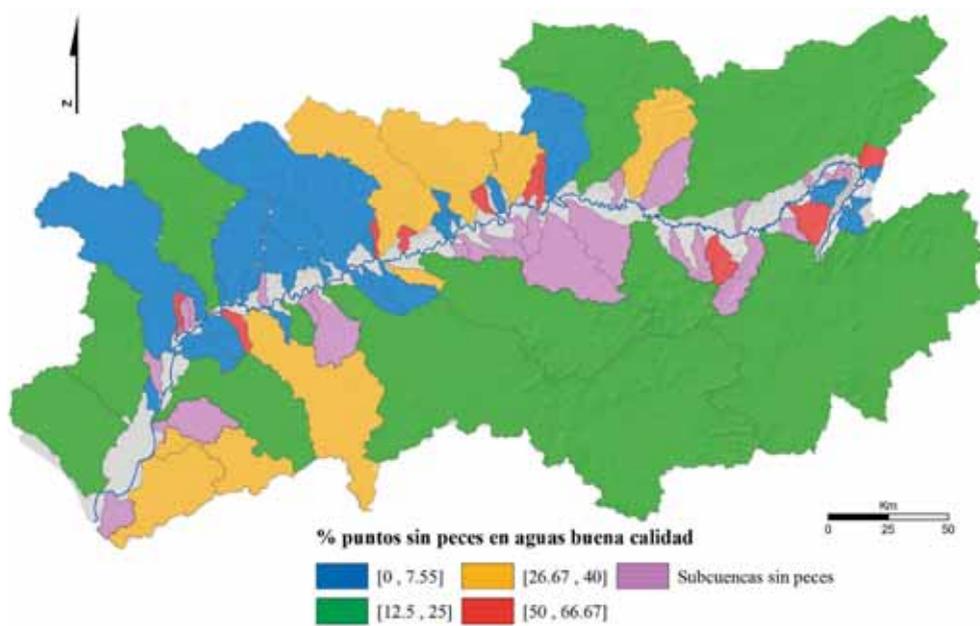


Figura VII.4.- Porcentaje de tramos con aguas de buena calidad pero sin peces en las distintas subcuencas del Guadalquivir.

VII.1. TRAMOS SIN PECES CON AGUAS DE BUENA CALIDAD.

Los tramos con aguas de buena calidad pero sin peces constituyeron el tipo más común de los tramos sin peces (241 de 556, 43,4%) y el más interesante de analizar. Aquí hay que descartar la influencia negativa de la destrucción y/o degradación del cauce, el estado de conservación era aparentemente bueno y las aguas eran abundantes y estaban limpias, lo que nos llevó a analizar en profundidad estos tramos para intentar explicar esta ausencia.

El análisis se llevó a cabo a través de modelos de regresión logística donde la variable dependiente, binomial, fue presencia/ausencia de peces. Se utilizó la técnica *forward stepwise* para la selección de las variables finales.

Asimismo, se controló la autocorrelación espacial de los residuos del modelo para asegurarnos de que no influía significativamente en los resultados y se llevó a cabo un ejercicio de partición de la varianza para comprobar a qué escala estaban actuando los factores más importantes utilizando la función *hier.part* del programa estadístico R (R Development Core Team, 2008).

El valor del Índice de Moran obtenido para la distribución espacial de los residuos del modelo fue muy baja (I de Moran $< 0,05$), por lo que los resultados no están influenciados por la proximidad espacial.



Arroyo de la Tamujosa, subcuenca Guadalimar.

En la margen derecha el modelo de regresión logística desarrollado clasificó los casos correctamente (PCC) en un 80%. Su poder de predicción de la presencia de peces (*Sensitivity*) fue del 76% y del 89% en el caso de la ausencia de peces (*Specificity*). Esto implica que las variables incluidas en el modelo son las más relevantes para explicar la ausencia de peces en casi todos los casos.

Tabla VII.1.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de ausencia de peces en aguas de buena calidad de la margen derecha.

	ESTIMA	ERROR ESTÁNDAR	WALD STAT	P
Subcuenca				
Tipo Río				
DP_Área que drena al tramo (Km2)	0,0211	0,007	9,497854	0,002057
DP_Usos del suelo	0,4286	0,263	2,665453	0,102549
T_Precipitación	0,0044	0,003	1,675955	0,195463
T_Superficie de tramo	0,0032	0,001	8,911556	0,002834

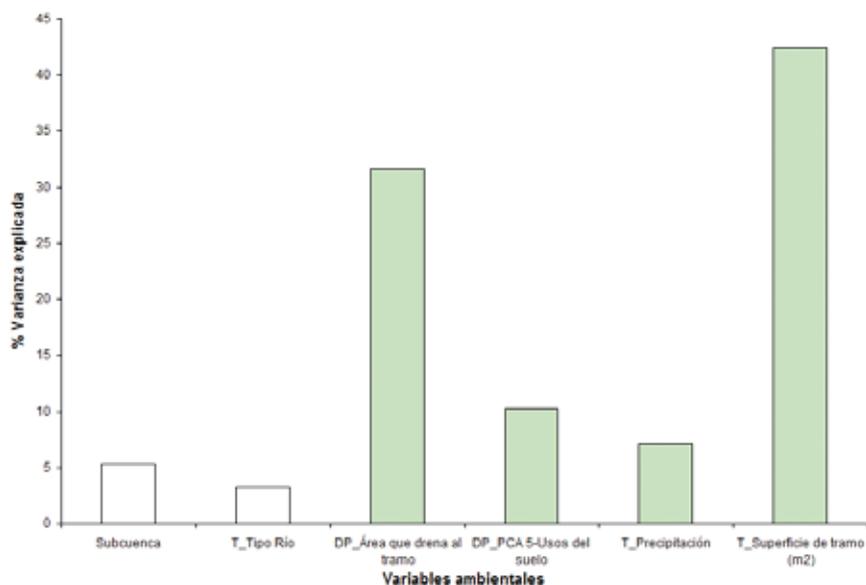


Figura VII.5.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de peces en aguas de buena calidad de la margen derecha. Las barras blancas indican variables categóricas y las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva sobre la variable dependiente.

El modelo final incluyó 5 variables, dos categóricas (Subcuenca y Tipo Río) y tres continuas (Área que drena al tramo, Usos del suelo en el área que drena al tramo, Precipitación y Superficie del tramo) (Tabla VII.1).

La partición de la varianza (Figura VII.5), indicó que la variable más influyente fue la superficie del tramo, seguida de cerca por el área de la cuenca de drenaje al tramo. La tendencia a encontrar peces de manera más frecuente al aumentar la superficie muestreada podría parecer a priori un simple reflejo de la mayor probabilidad de detectar peces al muestrear una mayor porción de río. Conviene además recordar que la superficie del tramo muestreado también es con frecuencia un factor relevante en los modelos que predicen la presencia/ausencia de las especies individuales. Sin embargo, es necesario y muy importante remarcar que en este estudio, dado el diseño del protocolo de muestreo que determina las superficies de los tramos muestreados, estas últimas están entre las más extensas (sino las más altas) recogidas en la literatura para proyectos semejantes e incluso en los casos de menores superficies muestreadas deberían ser más que suficientes para obtener una representación adecuada de la comunidad de peces.

Que las superficies de muestreo, que serían más que suficientes en sistemas comparables, puedan parecer insuficientes en nuestro estudio, sugiere que en la cuenca del Guadalquivir se da una situación generalizada de rarefacción y fragmentación de las comunidades de peces en comparación a sistemas similares. Es decir, los peces se presentan en densidades bajas, inferiores a lo esperado y/o están distribuidos de manera no continua, en parches separados por grandes tramos donde están ausentes.

El siguiente factor en importancia es el tamaño de la cuenca que drena al tramo. Al aumentar este, más probable se hace que un tramo con agua de buena calidad presente peces. Esto refleja probablemente que los tramos con más superficie de cuenca por arriba tienen mayor número de fuentes potenciales de recolonizadores que pueden volver a colonizar el tramo si en éste se produce un fenómeno de extinción local.

Es de destacar la importante influencia de los usos del suelo a escala de drenaje al tramo. Una vez más la relación es positiva, lo que significa que la presencia de peces es más probable en matrices de usos naturales, y que es mucho más difícil encontrar peces en zonas humanizadas incluso si las aguas son de buena calidad. Entre la humanización del entorno se encuentra sin duda la fragmentación del continuo fluvial, lo cual podría explicar mejor que otros factores (contaminación, destrucción del hábitat, etc.) la ausencia de peces dado que las aguas son abundantes y de buena calidad. En estos casos, la existencia de barreras transversales (presas, azudes, vados de vehículos, antiguas represas abandonadas, etc.) impediría la recolonización de estos fragmentos después de un episodio esporádico de extinción local, por ejemplo por un estiaje muy acusado en algún año.

Finalmente, la cantidad de precipitación local también juega un papel, pues puede influir en la frecuencia con que se dan los fenómenos de extinción local que precisan de la subsiguiente recolonización para que en el tramo haya peces: los tramos con menor precipitación tienen mayor probabilidad de secarse y sufrir dicha extinción.



Río Genil, término municipal de Pinos-Genil (Granada).

El modelo de regresión logística desarrollado para la margen izquierda clasificó los casos correctamente (PCC) en un 80% de ellos. Su poder de predicción en la presencia de peces (*Sensitivity*) fue del 75% y del 85,8% en la ausencia de ellos (*Specificity*). Esto implica que las variables incluidas en el modelo fueron las más relevantes para explicar la ausencia de peces en casi todos los casos.

Tabla VII.2.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de ausencia de peces en aguas de buena calidad de la margen izquierda

	ESTIMA	ERROR ESTÁNDAR	WALD STAT	P
Subcuenca				
T_orden	0,83336	0,128	42,70714	0,000000
DP_PCA 5.1-Usos del suelo	0,68940	0,185	13,89416	0,000193
DP_PCA 5.2 - Usos del suelo	-0,49843	0,155	10,28679	0,001340

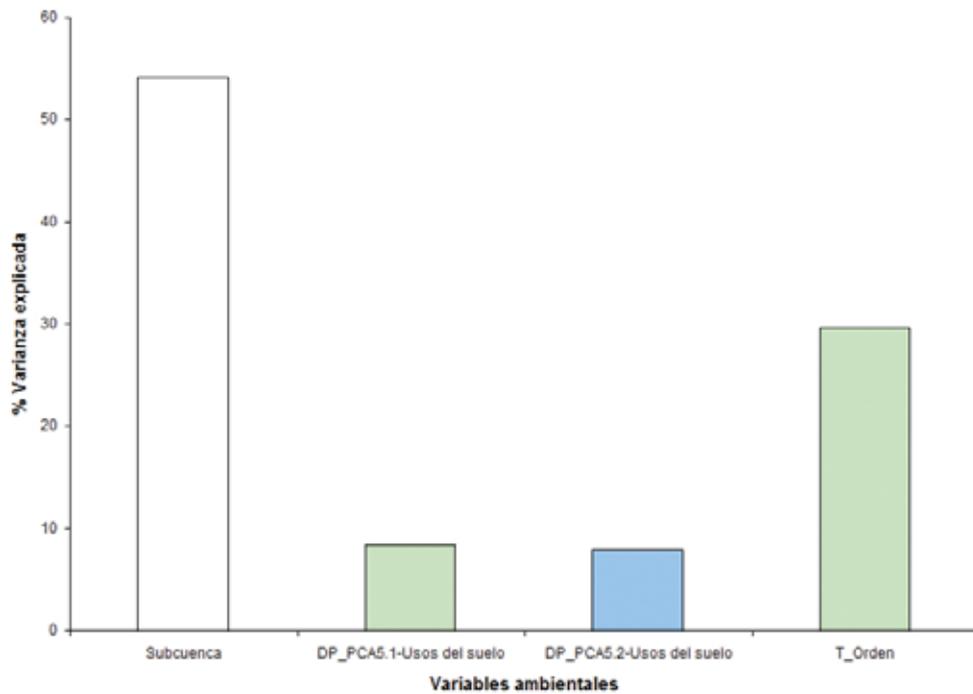


Figura VII.6.- Porcentaje de la varianza total explicada cada variable incluida en el modelo final para la presencia peces en aguas de buena calidad de la margen izquierda. Las barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

El modelo final incluyó 4 variables, una categórica (Subcuenca) y tres continuas (orden, y los dos ejes seleccionados del PCA5-Usos del suelo a escala de drenaje al tramo) (Tabla VII.2).

La Figura VII.6 nos muestra que las escalas amplias son las más relevantes, por un lado debido a la importancia del factor Subcuenca, y por otro porque incluso la única variable seleccionada medida a escala de tramo (orden) en realidad refleja procesos que actúan a escalas más amplias. La situación dentro de una subcuenca concreta es la más importante influencia en la presencia de peces y ésta es también menos probable en los tramos de orden más bajo, que tienen por encima pocas fuentes de recolonizadores potenciales caso de producirse una extinción local. Como en la margen derecha, el impacto humano también cobra relevancia y el uso del suelo en la matriz que drena al tramo ejerce un efecto significativo: los tramos con áreas de drenaje con mayor proporción de suelos urbanos e industriales (PCA 5.1) o agrícolas (PCA 5.2) tienen menor probabilidad de alojar peces y esta es mayor en los situados dentro de matrices de usos naturales.

Como vemos, estos resultados presentan algunas semejanzas básicas con los obtenidos para la margen derecha: en concreto, importancia de la situación a lo largo del continuo fluvial y del uso del suelo en el área de drenaje como determinantes de la presencia de peces en aguas de buena calidad.

VII.2. TRAMOS SIN PECES CON AGUAS RESIDUALES.

Con el fin de identificar los factores que determinan la presencia de tramos con aguas residuales y secos se desarrollaron modelos de regresión logística siguiendo una metodología similar a la utilizada en el apartado anterior. Las variables dependientes usadas en estos casos son nuevamente de naturaleza binomial (presencia/ausencia de aguas residuales y presencia/ausencia de tramos secos). Se utilizó la técnica *forward stepwise* para la selección de las variables finales.

Asimismo, se controló la autocorrelación espacial de los residuos del modelo para asegurarnos de que no influía significativamente en los resultados y se llevó a cabo un ejercicio de partición de la varianza para comprobar a qué escala están actuando los factores más importantes usando la función *hier.part* del programa estadístico R (R Development Core Team, 2008).

El valor del Índice de Moran obtenido para la distribución espacial de los residuos del modelo fue muy baja (I de Moran $< 0,05$), por lo que los resultados no están influenciados por la proximidad espacial.

170



Arroyo de Santa María, subcuenca de La Rocina.

En la margen derecha se localizaron 20 tramos con aguas residuales. El modelo de regresión logística desarrollado clasificó los casos correctamente (PCC) en un 80% de los casos. Su poder de predicción de la presencia de aguas residuales (*Sensitivity*) fue del 90% y del 80% para su ausencia (*Specificity*). Esto muestra que las variables incluidas en el modelo son las más relevantes para explicar la presencia de aguas residuales en la mayoría de estos casos.

Tabla VII.3.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de presencia de aguas residuales en la margen derecha.

	ESTIMA	ERROR ESTÁNDAR	WALD STAT	P
DP_PCA5-Usos del suelo	2,35280	0,645372	13,29077	0,000267

El modelo final incluyó tan sólo 1 variable: el primer eje del PCA que recoge los usos de suelo en la zona que drena al tramo (DP_PCA5) (Tabla VII.3). Con este único factor podemos obtener predicciones de la presencia o ausencia de aguas residuales con un elevado grado de acierto (80-90%). La relación positiva con el eje del PCA5 implica que hay más probabilidades de encontrar tramos con aguas residuales en la margen derecha si el área de drenaje al tramo en cuestión está más urbanizada y/o cultivada.



Arroyo del Saladillo, subcuena del Guadalbullón-Guadajoz.

En la margen izquierda, un total de 63 tramos mostraban aguas residuales. El modelo de regresión logística desarrollado clasificó los casos correctamente (PCC) en un 69% de los casos. Su poder de predicción de la presencia de tramos con aguas residuales (*Sensitivity*) fue del 70% y del 69% en el caso de la ausencia de aguas residuales (*Specificity*). Como en la margen derecha, fue suficiente una única variable para predecir con alto porcentaje de acierto la presencia/ausencia de aguas residuales en los tramos muestreados y de nuevo se trató del primer eje del PCA que refleja los usos del suelo de la cuenca que drena al tramo (DP_PCA5.1) (Tabla VII.4). Aunque la relación entre este primer eje y la probabilidad de presencia de aguas residuales es en este caso de signo negativo, el significado es el mismo que en la margen derecha, ya que los PCAs de cada margen son independientes: de nuevo, las aguas residuales son más probables en tramos que se insertan en matrices de paisaje humanizado, en especial, zonas urbanas.

Tabla VII.4.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de presencia de aguas residuales en la margen izquierda.

	ESTIMA	ERROR ESTÁNDAR	WALD STAT	P
DP_PCA 5.1-Usos del suelo	-0,816406	0,260360	9,832513	0,001715

VII.3. TRAMOS SECOS.

En la margen derecha sólo 2 de los 62 tramos secos podrían estar secos por causas no naturales, este número tan bajo hizo imposible aplicar algún tipo de análisis. En la margen izquierda se encontraron un total de 36 tramos secos que podrían deberse a causas no naturales. El tamaño muestral fue suficiente para emprender un análisis de estos tramos. El modelo de regresión logística desarrollado clasificó los casos correctamente (PCC) en un 67% de ellos. Su poder de predicción de la presencia de tramos secos (*Sensitivity*) fue del 86% y del 65% en el caso de su ausencia (*Specificity*).

Tabla VII.5.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de presencia de tramos secos en la margen izquierda.

	ESTIMA	ERROR ESTÁNDAR	WALD STAT	P
DP_Pendiente media	-0,41531	0,249246	2,776425	0,095661
DP_PCA5.1-Usos del suelo	0,99233	0,500686	3,928113	0,047485
T_orden	-1,41474	0,700745	4,075978	0,043497
T_Precipitación	-0,01439	0,007446	3,732769	0,053355

El modelo final que explicó la presencia de tramos secos en la margen izquierda incluyó 4 variables, dos medidas a escala de “drenaje al tramo” (DP_Pendiente media y DP_PCA5-Usos del suelo), y dos a medidas a escala de tramo (T_orden y T_Precipitación), aunque T_orden represente fenómenos que actúan a escalas más amplias (Tabla VII.5).

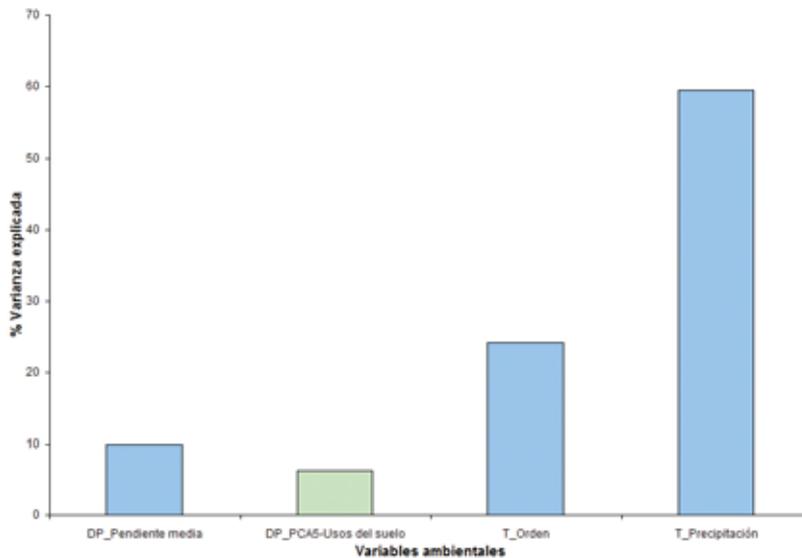


Figura VII.7.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para explicar la presencia de tramos secos en la margen izquierda. La barra verde indica una variable que tiene una influencia positiva, y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

La partición de la varianza (Figura VII.7), indicó que la variable más influyente fue la precipitación, seguida del orden del tramo, pendiente media y usos del suelo en el área de drenaje al tramo. Por lo tanto, los tramos de menor precipitación local y orden más bajo tienen una mayor probabilidad de secarse, lo cual se ajusta igualmente a una mayor pendiente. La relación positiva con el eje de usos del suelo, indica un entorno menos humanizado. El conjunto parece ser que el análisis refleja los nacimientos de los ríos y arroyos, donde la probabilidad de encontrar tramos efímeros es mayor.

En consecuencia la gran mayoría de los tramos secos localizados lo fueron por causas naturales, un fenómeno bastante típico en ríos de ambiente mediterráneo.



Arroyo del Saladillo, subcuena del Guadalbullón-Guadajoz.

VIII. APLICACIÓN DE CRITERIOS
DE LA LISTA ROJA DE LA UNIÓN
INTERNACIONAL PARA LA
CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
(UICN) A LOS PECES FLUVIALES
AUTÓCTONOS DE LA CUENCA DEL
GUADALQUIVIR.



VIII. APLICACIÓN DE CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (UICN) A LOS PECES FLUVIALES AUTÓCTONOS DE LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales (UICN) (www.iucn.org) lleva más de cuatro décadas evaluando el riesgo de extinción de especies y taxones infraespecíficos amenazados con la finalidad de fomentar y promover su conservación (Hilton-Taylor, 2000; Baillie *et al.*, 2004). Los *Criterios y Categorías* que utiliza se crean con la intención de conformar un protocolo de fácil comprensión para evaluar y clasificar taxones con elevado riesgo de extinción (UICN, 2001), aportando un sistema estandarizado que pueda ser empleado coherentemente por diferentes colectivos (Gärdenfors, 2001; Lamoreoux *et al.* 2003). Las evaluaciones pueden hacerse sobre la totalidad del área de distribución de una especie o sobre una zona concreta ya sea ésta los límites de un estado o de una región (Gärdenfors, 2001; Gärdenfors *et al.*, 2001). La evaluación de una porción de la distribución de una especie es quizás un principio discutible pero a efectos de conservación local efectivo (Gärdenfors *et al.*, 1999; Keller *et al.*, 2005), siempre y cuando se reconozca que las prioridades regionales pueden requerir de otras consideraciones más generales (Keller y Bollmann, 2004).

En Andalucía, se realizó una evaluación del estado de conservación de los vertebrados donde la aplicación de los criterios UICN, al menos en el caso de los peces, fue más bien intuitiva y basada en conocimientos y experiencias personales que en datos científicos (Junta de Andalucía, 2001). Aún así, el estado de conservación encontrado para esta comunidad fue extremadamente preocupante. De las 19 especies evaluadas, el 84% se encontraba encuadrado en una de las tres principales categorías de amenaza: *En Peligro Crítico* (21%), *En Peligro* (26%) y *Vulnerable* (37%). A ello habría que añadir una extinción a nivel regional (Junta de Andalucía, 2001). Es por tanto sumamente importante y necesario la realización de estudios exhaustivos que confirmen o rechacen lo detectado en ese trabajo.

Por otro lado, el 58,7% del territorio andaluz está conformado por la cuenca del Guadalquivir. No obstante, la evaluación se realizó sobre los límites geográficos del territorio andaluz, dejando la parte de la cuenca fuera de Andalucía sin evaluar. En el caso de las comunidades de peces, donde el nivel de conservación de una población depende del estado global de la cuenca en la que se integra, estas evaluaciones parciales son muy peligrosas. De nada sirve, por ejemplo, establecer medidas de conservación en un tramo fluvial, si parte de la cuenca por encima de ese tramo no es considerada en las tareas de conservación (Richards

et al, 1996; Allan y Johnson, 1997; Allan *et al*, 1997). Este principio está guiando importantes programas de gestión y conservación de los recursos naturales como la Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000, también conocida como Directiva Marco del Agua.

El presente capítulo trata de solucionar parcialmente los dos problemas anteriores, por un lado se ha efectuado un trabajo de campo muy exhaustivo, reduciendo así las interpretaciones subjetivas y por otro el estudio se ha desarrollado sobre la totalidad de la cuenca del Guadalquivir, independientemente de los territorios políticos que la conforman. La información se complementa con una detallada revisión bibliográfica que abarca fundamentalmente los últimos tres siglos (Fernández-Delgado *et al*, 2010).

Los objetivos principales del presente capítulo son:

1.- Realizar una aproximación a las tendencias poblacionales (cambios históricos en la distribución) de los peces fluviales nativos presentes en la cuenca del Guadalquivir.

2.- Establecer el estatus de conservación de dichas especies mediante la *Evaluación Regional* según las Directrices UICN (UICN, 2003).

3.- Estimar el riesgo de declive futuro de las subpoblaciones de cada especie en función del estado ecológico y nivel de protección de las *Unidades Ecogeográficas* o subcuencas independientes.

METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN.

Las *Poblaciones Regionales* de las especies presentes en la cuenca del Guadalquivir cumplen los criterios de aplicabilidad necesarios para su *Evaluación Regional* (UICN, 2012) y representan, atendiendo a los datos presentados por Doadrio (2002), los siguientes porcentajes de su rango de distribución:

- Anguila (*Anguilla anguilla*)
10% aproximado del rango de distribución nacional
- Pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*)
5% aproximado del rango de distribución global
- Pardilla oretana o del Jándula (*Iberochondrostoma oretanum*)
100% del rango de distribución global - endémica de la cuenca
- Boga (*Pseudochondrostoma willkommii*)
35-40% aproximado del rango de distribución global
- Calandino (*Squalius alburnoides*)
15-20% aproximado del rango de distribución global
- Bogardilla (*Iberocypris palaciosi*)
100% del rango de distribución global - endémica de la cuenca

- Cacho (*Squalius pyrenaicus*)
10% aproximado del rango de distribución global
- Barbo (*Luciobarbus sclateri*)
40-50% aproximado del rango de distribución global
- Jarabugo (*Anaecypris hispanica*)
10-15% aproximado del rango de distribución global
- Colmilleja (*Cobitis paludica*)
15-20% aproximado del rango de distribución global
- Trucha (*Salmo trutta*)
<5% del rango de distribución nacional
- Salinete (*Aphanius baeticus*)
60% aproximado del rango de distribución global
- Capitán (*Mugil cephalus*)
Sin datos
- Albur (*Liza ramada*)
Sin datos

Las unidades objeto de evaluación para determinar el declive futuro han sido las subcuencas o unidades ecogeográficas presentes en la distribución de cada especie dentro de la gran cuenca del Guadalquivir.

PARÁMETROS CUANTITATIVOS UTILIZADOS EN LA EVALUACIÓN.

Tendencias Poblacionales.

El análisis de las tendencias poblacionales de las distintas especies se realizó sobre la base de su distribución pasada y actual. En la primera, se han considerado dos periodos, uno abarca las citas anteriores a 1980 y otro las citas comprendidas entre 1981 y 2002. Según Doadrio (*com. pers.*) este segundo periodo recoge las principales citas que se utilizaron para la confección del Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales Ibéricos (Doadrio, 2002). Este periodo condicionó los otros dos.

El periodo considerado como de distribución actual abarca las citas de 2003 y posteriores más las obtenidas durante este estudio. El número de citas de cada especie se ha determinado sobre las referencias bibliográficas que se resumen en la Tabla VIII.1.

Tabla VIII.1.- Relación de citas bibliográficas y rango de años cubiertos por ellas para cada especie analizada en trabajo de Fernández-Delgado *et al.* (2010).

ESPECIE	Nº CITAS	INTERVALO CUBIERTO
Albur	20	1935-2009
Anguila	237	1842-2009
Cacho	391	1865-2009
Calandino	541	1866-2009
Capitán	18	1935-2009
Colmilleja	422	1977-2009
Barbo común	1236	1842-2009
Boga	598	1835-2009
Bogardilla	34	1980-2002
Jarabugo	13	1984-2005
Pardilla oretana o del Jándula	3	2003-2009
Pardilla	175	1866-2009
Salinete	58	1853-2008
Trucha común	308	1984-2009

Los indicadores del rango de distribución obtenidos para cada taxón son (Figura VIII.1):

- Extensión de la presencia (EP) (UICN, 2001).
- Área de ocupación (AO) (UICN, 2001)
- Número de cuadrículas U.T.M. de 10 x 10 km, 5 x 5 km y 2,5 x 2,5 km ocupadas por cada especie.
- Número de subcuencas ocupadas por cada especie.

Además, como indicador para evaluar la tendencia de la comunidad de peces en su conjunto se ha obtenido el número de especies por unidad de muestreo (cuadrículas U.T.M. 10x10 km, 5x5 km y 2,5x2,5 km) de la distribución pasada y actual en el total de hábitat disponible (cuadrículas totales con red fluvial en la cuenca del Guadalquivir).

La Extensión de la Presencia (EP) queda definida como el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que pueden dibujarse para incluir todas las localidades con citas de la especie, es decir, con datos conocidos no inferidos o proyectados (Figura VIII.1).

A su vez, el Área de Ocupación (AO) de un taxón queda definido como el área dentro de la EP que es ocupada por un taxón (Figura VIII.1). Este indicador resulta óptimo en componentes faunísticos de sistemas fluviales, donde los taxones no aparecen en la totalidad del área de EP, que normalmente contiene hábitats no ocupados (superficies terrestres básicamente) y refleja

de forma más objetiva la supervivencia del taxón, si bien, su tamaño resulta dependiente de la escala de medida (cuadrículas 10 x 10 km, 5 x 5 km, 2,5 x 2,5 km).

Las diferencias en el número medio de especies por cuadrícula y en el número de cuadrículas ocupadas por especie para ambas distribuciones se han analizado mediante el test de Mann-Whitney. Adicionalmente se ha analizado la independencia entre la distribución actual y la pasada mediante la prueba de la X^2 . Los análisis estadísticos se han realizado mediante el paquete SPSS® v.15.0, seleccionándose un nivel de significación del 5%.

Figura VIII.1.- Dos ejemplos de la diferencia entre extensión de la presencia (EP) y área de ocupación (AO). (A) es la distribución espacial de lugares de presencia conocidos de un taxón. (B) muestra una delimitación posible de la extensión de la presencia, la cual es el área medida dentro de este límite. (C) muestra una medida del área de ocupación que se obtiene por la suma de cuadros ocupados (según UICN, 2001).

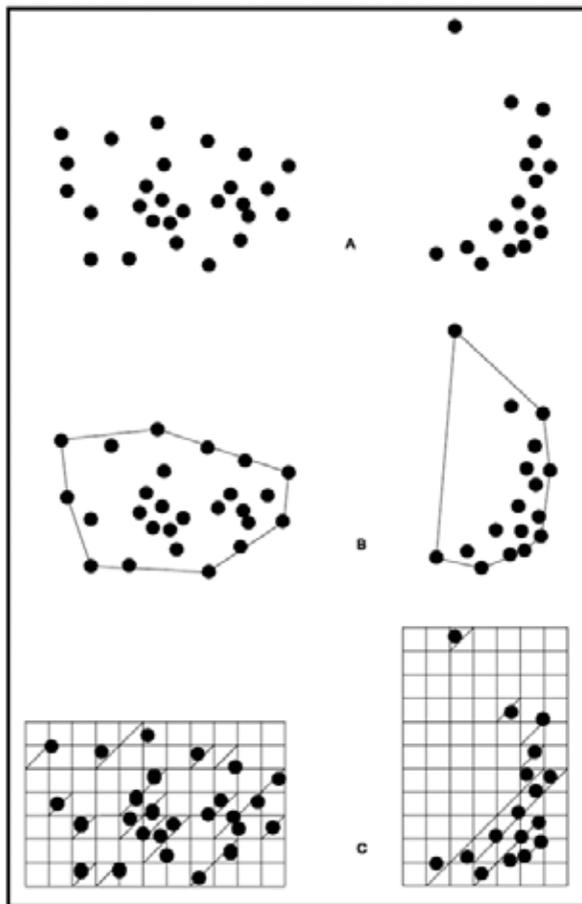


Figura VIII.1.-

Dos ejemplos de la diferencia entre extensión de la presencia (EP) y área de ocupación (AO). (A) es la distribución espacial de lugares de presencia conocidos de un taxón. (B) muestra una delimitación posible de la extensión de la presencia, la cual es el área medida dentro de este límite. (C) muestra una medida del área de ocupación que se obtiene por la suma de cuadros ocupados (según UICN, 2001).

CALIDAD DE HÁBITAT Y PROTECCIÓN.

El estado de conservación del hábitat que ocupan las poblaciones a evaluar aumenta o reduce significativamente el riesgo de extinción de un taxón. Con la finalidad de inferir o proyectar el posible estado futuro del hábitat ocupado por los taxones, se ha trabajado con la clasificación del *Estado Ecológico* establecido para los sectores fluviales suministrados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Figura VIII.2). Este cálculo se hace en base a tres grandes parámetros: biológico, hidromorfológico y físico-químico. El primero, posee tres componentes que incluye el análisis de la comunidad de macroinvertebrados, de diatomeas y de peces; el segundo se calcula en base a las extracciones de agua y la calidad del bosque de ribera, y el tercero según la demanda biológica de oxígeno, contenido en nitrógeno y presencia en el medio de sustancias tóxicas según la Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH). El resultado final es un valor numérico para cada tramo que va desde 1: muy bueno, 2: bueno, 3: moderado, 4: deficiente y 5: malo (CHG, 2010).

Este índice se ha completado con el nivel de protección de las subcuencas ocupadas por las especies, asumiendo que las cuencas con menor territorio LIC (Lugar de Interés Comunitario), poseen mayores amenazas.

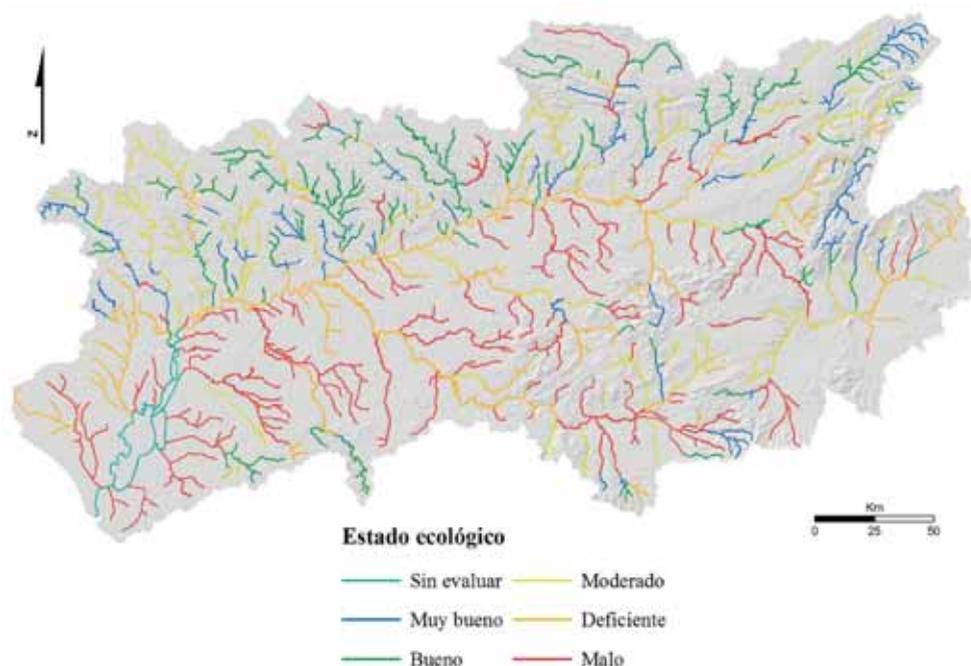


Figura VIII.2.- Estado ecológico de la red fluvial de la Cuenca del Guadalquivir (CHG, 2010).

De acuerdo con la metodología establecida por Randrianasolo *et al.* (2002), se ha calculado para cada una de las 80 subcuencas hidrológicas del Guadalquivir (Figura III.1) el *Índice de Declive Futuro de Hábitat* (IDFH) según la fórmula:

$$\text{IDFH} = [(\text{Factor Estado Ecológico}) + (\text{Factor Protección LIC})] / 200$$

Factor Estado Ecológico = [Longitud (km) de la red fluvial con Estado Ecológico Moderado (3), Malo (4) o Muy Malo (5) / Longitud (km) total de la red fluvial] x 100,

Factor Protección LIC = [Superficie (km²) de la subcuenca protegida como LIC / Superficie (km²) total de la subcuenca] x 100,

Este índice oscila entre 0 (declive mínimo) y 1 (declive máximo).

METODOLOGÍA DE EVALUACIÓN.

Cuando la población de una especie está aislada geográficamente de otras, los *Criterios UICN* pueden ser utilizados sin modificaciones (UICN, 2001, 2012). El peligro de extinción de dicha población aislada es idéntico al que puede presentar un taxón endémico.

El proceso de *Evaluación Regional* debe realizarse en dos pasos (Gärdenfors *et al.*, 1999, 2001; UICN, 2012): (1) aplicación de los *Criterios UICN* a la población concreta y (2) cuantificación del efecto que taxones co-específicos externos a la región puedan ejercer sobre el evaluado, pudiendo modificar la categoría de amenaza preestablecida (*Efecto Rescate*) (Hanski y Gyllenberg, 1993; UICN, 2003) (Figura VIII.3).

Detalles sobre la metodología, así como una definición exhaustiva de las *Categorías UICN*, pueden ser consultadas en UICN (2001, 2012) y IUCN (2004).

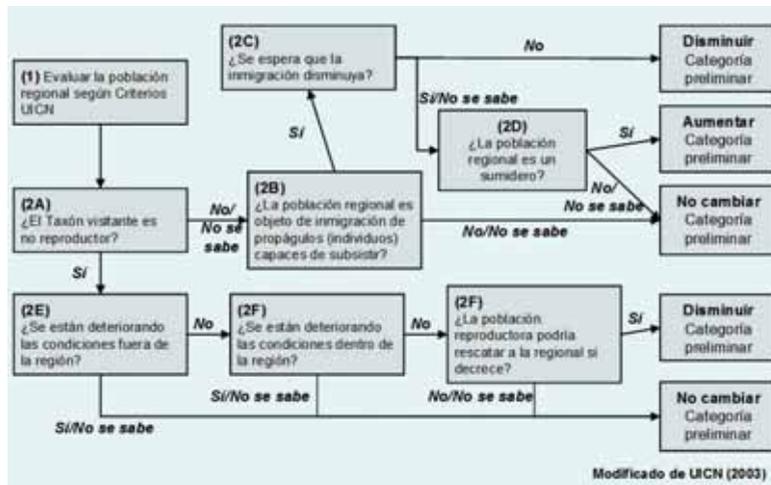


Figura VIII.3.-

Esquema conceptual para la Evaluación Regional (modificado de UICN, 2003).

CATEGORÍAS Y CRITERIOS.

Existen actualmente 11 categorías en el *Protocolo de Aplicación de Categorías de la UICN a nivel Regional* (UICN 2003): *Extinto* (EX), *Extinto en estado silvestre* (EW), *Extinto a nivel regional* (RE), *En peligro crítico* (CR), *En peligro* (EN), *Vulnerable* (VU), *Casi amenazado* (NT), *Preocupación menor* (LC), *Datos insuficientes* (DD), *No aplicable* (NA) y *No evaluado* (NE) (Cuadro VIII.1). El riesgo de extinción de una especie puede ser evaluado de múltiples formas mediante la metodología de la UICN, en las especies con mayor grado de amenaza (CR, EN y VU) se realiza mediante la aplicación de un conjunto de cinco criterios cuantitativos. Estos se basan en parámetros biológicos relativos al riesgo de extinción e incluyen las tasas de disminución poblacional, el tamaño de la población objetivo, el área de distribución y el grado de fragmentación poblacional y/o del hábitat.

En el contexto del trabajo aquí presentado, tal y como hemos comentado, para la evaluación del riesgo de extinción actual de cada especie se han aplicado las *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional* (http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/our_work/the_iucn_red_list/resources/iucn_red_list_categories_criteria/ visualizado el 21 de marzo de 2010). Dado que la aplicación de criterios referidos a tamaños poblacionales requieren datos cuantitativos no disponibles, no se han aplicado los criterios (C), (D) y (E) (UICN, 2001). De este modo, la evaluación aplica exclusivamente los criterios (A) y (B).

El criterio (A) centra el riesgo de extinción en reducciones o disminuciones rápidas de los tamaños poblacionales. Para éste hemos utilizado el análisis cuantitativo de tendencias entre las distribuciones pretéritas (rango de distribución 1981-2002) y las actuales. La aplicación del criterio (B), basado fundamentalmente en distribuciones, la hemos realizado con las áreas de ocupación y extensiones de la presencia actuales, así como el número de localidades donde se ha detectado la presencia de cada taxón. Este número se ha determinado según las citas recogidas en la base de datos elaborada para este trabajo (Tabla VIII.1).

VIII.1.- RESULTADOS

TENDENCIAS POBLACIONALES.

Evolución temporal del rango de distribución de las especies.

Las Figuras VIII.4 a VIII.17 muestran tres mapas donde se reflejan las citas de las distintas especies a lo largo de los tres periodos de tiempo considerados. Esta evolución se representa únicamente en cuadrículas UTM 10 x 10 km.

El primer periodo (hasta 1980) en la mayoría de los mapas no ofrece gran información debido a la ausencia de estudios sobre estos vertebrados durante aquellas fechas. Por otro lado, la evolución temporal apenas ofrece información en los mugílidos (capitán y albur), ya que no se han muestreado los tramos más característicos de su presencia en el Bajo Guadalquivir (Figuras VIII.16 y VIII.17).

Con la excepción del jarabugo, la pardilla oretana y los mugílidos, el resto de especies muestra una clara disminución en su rango de distribución actual respecto al pasado (1981-2002). El caso de la pardilla oretana resulta único ya que fue descrita en 2003 (Doadrio y Carmona 2003) y, por tanto, no hay citas previas. Algunas especies han desaparecido de subcuencas completas como es el caso de la anguila, boga, calandino, barbo y trucha. En este sentido, las disminuciones en los rangos de distribución de la mayoría de especies es notablemente mayor en las subcuencas de la margen izquierda (Figuras VIII.4 a VIII.17). La Bogardilla (*Iberocypris palaciosi*) es la única especie que, con los datos actuales, apunta a una posible extinción en la cuenca; la especie no ha sido capturada ni en los muestreos de este trabajo ni en otras campañas realizadas por el Museo Nacional de Ciencias de Madrid desde aquellas que sirvieron para su descripción (I. Doadrio, *com. pers.*).

Por el contrario, algunas especies que mantienen un área de ocupación similar entre los datos de 1981-2002 y la actualidad, muestran su presencia actual en determinadas subcuencas dónde no habían sido citadas con anterioridad (pardilla, colmilleja y cacho). Este patrón es consecuencia del elevado esfuerzo de campo realizado en el contexto de este estudio. Finalmente, por su importancia conservacionista, cabe resaltar la presencia confirmada del jarabugo en el Guadalquivir (Subcuenca río Bembézar) (De Miguel *et al.*, 2010) y la presencia de la pardilla oretana en un pequeño sector de la Cuenca del Jándula. Constituyen un incremento de biodiversidad notable para esta comunidad en la cuenca del Guadalquivir.

Cuadro VIII.1.- Resumen de los Criterios y Categorías IUCN

Existen 5 grupos de criterios o reglas de decisión para la determinación de especies catalogadas con mayor riesgo de extinción (CR, EN y VU):

- 1) Criterios basados en la reducción del tamaño poblacional.
- 2) Criterios basados en el tamaño de la distribución del taxón en las formas de *Extensión de Presencia* y/o *Área de Ocupación* (*sensu* Gaston, 2003).
- 3) Criterios basados en tendencias decrecientes o fluctuaciones extremas en el tamaño de la población del taxón.
- 4) Criterios en función de la valoración de tamaños en poblaciones extremadamente pequeñas.
- 5) Criterios basados en análisis cuantitativos sobre la probabilidad de extinción del taxón.

Definición de las categorías actuales de la IUCN (Versión 3.1) (IUCN, 2001):

Extinto (EX) Un taxón está Extinto cuando no queda duda alguna de que el último individuo existente ha muerto.

Extinto en Estado Silvestre (EW) Un taxón está Extinto en Estado Silvestre cuando sólo sobrevive en cultivo, en cautividad o como población (o poblaciones) naturalizadas completamente fuera de su distribución original.

Extinto a nivel Regional (RE) Un taxón está Extinto a nivel Regional cuando no hay una duda razonable de que el último individuo capaz de reproducción en la región, ha muerto o desaparecido, o en el caso de ser un antiguo taxón visitante, ya no hay individuos que visiten la región.

En Peligro Crítico (CR)

Un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que se está enfrentando a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.

En Peligro (EN)

Un taxón está En Peligro cuando no está en Peligro Crítico pero la mejor evidencia disponible indica que se enfrenta a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre en un futuro cercano.

Vulnerable (VU)

Un taxón está En Peligro cuando no está en Peligro Crítico pero la mejor evidencia disponible indica que se enfrenta a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre en un futuro cercano.

Casi Amenazado (NT)

Un taxón está Casi Amenazado cuando, habiendo sido evaluado según los criterios, no satisface los criterios para En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable, pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga en un futuro próximo.

Preocupación Menor (LC)

Un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Quedan incluidos en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.

Datos Insuficientes (DD)

Un taxón se incluye en la categoría de Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones futuras demuestren que una clasificación de amenazada pudiera ser apropiada.

No Aplicable (NA)

Se debe asignar la categoría No aplicable a los taxones que no reúnen las condiciones para ser evaluados a nivel regional (mayormente taxones introducidos y errantes).

No Evaluado (NE)

Un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido evaluado con relación a los Criterios.

De acuerdo con recomendaciones IUCN (2001) y IUCN (2004), la abreviación de cada categoría (en paréntesis) sigue la denominación en Inglés cuando se traduce a otras lenguas.

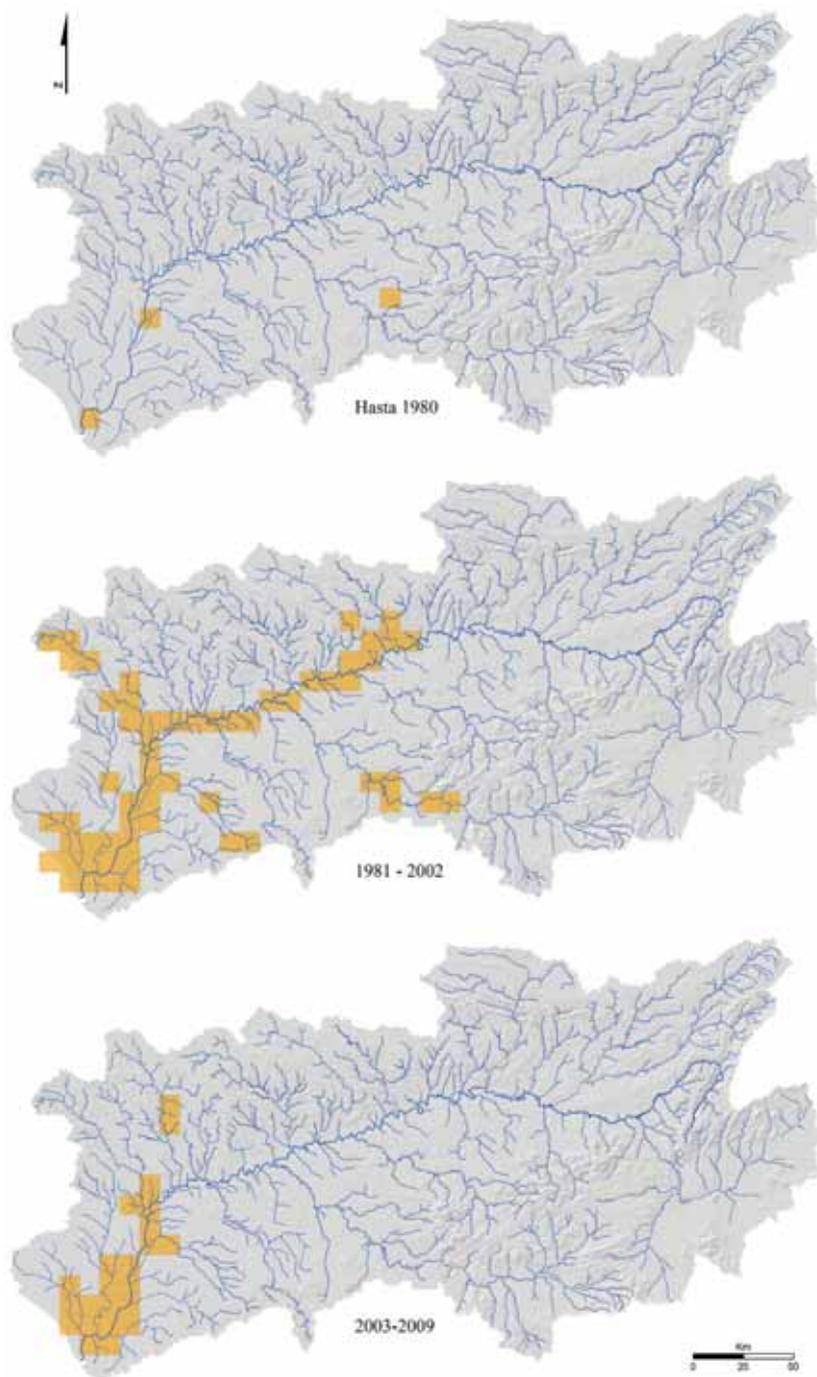


Figura VIII.4.-
Evolución del rango de distribución de la anguila (*Anguilla anguilla*) en la cuenca del Guadalquivir.

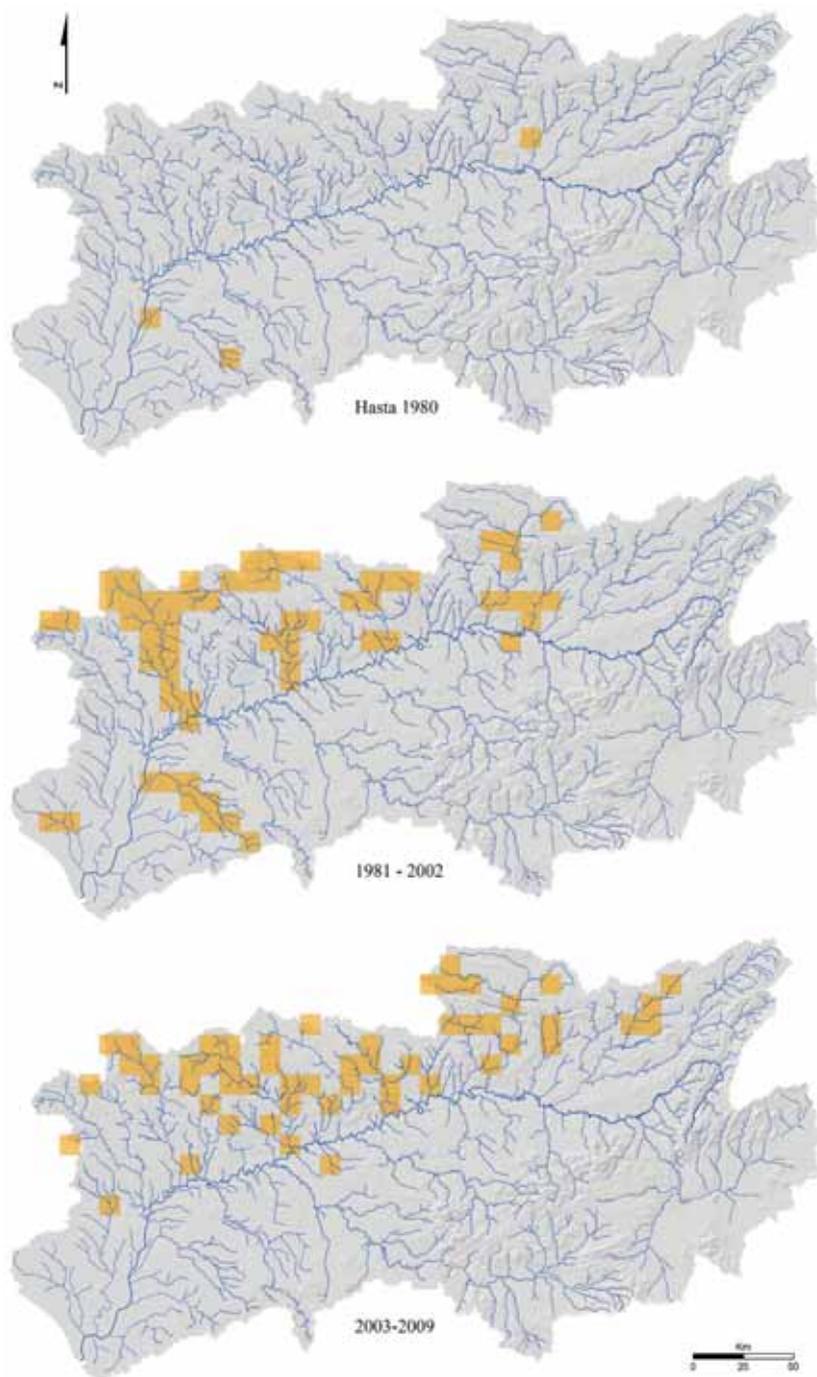


Figura VIII.5.-
Evolución del rango de distribución de la pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*) en la cuenca del Guadalquivir.

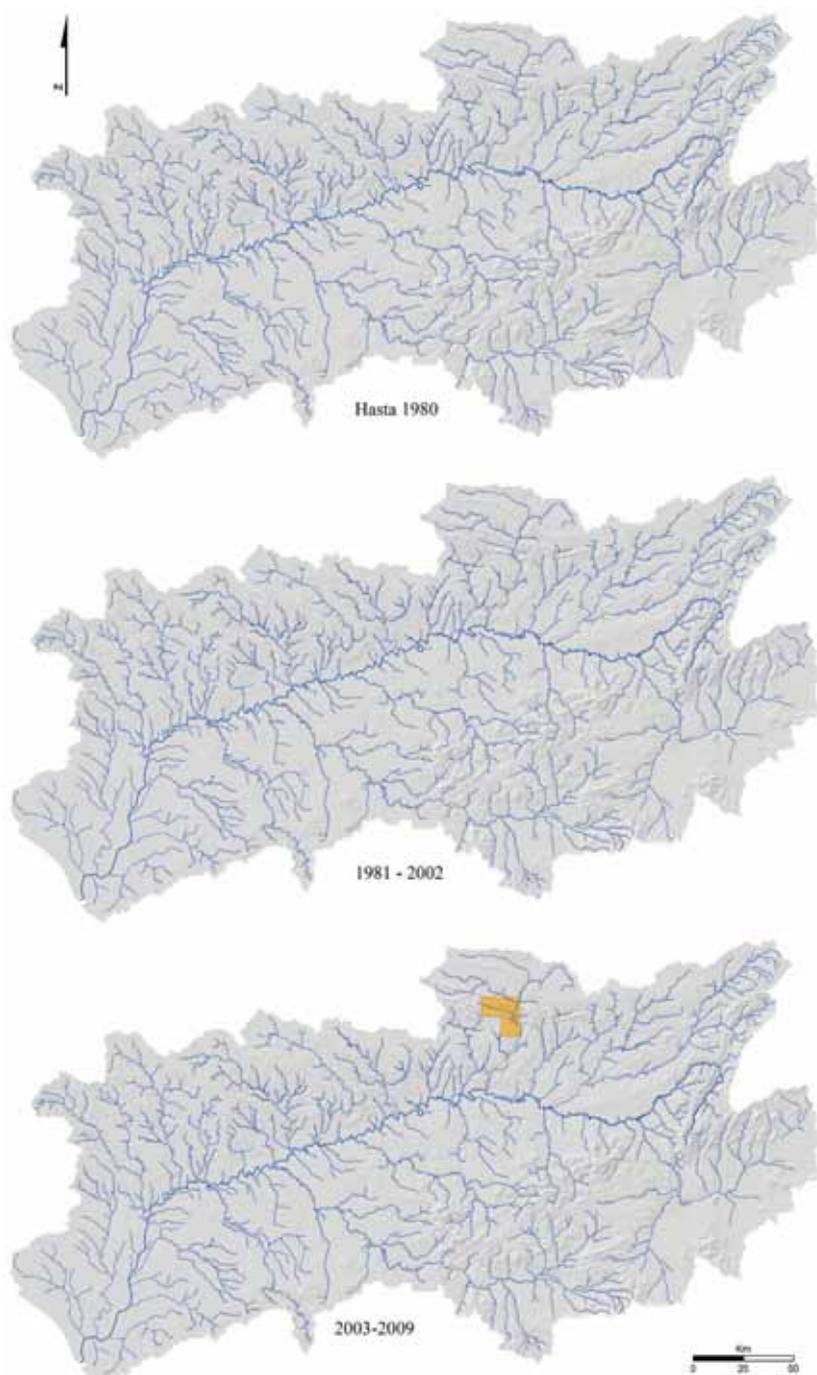


Figura VIII.6.- Evolución del rango de distribución de la pardilla oretana o del Jándula (*Iberochondrostoma oretanum*) en la cuenca del Guadalquivir.

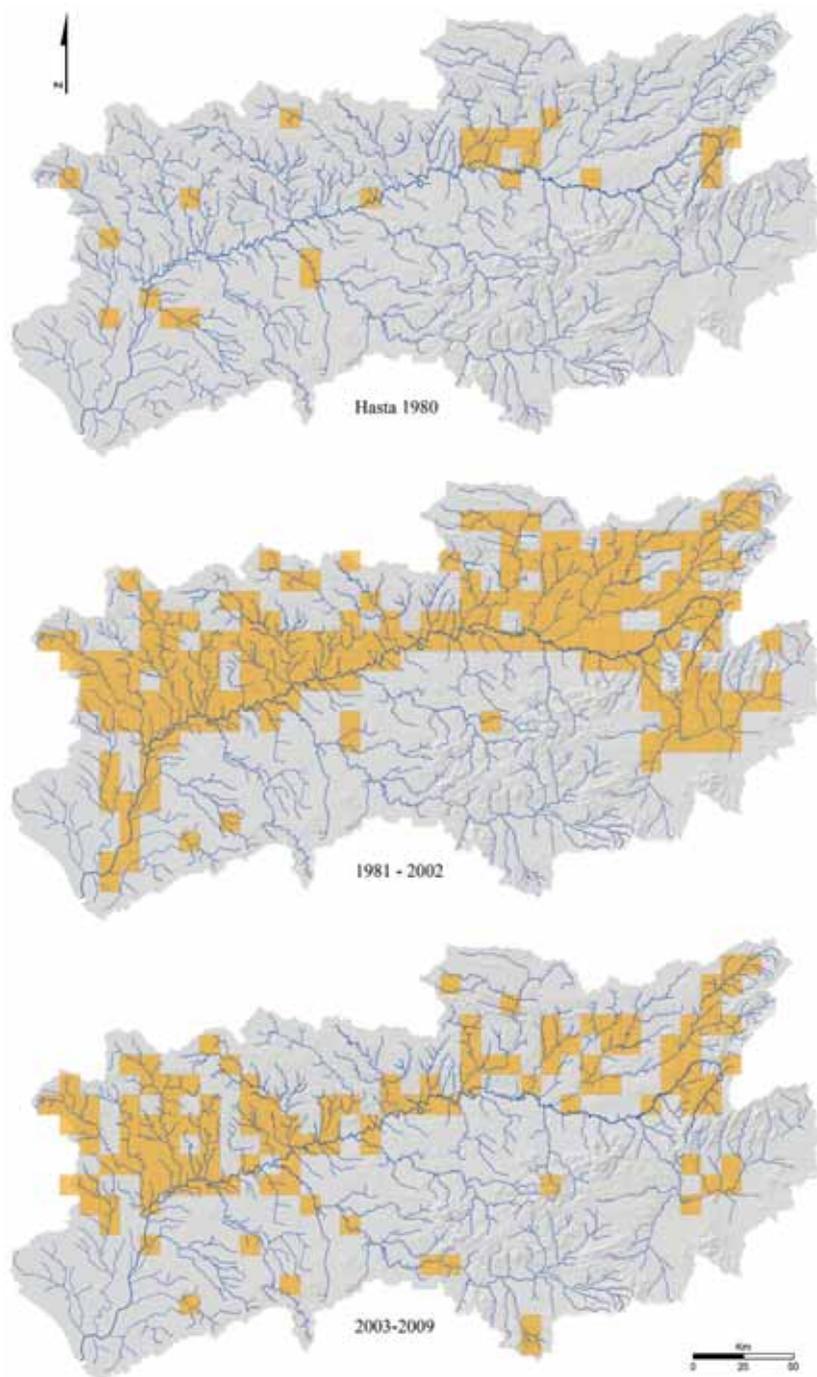


Figura VIII.7.-
Evolución del rango de distribución de la boga (*Pseudochondrostoma willkommii*) en la cuenca del Guadalquivir.

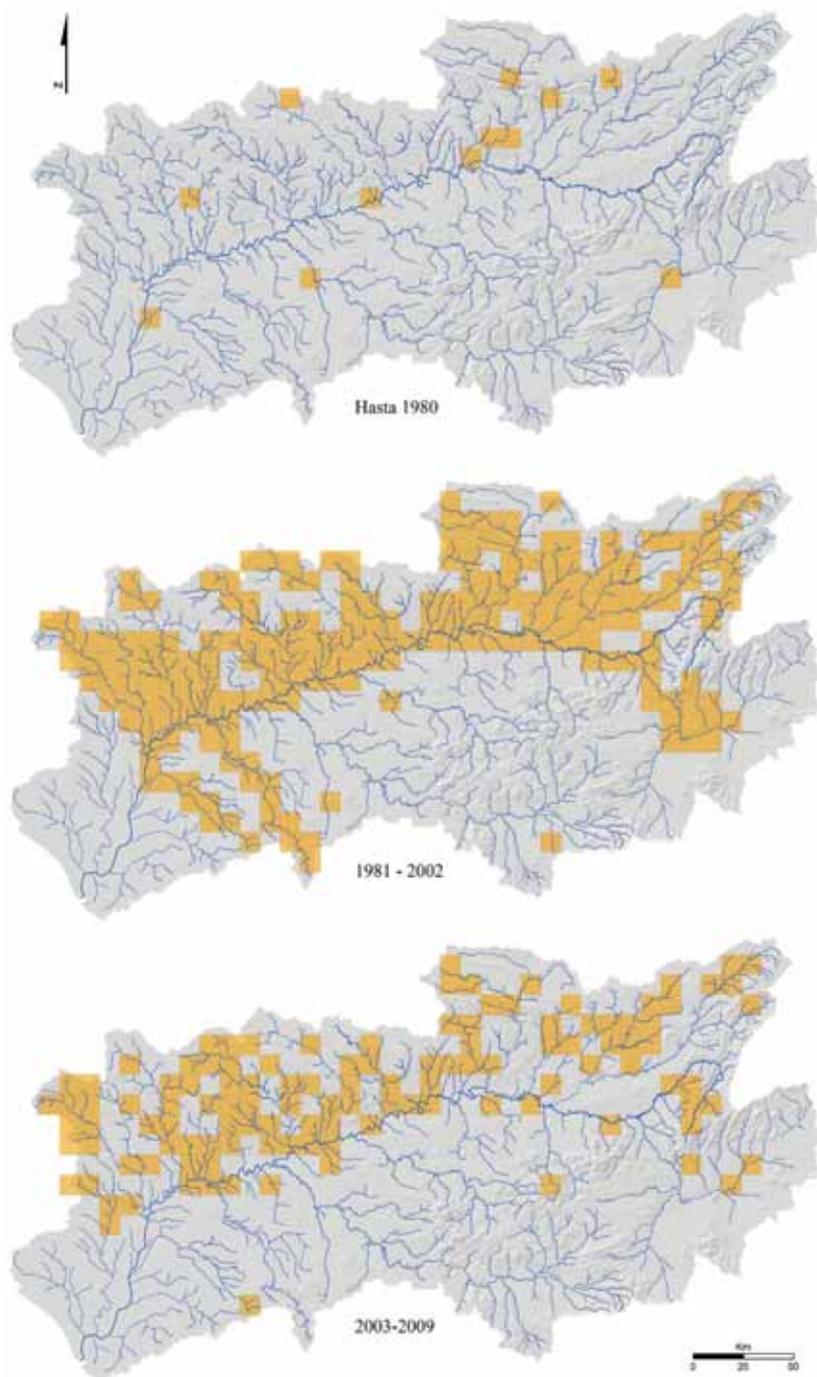


Figura VIII.8.-
Evolución del rango de distribución del calandino (*Squalius alburnoides*) en la cuenca del Guadalquivir.

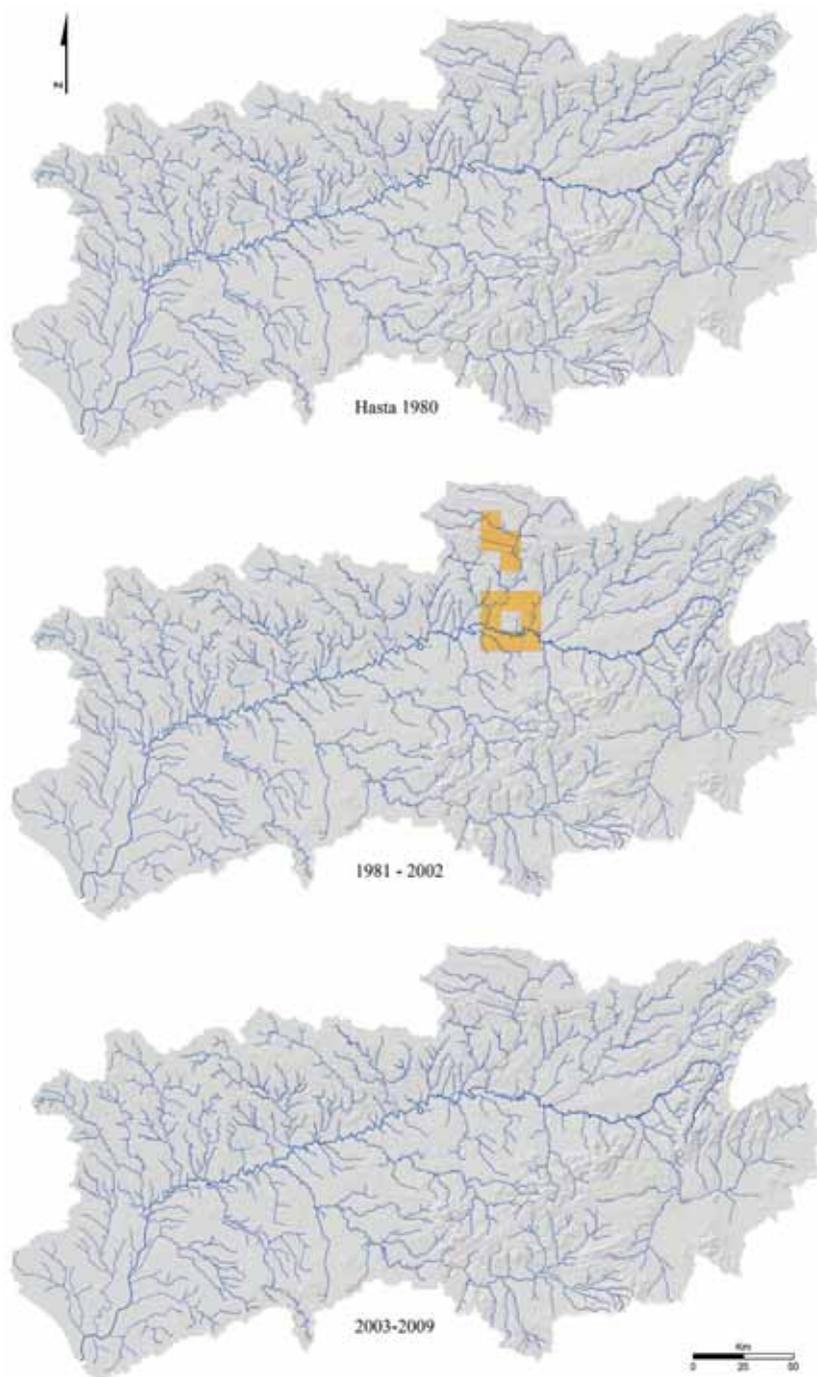


Figura VIII.9.-
Evolución del rango de distribución de la bogardilla (*Iberocypris palaciosi*) en la cuenca del Guadalquivir.

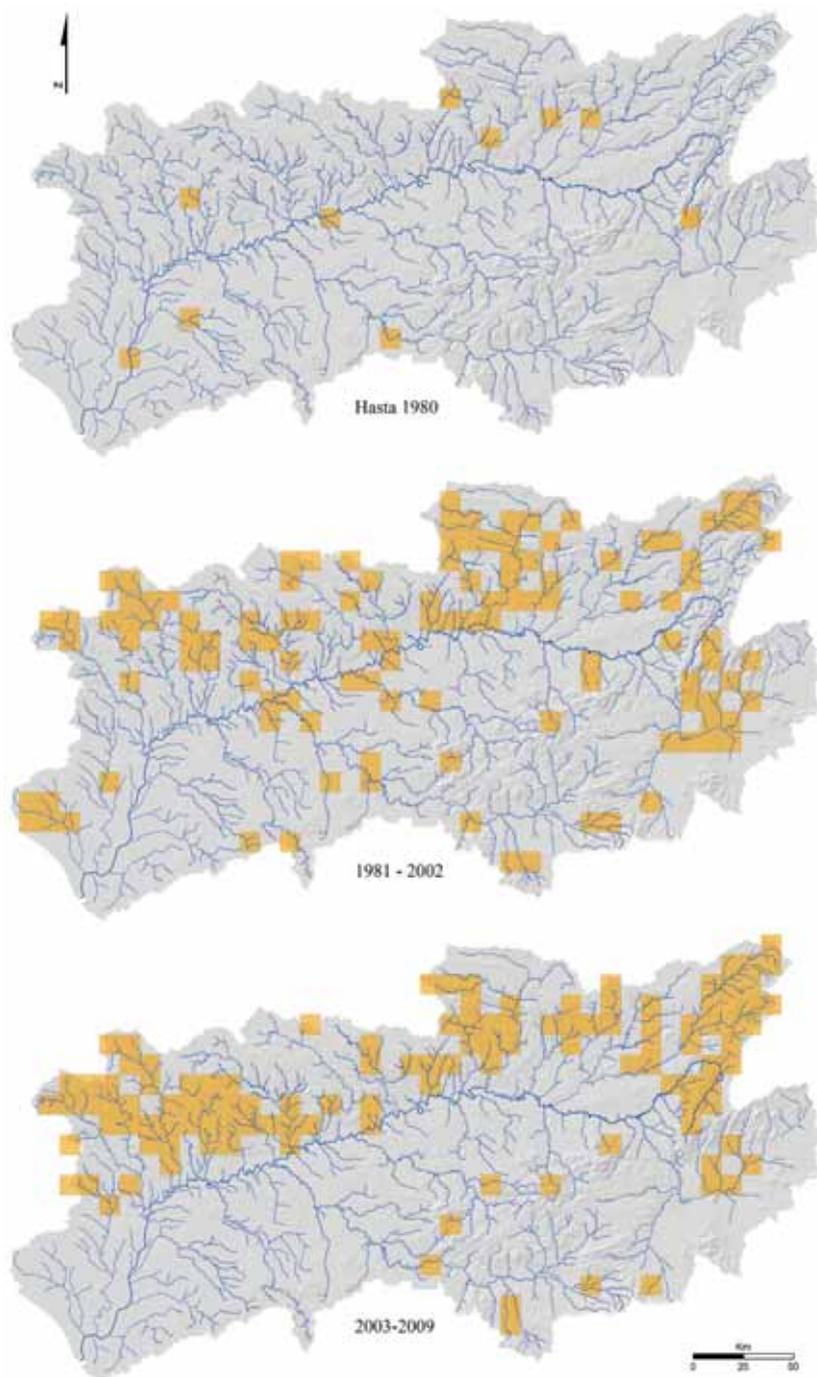


Figura VIII.10.-
Evolución del rango de distribución del cacho (*Squalius pyrenaicus*) en la cuenca del Guadalquivir.

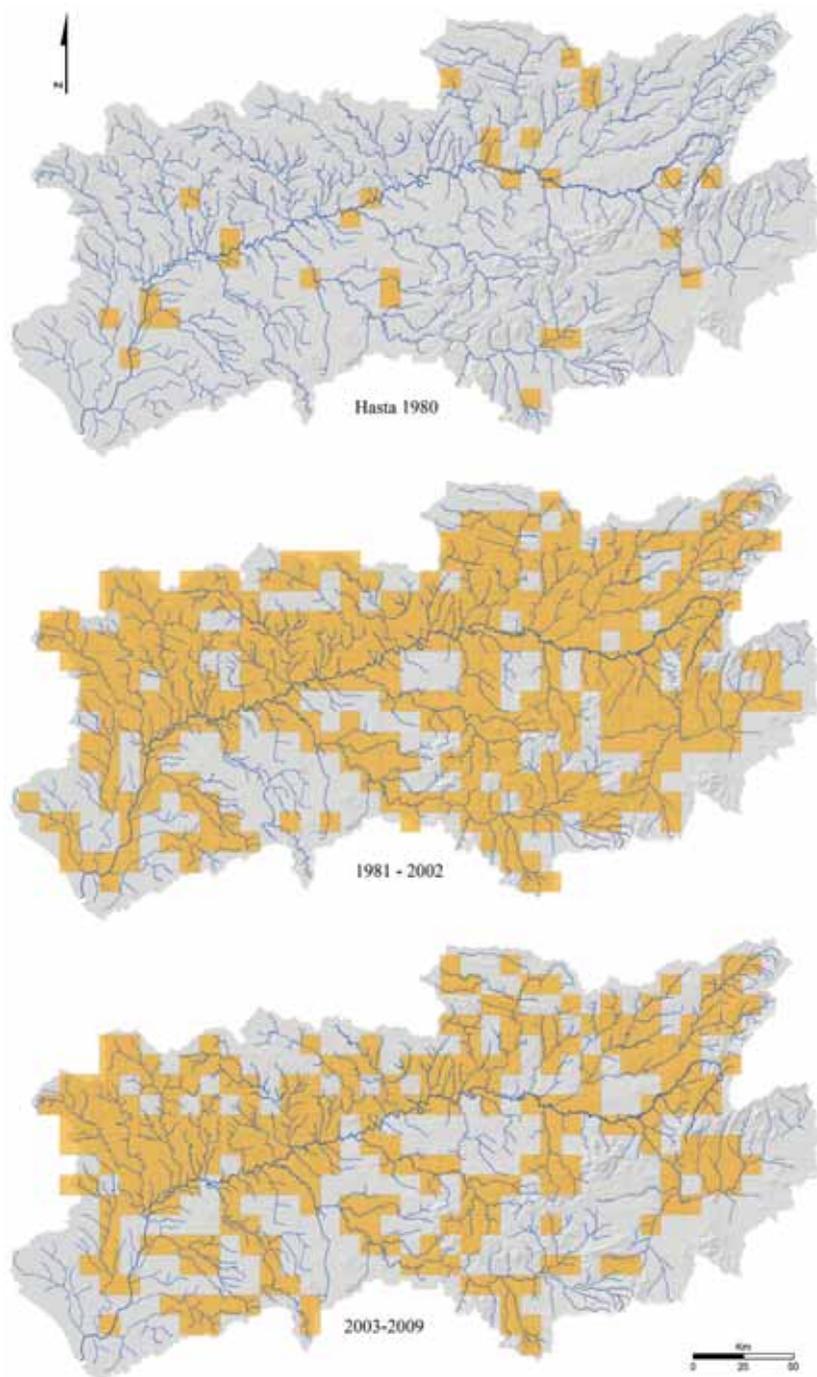


Figura VIII.11.-
Evolución del rango de distribución del barbo (*Luciobarbus sclateri*) en la cuenca del Guadalquivir.

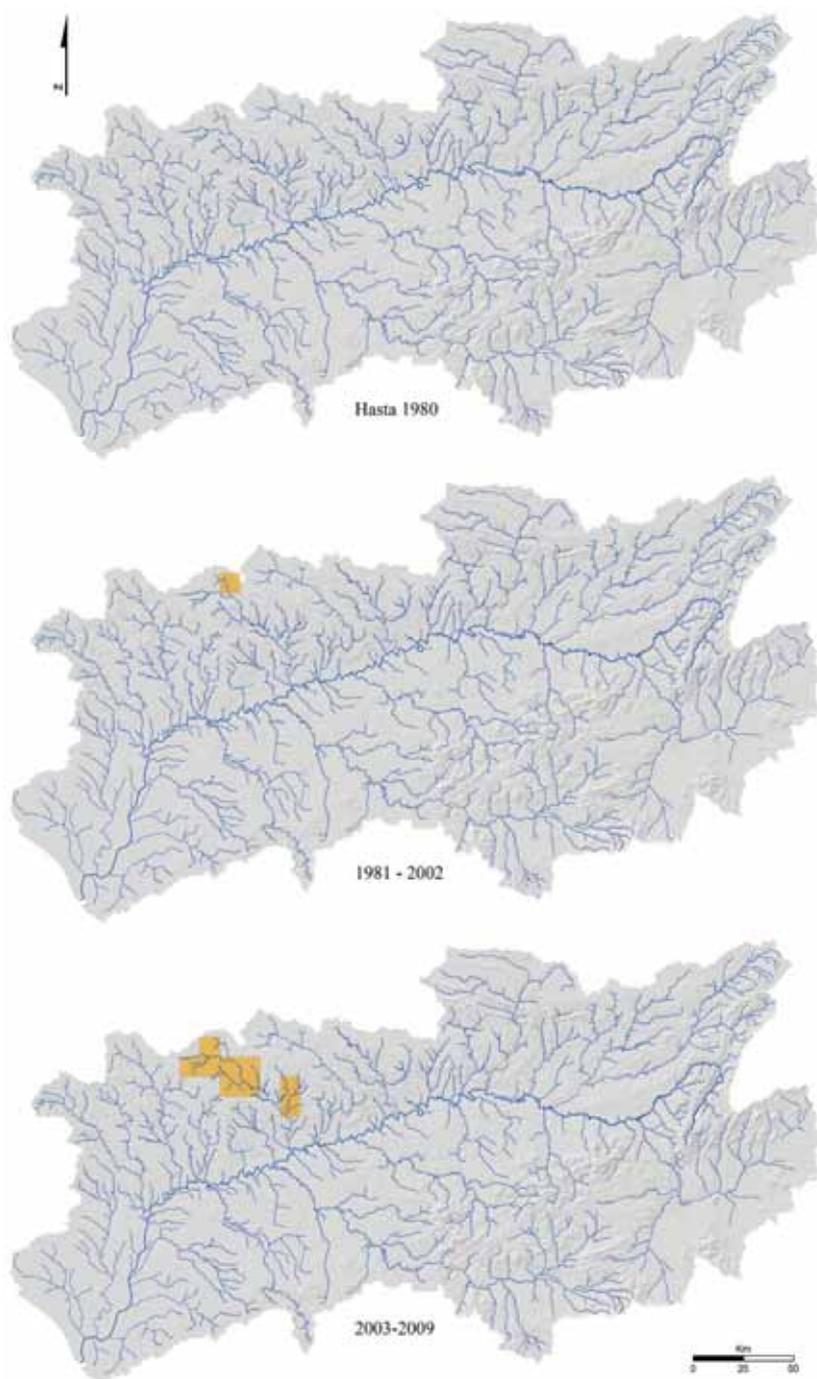


Figura VIII.12.- Evolución del rango de distribución del jarabugo (*Anaecypris hispanica*) en la cuenca del Guadalquivir.

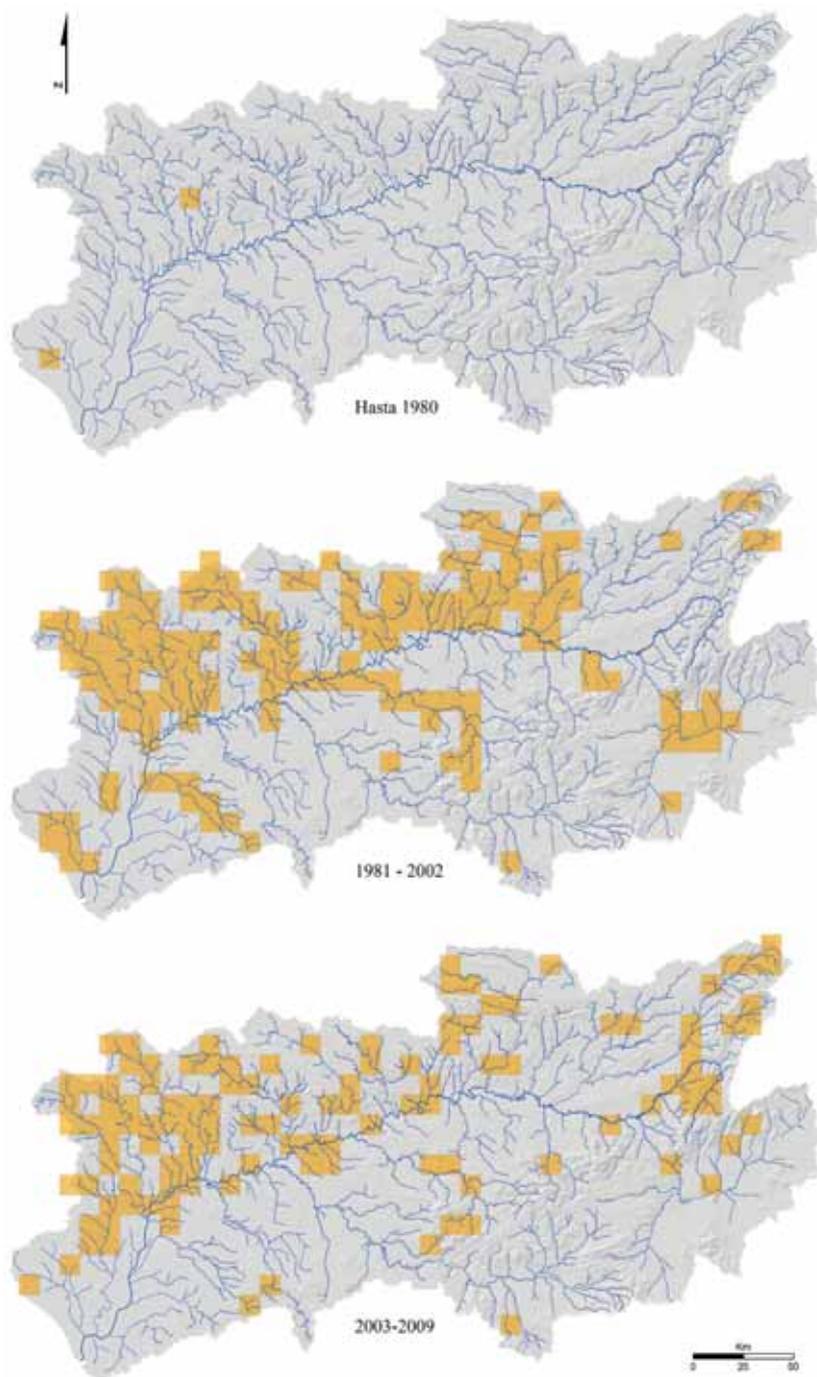


Figura VIII.13.- Evolución del rango de distribución de la colmilleja (*Cobitis paludica*) en la cuenca del Guadalquivir.

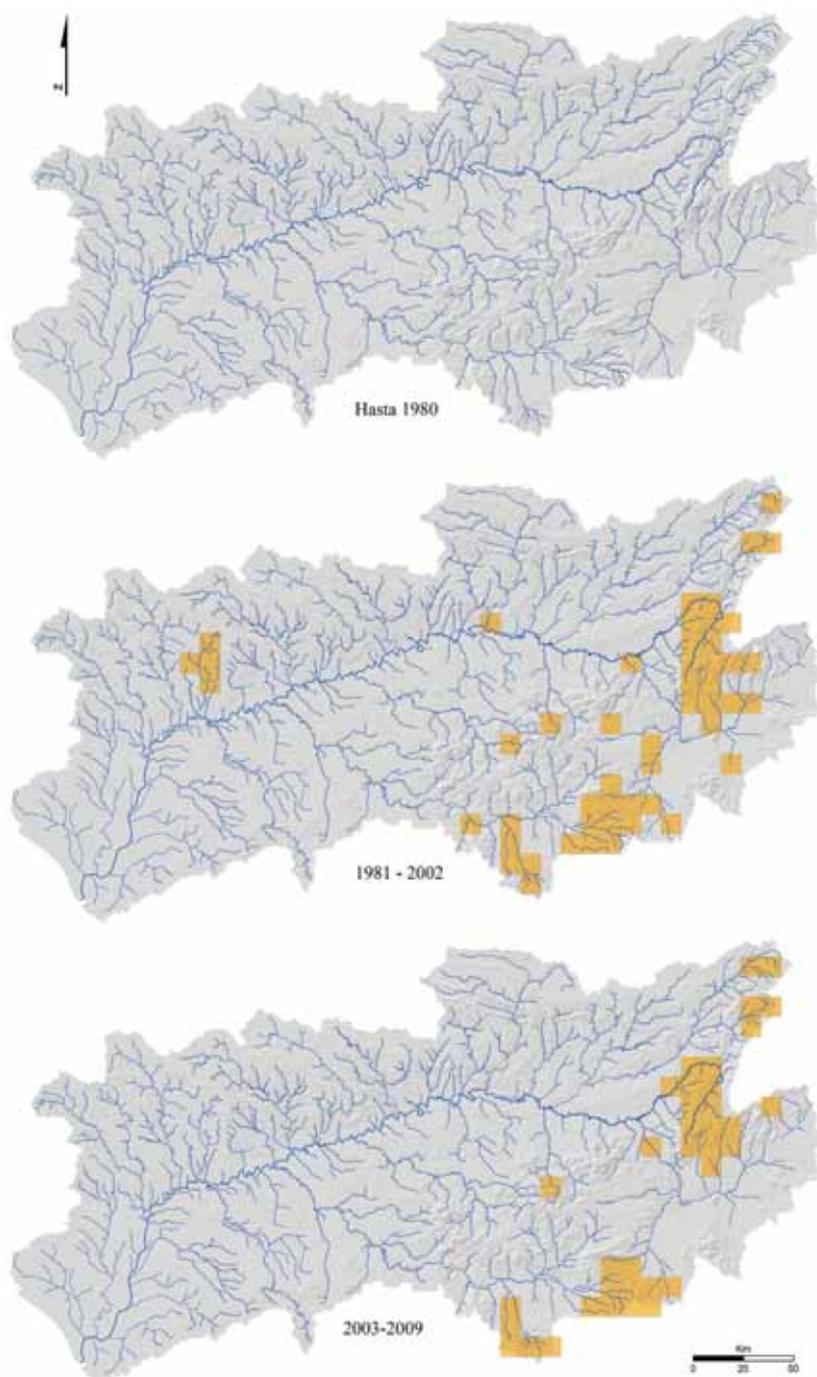


Figura VIII.14.-
Evolución del rango de distribución de la trucha (*Salmo trutta*) en la cuenca del Guadalquivir.

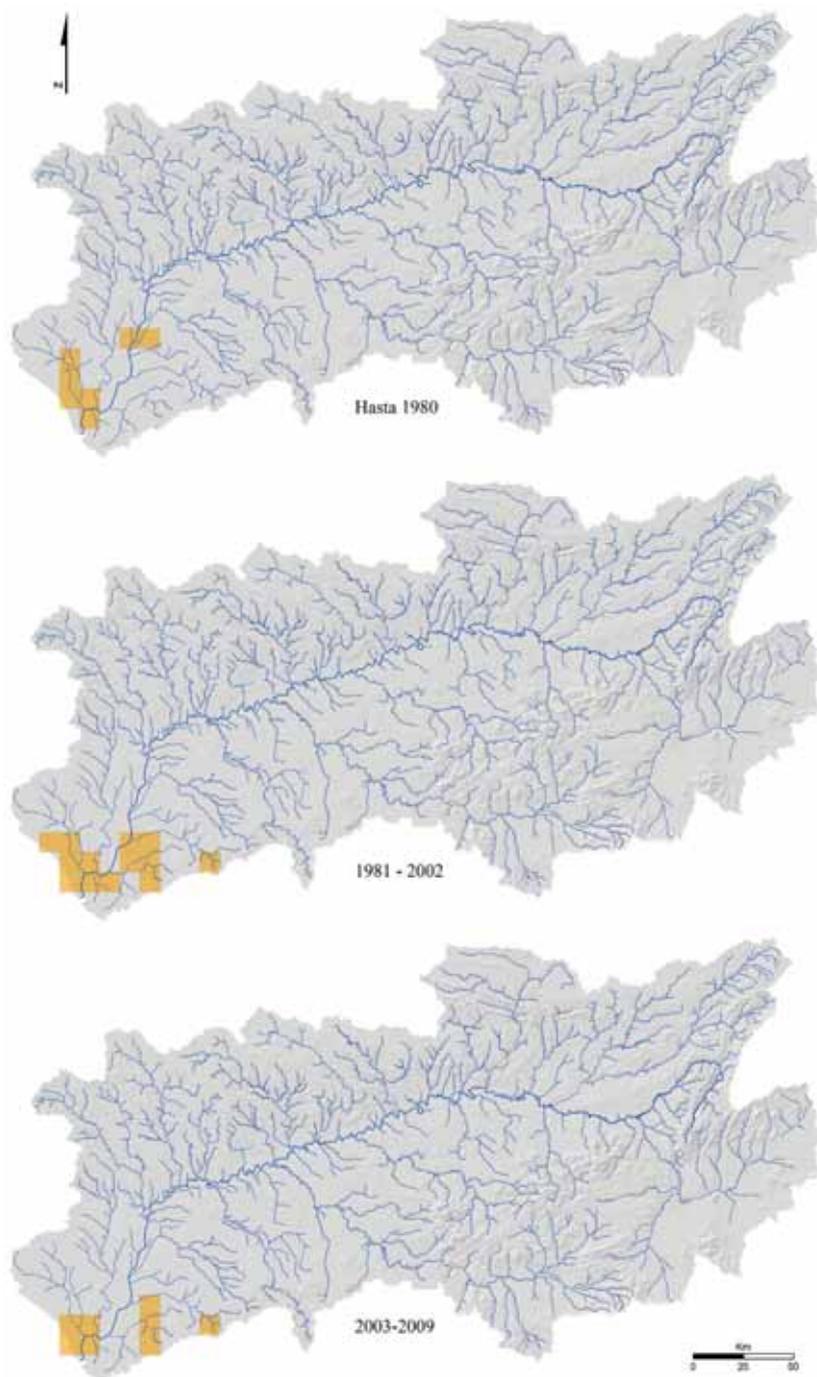


Figura VIII.15.-
Evolución del rango de distribución del salinete (*Aphanius baeticus*) en la cuenca del Guadalquivir.

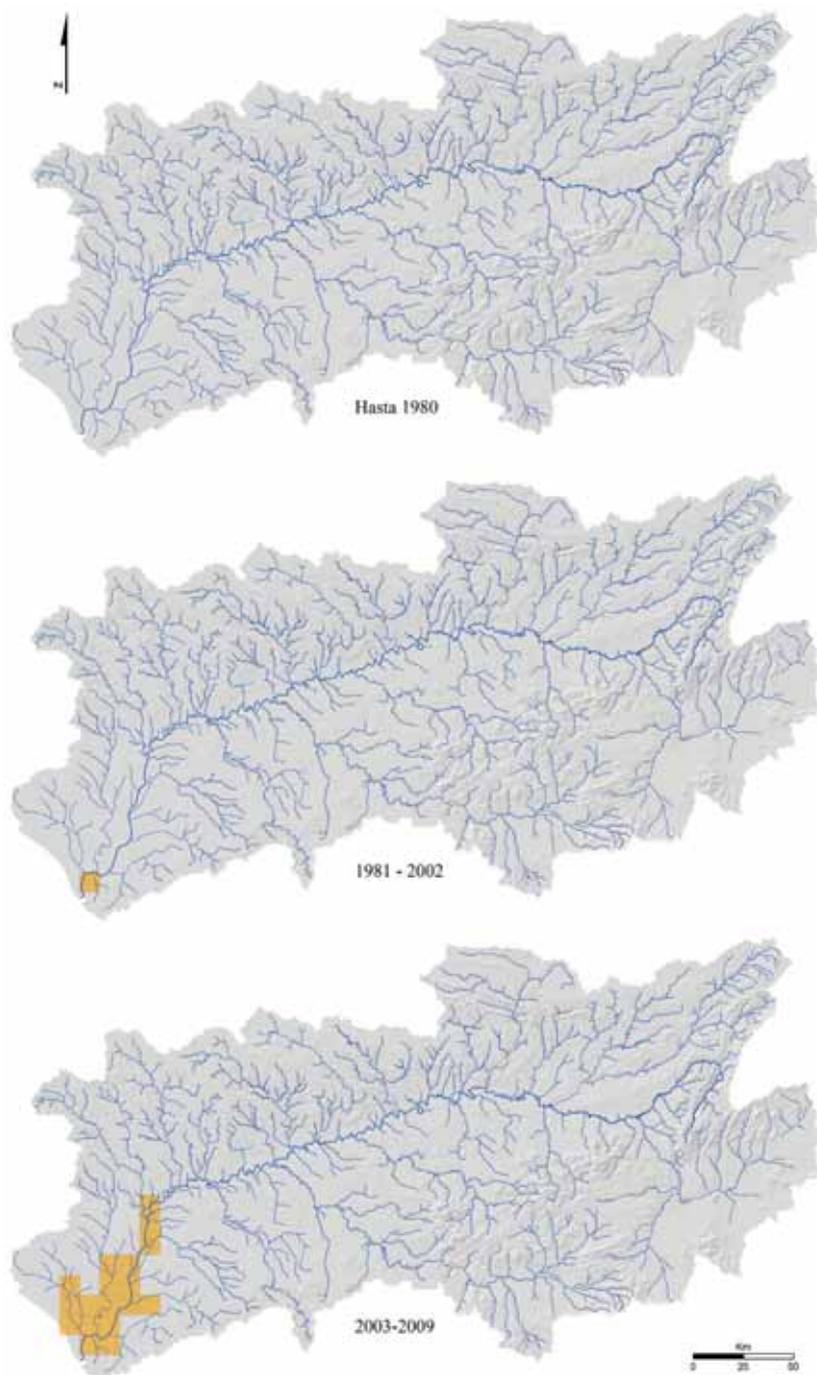


Figura VIII.16.-
Evolución del rango de distribución del capitán (*Mugil cephalus*) en la cuenca del Guadalquivir.

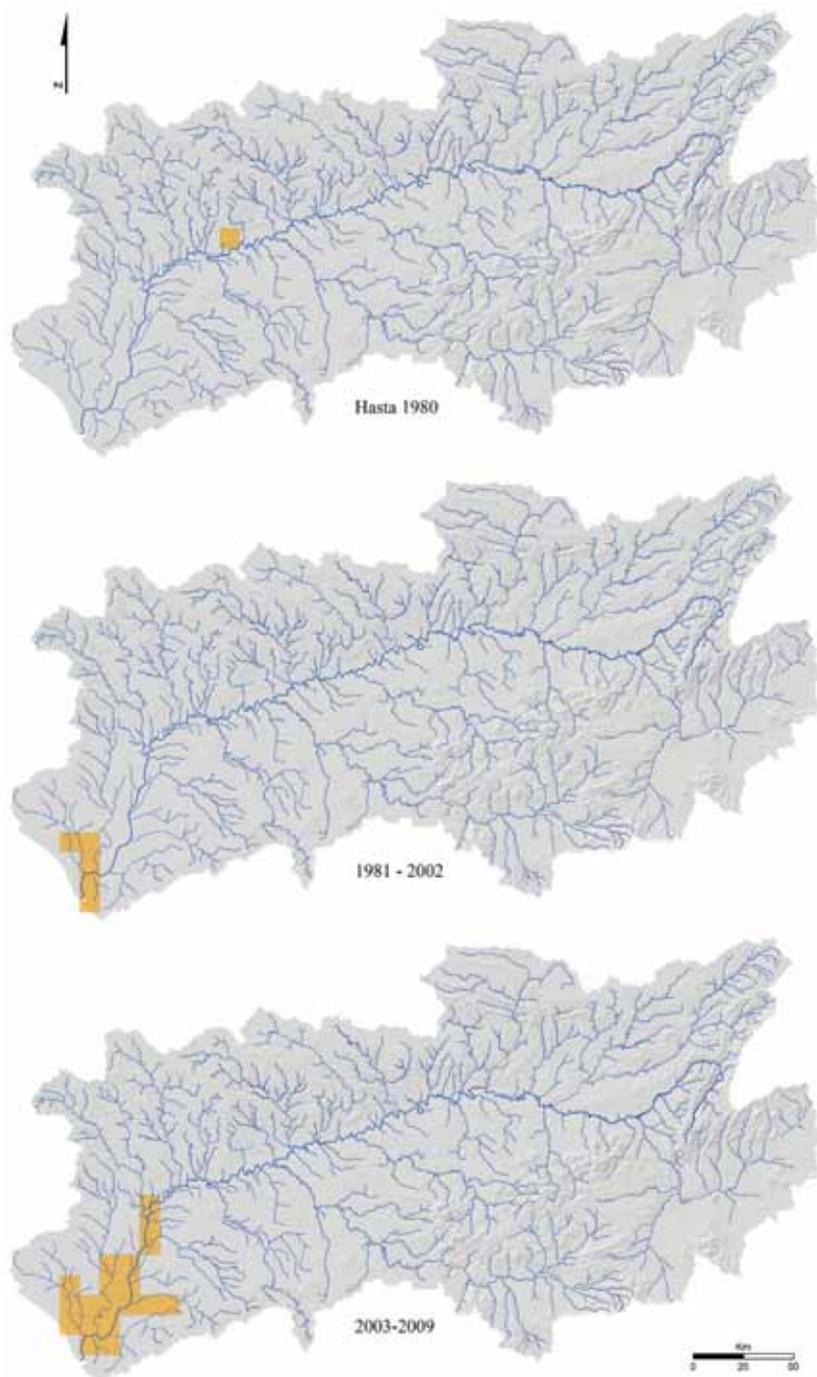


Figura VIII.17.-
Evolución del rango de distribución del albur (*Liza ramada*) en la cuenca del Guadalquivir.

ANÁLISIS DE TENDENCIAS.

El análisis de tendencias poblacionales mostró diferencias significativas entre la distribución pasada (1981-2002) y actual (≥ 2003) en función del promedio total de especies por cuadrícula, siendo mayor en el primer periodo para las distintas aproximaciones (cuadrículas 10 x 10 km, 5 x 5 km y 2,5 x 2,5 km) (Tabla VIII.2). Por escasez de datos las citas < 1980 no fueron incluidas en los análisis.

Tabla VIII.2.- Valores medios del número de especies por cuadrícula y resultados del estadístico de Mann-Whitney.

	Periodo		Mann-Whitney	
	1981-2002	≥ 2003	U	p
Cuadrículas UTM 10 x 10 km	2,16 \pm 0,08	1,59 \pm 0,07	134098	<0,001
Cuadrículas UTM 5 x 5 km	2,40 \pm 0,05	1,85 \pm 0,04	1166555	<0,001
Cuadrículas UTM 2,5 x 2,5 km	2,56 \pm 0,03	2,02 \pm 0,03	6708872	<0,001

A su vez, las distribuciones de frecuencias de las cuadrículas muestreadas en función del número de especies citadas en las mismas (Figura VIII.18) mostraron diferencias significativas (Prueba X^2 ; $p < 0,05$) entre los datos actuales y pretéritos. En estos análisis llama la atención el mayor porcentaje de cuadrículas con 0 especies en la distribución actual. Los resultados muestran de forma significativa una tendencia a la disminución en el conjunto de la comunidad de peces fluviales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir. Un aspecto muy importante a la hora de evaluar la tendencia del nivel de conservación de la cuenca.

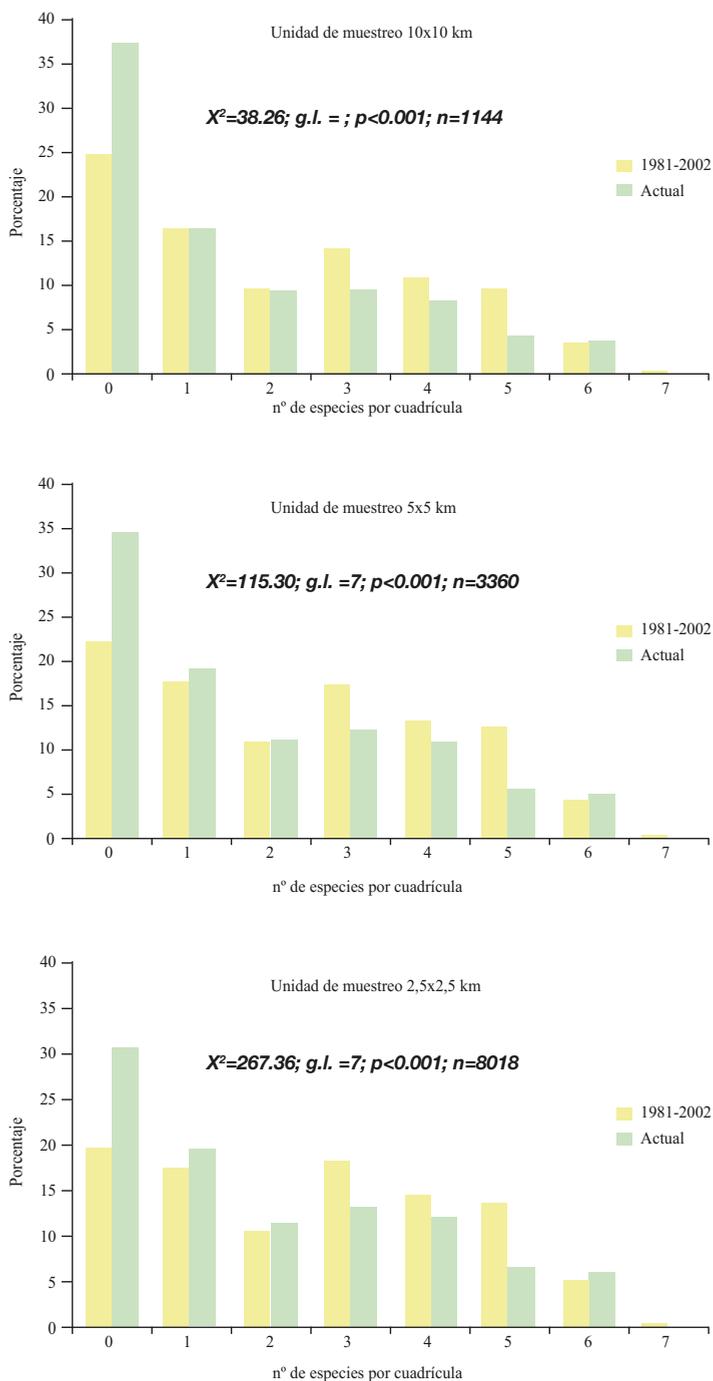


Figura VIII.18.- Distribución de frecuencias (%) de las unidades de muestreo (cuadrículas UTM) en función del número de especies detectado en ellas para el periodo 1981-2002 y el actual (≥ 2003).

La cuenca presenta especies con distribución generalizada (barbo, boga) y otras con rangos restringidos (jarabugo, pardilla oretana). En el análisis a nivel de especie, la totalidad de ellas presenta un incremento notable en los rangos de distribución (EP y AO) entre el periodo ≤ 1980 y el periodo 1981-2002, en cualquiera de las unidades de muestreo utilizadas en los rangos de distribución (Tablas VIII.3, VIII.4 y VIII.5), pero esto se debe, como ya se ha comentado, a la ausencia de estudios en ese primer periodo.

Ahora bien, el descenso del rango de distribución es generalizado al comparar los periodos 1981-2002 y ≥ 2003 . A excepción hecha de los mugilidos, jarabugo y pardilla oretana. En el caso de las unidades muestrales de cuadrículas $10 \times 10 \text{ km}^2$, los descensos del AO van desde un máximo de 63,8% en la anguila, al 42,8% en el calandino y al 38,6% en la boga. Otras especies, como el cacho, no muestran diferencias significativas entre ambos periodos (Tabla VIII.3).

Los declives sufren cierta variación en función del tamaño de la cuadrícula pues conforme ésta disminuye la unidad, la aproximación va ajustándose únicamente a aquellas cuadrículas que presentan sistemas fluviales en su contorno (Tablas VIII.3, VIII.4 y VIII.5). A su vez, los declives en términos de EP también resultan significativos en la anguila (86,0%) y la trucha común (64,5%), lo que nos indica una reducción importante de las mismas a escalas geográficas amplias dentro de la Cuenca. En el caso de la bogardilla, el declive en su distribución se considera del 100%. La especie ha sido capturada desde la década de los 80 del siglo pasado.

La anguila, boga, calandino, barbo, colmilleja y salinete muestran descensos significativos (U de Mann-Whitney, $p < 0,05$) en el número de cuadrículas (Tablas VIII.3, VIII.4 y VIII.5), lo que se traduce también en diferencias significativas en los parámetros EP y AO. En el caso de la pardilla y el cacho los decrementos no son muy elevados, aunque ambas especies han desaparecido de grandes áreas de la margen izquierda del Guadalquivir (Figuras VIII.5 y VIII.10), su presencia actual en la margen derecha de la cuenca es aceptable y la excelencia de los datos obtenidos en las campañas de muestreo actuales ha confirmado su presencia en zonas donde antes no estaban citadas. Estos resultados muestran un mejor estado de aquellas especies típicas de arroyos más montanos de la margen derecha de la cuenca.

El caso del salinete es particular, aunque la especie presenta declives de hasta el 38,5%, una aproximación más realista podría considerarse superior debido al carácter puntual de muchas de sus poblaciones, las pruebas estadísticas no resultan significativas pues partimos de un rango de distribución pasado muy reducido.

VIII. APLICACIÓN DE CRITERIOS DE LA LISTA ROJA DE LA UNIÓN INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA (IUCN) A LOS PECES FLUVIALES AUTÓCTONOS DE LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

Tabla VIII.3.- Extensión de la Presencia (EP, km²) y Área de ocupación (AO, km²) de las especies de peces fluviales en la Cuenca del Guadalquivir en los 3 periodos considerados; resultados de la prueba de Mann-Whitney (*, ** significación al 95 o 99% respectivamente) y el declive entendido como porcentaje de superficie perdida entre los dos últimos periodos. Datos en función de cuadrículas UTM 10x10 km.

	Periodo						Prueba de Mann-Whitney		Declive (%)	
	≤ 1980		1981-2002		≥ 2003		U	P	EP	AO
Anguila	3211,2	300	21070,5	5800	2154,7	2100	154154	< 0,001**	86,0	638
Pardilla	4124,4	300	25737,7	6200	18012,0	5400	161304	0,433	30,1	12,9
Pardilla oretana	--	--	--	--	16,6	300	--	--	--	--
Boga	20373,2	2500	46016,3	20200	47216,4	12400	141284	< 0,001**	--	38,6
Calandino	22342,3	1200	47602,1	20800	42189,8	11900	138138	< 0,001**	11,4	42,8
Bogardilla	--	--	1011,9	1200	--	--	--	--	100	100
Cacho	20418,8	1000	53299,6	11700	45695,9	11800	--	--	14,3	--
Barbo	33045,4	2900	58490,7	36100	54374,3	26400	136136	< 0,001**	7,0	26,9
Jarabugo	--	--	--	100	325,8	900	--	--	--	--
Colmilleja	--	200	53652,8	16100	50483,2	11700	151580	0,004*	5,9	27,3
Trucha	--	0	31199,7	5100	11084,3	3700	159588	0,121	64,5	27,5
Salinete	662,0	700	1425,5	1300	978,9	800	162448	0,342	31,3	38,5
Capitán	--	--	--	100	1665,1	1800	--	--	--	--
Albur	--	100	170,9	500	2068,8	1900	--	--	--	--

Tabla VIII.4.- Área de ocupación (AO, km²) de los peces fluviales autóctonos del Guadalquivir en los 3 periodos considerados; resultados de la prueba U de Mann-Whitney (*, ** significación al 95 o 99% respectivamente) y declive medido como porcentaje de superficie perdida entre los dos últimos periodos. Datos obtenidos en función de cuadrículas UTM 5x5 km.

	Periodo			Prueba Mann-Whitney		Declive (%)
	≤ 1980	1981-2002	≥ 2003	U	P	
Anguila	275	4975	1875	1311240	< 0,001**	62,3
Pardilla	250	4800	4325	1395240	0,292	9,9
Pardilla oretana	--	--	150	--	--	--
Boga	2150	17000	11025	1210440	< 0,001**	35,2
Calandino	950	17125	10375	1184400	< 0,001**	39,4
Bogardilla	--	825	0	--	--	100
Cacho	900	9525	9925	--	--	--
Barbo	2325	28725	22400	1198680	< 0,001**	22,0
Jarabugo	--	50	800	--	--	--
Colmilleja	800	13150	10050	1307040	< 0,001**	23,6
Trucha	--	4300	3050	1369200	0,002*	29,1
Salinete	600	850	525	1400280	0,077	38,2
Capitán	--	100	1550	--	--	--
Albur	50	425	1650	--	--	--

Tabla VIII.5.- Área de ocupación (AO, km²) de los peces fluviales autóctonos del Guadalquivir en los 3 periodos considerados; resultados de la prueba U de Mann-Whitney y declive medido como porcentaje de superficie perdida entre los dos últimos periodos. Datos obtenidos en función de cuadrículas UTM 2,5x2,5 km.

	Periodo			Prueba Mann-Whitney		Declive (%)
	≤ 1980	1981-2002	≥ 2003	U	p	
Anguila	168,7	3268,7	1156,2	7402618	<0,001**	64,6
Pardilla	187,5	3068,7	2931,3	7991941	0,449	4,5
Pardilla oretana	--	--	62,5	--	--	--
Boga	1350	10912,5	7256,3	6863408	<0,001**	33,5
Calandino	631,2	11031,2	6831,3	6689016	<0,001**	38,1
Bogardilla	--	475	0	--	--	100
Cacho	581,2	5987,5	6331,3	--	--	--
Barbo	1462,5	17812,5	14356,3	6927552	<0,001**	19,4
Jarabugo	--	31,25	568,8	--	--	--
Colmilleja	137,5	8425	6743,8	7496830	<0,001**	20,0
Trucha	--	2781,2	1893,8	7783473	<0,001**	32,2
Salinete	400	575	387,5	7975905	0,015*	32,6
Capitán	--	68,7	1018,8	--	--	--
Albur	25	250	1081,3	--	--	--

Varias de estas especies mostraron además un descenso en el número de cuencas ocupadas entre el periodo 1981-2002 y ≥ 2003 . Así la anguila ha desaparecido de 8 subcuencas en los últimos 10 años (57,1% de las ocupadas en 1981-2002), la trucha de 4 (36,4% de las ocupadas en 1981-2002) y la boga de 5 (12,5% de las ocupadas en 1981-2002) (Tabla VIII.6). La desaparición de especies en subcuencas puede entenderse como pérdida de poblaciones completas de una especie. Un caso claro de erosión del pool génico de la especie.

Por el contrario, especies como la pardilla o la colmilleja han incrementado el número de subcuencas ocupadas, este hecho guarda relación con el esfuerzo de muestreo desarrollado en el último periodo considerado que a un verdadero incremento de su área de distribución (Tabla VIII.6). Además, se ha constatado la desaparición de muchas especies en determinadas subcuencas, aunque hayan incrementado el número total de subcuencas con su presencia, éste es el caso de la pardilla, calandino, cacho, barbo, colmilleja y salinete (Tabla VIII.6).

Tabla VIII.6.- Número de subcuencas ocupadas por las distintas especies de peces autóctonos de la cuenca del Guadalquivir para los tres periodos de tiempo considerados

	Periodo			Declive	¿Extinción en subcuencas?
	≤ 1980	1981-2002	≥ 2003		
Anguila	2	12	4	8	SÍ
Pardilla	2	11	15	--	SÍ
Pardilla oretana	-	-	1	--	NO
Boga	11	40	35	5	SÍ
Calandino	9	31	32	--	SÍ
Bogardilla	-	2	0	2	SÍ
Cacho	8	27	28	--	SÍ
Barbo	11	49	50	--	SÍ
Jarabugo	0	1	1	--	NO
Colmilleja	2	27	37	--	SÍ
Trucha	0	11	7	4	SÍ
Salinete	2	4	4	--	SÍ
Capitán	0	0	4	--	NO
Albur	0	1	4	--	NO

DECLIVE FUTURO DE HÁBITAT.

La Tabla VIII.7 muestra los valores del Índice de Declive Futuro de Hábitat (IDHF), un indicador relativo del riesgo de extinción del taxón. Con la excepción del jarabugo (IDHF = 0,30), que se localiza en una única subcuenca con un estado ecológico bueno y nivel de amenazas bajo, el resto de taxones evaluados muestran IDHFs superiores al valor medio (0,5), es decir una tendencia hacia un mayor riesgo de extinción en el futuro. Las especies más típicas de zonas montanas, normalmente en subcuencas con menores impactos, muestran los índices más bajos (Pardilla oretana_{IDHF} = 0,45; Pardilla_{IDHF} = 0,49; Cacho_{IDHF} = 0,51; Trucha_{IDHF} = 0,52). Por el contrario, las especies presentes en las zonas con menor altitud de la cuenca son las más propensas a declives futuros (Salinete_{IDHF} = 0,88; Anguila_{IDHF} = 0,84) (Tabla VIII.7).

Tabla VIII.7.- Subcuencas ocupadas en el último periodo considerado (≥ 2003), rango y valor global del Índice de Declive Futuro de Hábitat (IDFH) para cada una de las especies consideradas.

	Subcuencas ocupadas	Rango IDFH	IDHF
Anguila	4	(0,56 - 1)	0,84
Pardilla	15	(0,19 - 0,99)	0,49
Pardilla oretana	1	--	0,45
Boga	35	(0,16 - 1)	0,62
Calandino	32	(0 - 1)	0,63
Bogardilla	0	--	--
Cacho	28	(0 - 1)	0,51
Barbo	50	(0 - 1)	0,66
Jarabugo	1	--	0,30
Colmilleja	37	(0,19 - 1)	0,70
Trucha	7	(0 - 0,88)	0,52
Salinete	4	(0,77 - 0,99)	0,88
Capitán	4	(0,50 - 0,91)	0,75
Albur	4	(0,50 - 0,91)	0,75

ANÁLISIS DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN.

Las Tablas VIII.8 y VIII.9 muestran las categorías UICN asignadas a las especies del Guadalquivir en base a la información analizada. Como ya se ha comentado, en esta *Categorización preliminar* se han aplicado los criterios UICN (A) y (B) por separado. Se presentan 3 evaluaciones en función de las unidades de muestreo. Los mugílidos no fueron evaluados (NE). El *efecto rescate* de estas especies es nulo en prácticamente la totalidad de especies. Únicamente la anguila tendría el potencial biológico para ello, si bien, su estado de amenaza a nivel global es tan pésimo *En Peligro Crítico* (Freyhof y Kottelat, 2010) que no es posible cambiar la categoría preestablecida.

Tabla VIII.8.- Triple aplicación del Criterio UICN (A) (declives poblacionales) según el AO medido en cuadrículas UTM (10x10 km; 5x5 km; 2,5x2,5 Km) y la EP para las distintas especies consideradas. Los declives iguales o superiores al 10% e inferiores al 30% se han considerado para clasificar un taxón como NT.

Taxón	Unidad de muestreo	Declive	Criterios	Categoría en la cuenca del Guadalquivir
Bogardilla		100%		CR posiblemente EX*
Anguila	10x10 km	63,8%	A2cd	EN
	5x5 km	62,3%	A2cd	EN
	2,5x2,5 km	64,6%	A2cd	EN
	EP	86,0%	A2c	CR
Pardilla	10x10 km	12,9%	(A2ce)	NT
	5x5 km	9,9%	--	--
	2,5x2,5 km	4,5%	--	--
	EP	30,1%	A2ce	VU
Pardilla oretana	--	--	--	(Sin datos sobre declive)
Boga	10x10 km	38,6%	A2ce	VU
	5x5 km	35,2%	A2ce	VU
	2,5x2,5 km	33,5%	A2ce	VU
	EP	--	--	--
Calandino	10x10 km	42,8%	A2ce	VU
	5x5 km	39,4%	A2ce	VU
	2,5x2,5 km	38,1%	A2ce	VU
	EP	11,4%	(A2ce)	NT
Cacho	10x10 km	--	--	--
	5x5 km	--	--	--
	2,5x2,5 km	--	--	--
	EP	14,3%	(A2ce)	NT
Barbo	10x10 km	26,9%	(A2ce)	NT
	5x5 km	22,0%	(A2ce)	NT
	2,5x2,5 km	19,4%	(A2ce)	NT
	EP	7,0%	--	--
Jarabugo	--	--	--	(Sin datos sobre declive)

Colmilleja	10x10 km	27,3%	(A2ce)	NT
	5x5 km	23,6%	(A2ce)	NT
	2,5x2,5 km	20,0%	(A2ce)	NT
	EP	5,9%	--	--
Trucha	10x10 km	27,5%	(A2cde)	NT
	5x5 km	29,1%	(A2cde)	NT
	2,5x2,5 km	32,2%	A2cde	VU
	EP	64,5%	A2ce	EN
Salinete	10x10 km	38,5%	A2ce	VU
	5x5 km	38,2%	A2ce	VU
	2,5x2,5 km	32,6%	A2ce	VU
	EP	31,3%	A2ce	VU

**Desde la década de los 80 del Siglo XX no se capturan ejemplares de esta especie.*

Tabla VIII.9.- Aplicación del Criterio UICN (B) basado en rangos de distribución actual (EP y AO) a los taxones objeto de estudio en la Cuenca del Guadalquivir. Se realiza una triple aplicación según datos obtenidos en función de cuadrículas UTM (10x10 km; 5x5 km; 2,5x2,5 km).

Taxón	Unidad de muestreo	Criterios	Estatus en la cuenca del Guadalquivir
Bogardilla			CR posiblemente EX*
Pardilla oretana	10x10 km	Blab(iii,iv)	CR
	5x5 km	Blab(iii,iv)	CR
	2,5x2,5 km	Blab(iii,iv)	CR
Anguila	10x10 km	Blab(i,ii,iii,iv,v)	EN
	5x5 km	Blab(i,ii,iii,iv,v)	EN
	2,5x2,5 km	Blab(i,ii,iii,iv,v)	EN
Jarabugo	10x10 km	Blab(iii)	EN
	5x5 km	Blab(iii)	EN
	2,5x2,5 km	Blab(iii)	EN
Salinete	10x10 km	Blab(i,ii,iii,iv)	EN
	5x5 km	Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv)	EN
	2,5x2,5 km	Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv)	EN
Pardilla	10x10 km	Blab(i,ii,iii,iv)	VU
	5x5 km	Blab(i,ii,iii,iv)	VU
	2,5x2,5 km	Blab(i,ii,iii,iv)	VU
Trucha	10x10 km	Blab(i,ii,iii,iv)	VU
	5x5 km	Blab(i,ii,iii,iv)	VU
	2,5x2,5 km	Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv)	VU
Boga	10x10 km	--	--
	5x5 km	--	--
	2,5x2,5 km	--	--
Calandino	10x10 km	--	--
	5x5 km	--	--
	2,5x2,5 km	--	--

Cacho	10x10 km	--	--
	5x5 km	--	--
	2,5x2,5 km	--	--
Barbo	10x10 km	--	--
	5x5 km	--	--
	2,5x2,5 km	--	--
Colmilleja	10x10 km	--	--
	5x5 km	--	--
	2,5x2,5 km	--	--

**Desde la década de los 80 del Siglo XX no se capturan ejemplares de esta especie.*

La evaluación definitiva queda registrada para cada taxón según una doble categorización (Tabla VIII.10), una más conservadora tomando la categoría más elevada de las presentadas en las Tablas VIII.8 y VIII.9 y otra, menos conservadora, tomando la más baja. En determinadas especies, la doble categorización es coincidente. En todas las aproximaciones realizadas para evaluar el riesgo de extinción de un taxón siempre hay incertidumbres asociadas a la información disponible. Una de las formas más simples de representar la incertidumbre es especificar la estimación más probable y un rango de valores plausibles (UICN, 2001).

La categoría final (*Categoría de preferencia sensu* UICN 2001) ha sido la más conservadora ya que la mayoría de los taxones analizados presentan declives del rango de distribución superior al 50%; han desaparecido de subcuencas completas, presentan un IDHF superior a 0,5 y/o constituyen poblaciones de bajo número de individuos.

Comentario especial requiere la catalogación CR *posiblemente* EX de la bogardilla (Tablas VIII.8, VIII.9 y VIII.10). Acorde a las recomendaciones para el uso de categorías y criterios de la IUCN (2008), el uso de la categoría Extinta (EX) se realiza únicamente cuando “*no existe duda razonable sobre la muerte de los últimos individuos de la especie*”. A su vez, la catalogación de una especie como Extinta suele arrastrar implicaciones conservacionistas que no benefician la posible recuperación de la misma en caso de haber cometido un error en su catalogación, es común que medidas de protección y gestión sobre especies catalogadas como extintas desaparezcan (IUCN, 2008). Este tipo de error ha ocurrido con algunas especies y ha sido denominado en el contexto anglosajón como “*Romeo error*” (Collar 1998, Butchart *et al.* 2006). De este modo, para especies en las que pueda existir una pequeña duda sobre su extinción, la UICN realiza la recomendación de clasificarlas como en Riesgo Crítico de Extinción (CR) con la etiqueta de “posiblemente Extinta” (CR *posiblemente* EX), es la que aquí damos para esta especie. Esta catalogación se basa en la ausencia de capturas de la especie desde la década de los 80 del siglo pasado. Su desaparición no sólo guarda relación con la destrucción-degradación del hábitat y la presencia de especies exóticas, sino también podría deberse a la pérdida de una de las especies parentales al ser de origen híbrido (I. Doadrio *com. pers.*).

Tabla VIII.10.- Categorías de conservación siguiendo los criterios UICN según evaluaciones más y menos conservadoras; se indica asimismo la extinción constatada en subcuencas (SI/NO y nº de subcuencas desaparecidas) y el valor del Índice de Declive Futuro de Hábitat (IDFH). La última columna refleja la evaluación final para cada especie en la cuenca del Guadalquivir. Ver texto para más explicación.

Taxón	Evaluación	Extinción (Subcuencas) IDFH	Estatus propuesto para la cuenca del Guadalquivir (rango de variación en la categoría)
Bogardilla	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	RE RE	SÍ(2) -- CR posiblemente EX
Anguila	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	CR A2c EN A2cd; Blab(i,ii,iii,iv,v)	SÍ (8) 0,84 CR (CR-EN)
Pardilla oretana	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	CR Blab(iii,iv) CR Blab(iii,iv)	-- 0,45 CR
Jarabugo	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	EN Blab(iii) EN Blab(iii)	NO 0,30 EN
Trucha	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	EN A2ce VU A2cde; Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,v)	SÍ (4) 0,52 EN (EN-VU)
Salinete	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	EN Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv) VU A2ce	SÍ 0,88 EN (EN-VU)
Pardilla	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	VU A2ce; Blab(i,ii,iii,iv) LC	SÍ 0,49 VU (VU-LC)
Boga	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	VU A2ce LC	SÍ(5) 0,62 VU (VU-LC)
Calandino	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	VU A2ce LC	SI 0,61 VU (VU-LC)
Cacho	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	NT LC	SÍ 0,51 NT (NT-LC)
Barbo	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	NT LC	SÍ 0,66 NT (NT-LC)
Colmilleja	(1) <i>Conservadora</i> (2) <i>No Conservadora</i>	NT LC	SÍ 0,70 NT (NT-LC)

VIII.2.- CATEGORÍAS UICN PROPUESTAS.

Las recomendaciones de los documentos para aplicar criterios UICN a nivel regional (UICN, 2003) indican que cualquier publicación debe incorporar, al menos, tres variables para cada taxón evaluado: (1) la categoría de la Lista Roja obtenida a nivel regional, (2) la categoría de la Lista Roja global y (3) la proporción de la población global del taxón que ha sido evaluada. A continuación se presentan unas fichas resumen para cada una de las especies en las que ha podido ser hecha la evaluación. La categoría establecida para Andalucía es la presentada en *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía* (Junta de Andalucía, 2001), la de España es la obtenida del *Atlas y Libro Rojo de los Peces Epicontinentales de España* (Doadrio, 2002) y la Categoría Global es la presentada en la Lista Roja de la UICN (IUCN, 2012).

ANGUILA (*Anguilla anguilla*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: CR A2c

Proporción de la población evaluada: 10% aproximado del rango de distribución nacional

Categoría Andalucía: Lr, nt

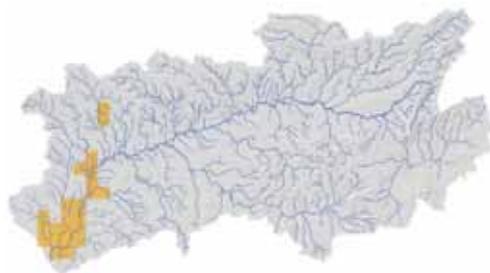
(*Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, 2001)

Categoría España: VU 2cd

(*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*, 2002)

Categoría Global: CR A2bd+4bd

(*Freyhof y Kottelat*, 2010)



PARDILLA (*Iberochondrostoma lemmingii*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: VU A2ce; Blab(i,ii,iii,iv)

Proporción de la población evaluada: 5% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: VU A1,2c

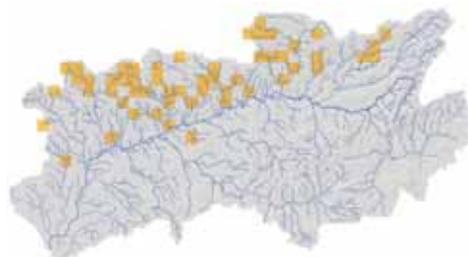
(*Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, 2001)

Categoría España: VU A2ce

(*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*, 2002)

Categoría Global: VU A2ace+3ce

(*Freyhof*, 2011a)



PARDILLA ORETANA O DEL JÁNDULA (*Iberochondrostoma oretanum*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: CR B1ab(iii,iv)

Proporción de la población evaluada: 100% del rango de distribución global

Categoría Andalucía: CR B1ab(iii,iv)

(en el presente trabajo)

Categoría España: CR B1+2ce

(Doadrio y Carmona, 2003)

Categoría Global: CR A2ace; B2ab(ii,iii)

(Carmona y Elvira, 2006)



BOGA (*Pseudochondrostoma willkommii*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: VU A2ce

Proporción de la población evaluada: 35-40% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: VU A1ce

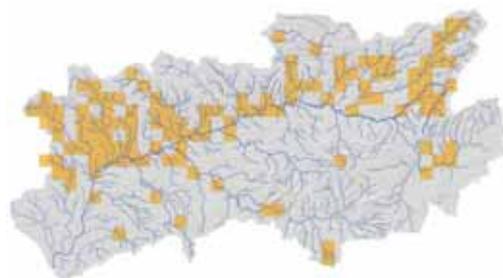
(Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía, 2001)

Categoría España: VU A2ce

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: VU A3ce+4ce

(Crivelli, 2006c)



213

CALANDINO (*Squalius alburnoides*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: VU A2ce

Proporción de la población evaluada: 15-20% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: VU A1ce

(Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía, 2001)

Categoría España: VU A2ce

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: VU A3ce

(Crivelli, 2006d)



BOGARDILLA (*Iberocypris palaciosi*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: CR posibly EX

Proporción de la población evaluada: 100% del rango de distribución global

Categoría Andalucía: CR B1, 2e, 3d

(*Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, 2001)

Categoría España: EN B1+2c

(*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*, 2002)

Categoría Global: CR B1ab(ii,iii)+2ab(ii,iii)

(*Crivelli*, 2006e)



CACHO (*Squalius pyrenaicus*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: NT

Proporción de la población evaluada: 10% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: VU A1ce

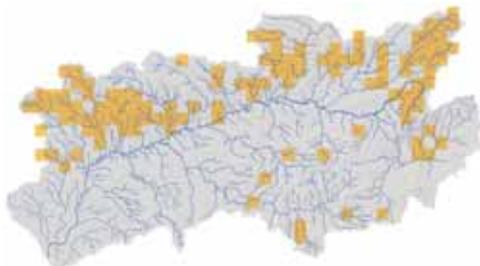
(*Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, 2001)

Categoría España: VU A2ce

(*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*, 2002)

Categoría Global: NE

(*IUCN*, 2012)



BARBO (*Luciobarbus sclateri*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: NT

Proporción de la población evaluada: 40-50% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: (LR, nt)

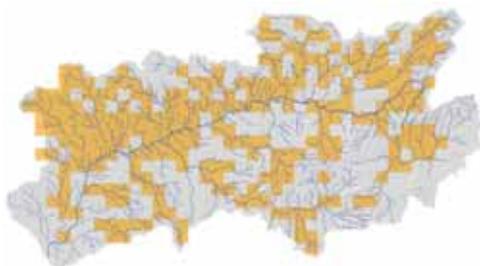
(*Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, 2001)

Categoría España: (LR, nt)

(*Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*, 2002)

Categoría Global: LC

(*Freyhof y Kottelat*, 2008)



JARABUGO (*Anaocypris hispanica*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: EN Blab(iii)

Proporción de la población evaluada: 10-15% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: EN Alace, Bl,2cde

(Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía, 2001)

Categoría España: EN Alace, Bl+2ce

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: EN A2ace

(Crivelli, 2006a)



COLMILLEJA (*Cobitis paludica*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: NT

Proporción de la población evaluada: 15-20% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: VU Alce

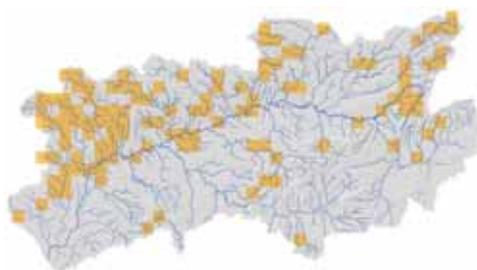
(Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía, 2001)

Categoría España: VU A2ce

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: VU A2ce+3ce

(Crivelli, 2006f)



TRUCHA (*Salmo trutta*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: EN A2ce

Proporción de la población evaluada: <5% del rango de distribución nacional

Categoría Andalucía: EN Ale

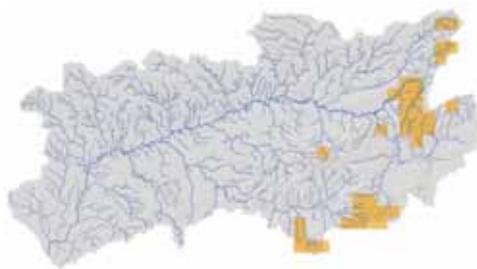
(Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía, 2001)

Categoría España: VU cde

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: LC

(Freyhof, 2011b)



SALINETE (*Aphanius baeticus*)

Categoría Cuenca del Guadalquivir: EN Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv)

Proporción de la población evaluada: 60% aproximado del rango de distribución global

Categoría Andalucía: CR

(Doadrio et al., 2002)

Categoría España: EN A1ce; B1+2bcd

(Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España, 2002)

Categoría Global: EN A2ce

(Crivelli, 2006b)



Con la constatación de la presencia del jarabugo y el descubrimiento de la pardilla oretana, la biodiversidad de la cuenca del Guadalquivir ha incrementado en dos especies en los últimos 10 años. En el lado opuesto casi se puede dar por extinguida una especie, la bogardilla. Si a esta pérdida se le suma la desaparición del espinosillo por los años 70 del siglo pasado y la del esturión y sábalo en la década de los 50-60, la cuenca ha perdido cuatro especies en menos de 100 años.

216

El estado actual del resto de la comunidad de supervivientes no se encuentra en muy buen estado de conservación. Las evaluaciones muestran que el 76.9% de las especies se encuentran entre las tres principales categorías de amenazas (CR, EN, VU), incluyendo la posible extinción de la bogardilla (CR posiblemente EX).

Los datos obtenidos muestran la dirección que pueden tomar los acontecimientos en el futuro. Llama la atención el mayor porcentaje de cuadrículas con 0 especies en la distribución actual y los descensos generalizados tanto en la Extensión de la Presencia como en el Área de Ocupación. Varias especies han desaparecido de cuencas enteras, que puede entenderse como pérdidas completas de poblaciones de una especie. Un caso claro de erosión del pool genético. Todo ello refleja una clara tendencia a la disminución en el conjunto de la comunidad de peces fluviales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir.

Este paupérrimo estado de conservación debe ser considerado cuanto antes por los responsables de la conservación del patrimonio natural pues se trata de un segmento importante de la biodiversidad andaluza y europea además de un buen indicador de la calidad biológica de nuestros ríos.

IX. PRINCIPALES ÁREAS FLUVIALES
PARA PROTEGER LAS COMUNIDADES
DE PECES AUTÓCTONOS EN LA
CUENCA DEL GUADALQUIVIR.



IX. PRINCIPALES ÁREAS FLUVIALES PARA PROTEGER LAS COMUNIDADES DE PECES AUTÓCTONOS EN LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR.

Teniendo presente que la protección del hábitat es fundamental para la conservación de las comunidades de peces, un objetivo central en este estudio ha sido la identificación, caracterización y cartografiado de las áreas fluviales más sobresalientes de la cuenca del Guadalquivir cuya conservación asegurarían la permanencia en el tiempo de las poblaciones de peces autóctonos.

Para ello se ha utilizado un índice (VA) que identifica los tramos prioritarios para la conservación (Filipe *et al.*, 2004). Su principal característica es que integra no sólo la ictiofauna que habita en un momento dado un tramo concreto, sino también el potencial de éste en cuanto a sus condiciones ambientales, para albergar diversas especies. Dicho potencial se cuantifica mediante modelos predictivos de la probabilidad de presencia de las distintas especies de acuerdo a un rango amplio de variables ambientales predictoras.

219

El índice VA responde a la siguiente fórmula:

$$VA_j = \sum_{k=1}^S (P_{kj} \times VS_k)$$

El Valor de conservación de cada especie (VS_k) se establece según la fórmula:

$$VS_k = \left[a \frac{1/O_k}{\sum_{i=1}^S 1/O_i} + b \frac{1/\ln T_k}{\sum_{i=1}^S 1/\ln T_i} + c \frac{1/E_k}{\sum_{i=1}^S 1/\ln E_i} \right] \times 100$$

<p>Distribución</p> <p>Nº zonas donde está presente la especie</p> <hr/> <p>Nº zonas ocupadas por todas las especies (autóct.)</p>	<p>Densidad</p> <p>Densidad media de la especie</p> <hr/> <p>Suma de ln-densidad de todas las especies</p>	<p>Endemicidad</p> <p>Pres. grandes cuencas peninsulares de la especie</p> <hr/> <p>Suma de ln-presencia de todas las especies en las grandes cuencas</p>
---	---	--

- Distribución: es la proporción de tramos donde la especie está presente respecto a todos los tramos con presencia de peces autóctonos.
- Densidad: densidad media de cada especie teniendo en cuenta todos los tramos.
- Endemicidad: el valor de endemicidad de cada especie se ha calculado según el número de grandes cuencas de la Península Ibérica donde está presente.
- a , b y c son constantes para cada uno de los términos, que se pueden ajustar según se quiera dar más énfasis a la conservación de especies con distribución restringida, con número bajo de individuos o de elevada endemicidad. En nuestro caso se ha optado por considerar igualmente relevantes estos tres aspectos de la “rareza” de una especie y dar el mismo peso a cada uno de los términos.

El segundo término consiste en calcular la Probabilidad de presencia de cada especie en cada zona [P_{kj} , probabilidad (P) de encontrar la especie k en el tramo j]. Esta probabilidad se obtiene de construir, para cada especie, modelos de regresión logística cuya variable dependiente está formada por 0 (ausencia de la especie) y 1 (presencia). Estos modelos, además, nos permiten identificar las variables a escala de paisaje que mejor predicen la presencia de cada una de las especies.

Para obtener estos modelos, se emplearon las mismas 40 variables que para la obtención de los de diversidad (ver capítulo V), y la misma metodología, con modelos de regresión múltiple por pasos hacia delante (*forward stepwise*), con la salvedad de que esta vez la variable dependiente (la variable a explicar) es una variable binomial, de presencia-ausencia de la especie (0/1), por lo que se debe emplear regresión logística.

Esta metodología pudo ser aplicada a la margen derecha, por desgracia, la escasez de peces de la margen izquierda impidió desarrollar modelos estadísticamente fiables y por consiguiente estimar el índice VA. Solamente se pudo desarrollar el modelo predictivo de presencia-ausencia para el barbo, que se presenta junto al de la margen derecha a efectos comparativos. Sólo la trucha y el salinete se presentaron en la margen izquierda como especies sensibles, por lo que a los tramos donde estaban presentes también se les asignó el valor máximo de VA a pesar de que, como acabamos de decir, dicho índice no pudo ser calculado.

En la Tabla IX.1 se muestra el Valor de Conservación (VS) de las especies autóctonas de la margen derecha del Guadalquivir. En ella destaca claramente la pardilla oretana, especie endémica del Jándula, capturada en un único tramo. Le siguen tres especies: jarabugo, trucha y anguila, de distribución muy restringida y, en el caso del jarabugo, con alto grado de endemicidad. Las restantes especies presentan valores de conservación claramente más bajos y más parecidos, si bien los de la pardilla y, en menor medida, la boga son algo superiores al resto.

Tabla IX.1.- Valor de conservación (VS) de las especies autóctonas capturadas en la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir

ESPECIE	VALOR DE CONSERVACIÓN (VS)
Pardilla oretana	257,56
Anguila	12,74
Jarabugo	11,61
Trucha común	7,42
Boga	4,42
Pardilla	4,13
Barbo común	3,41
Calandino	3,27
Colmilleja	3,12
Cacho	3,02

Dado el alto valor de conservación de la pardilla oretana, anguila, trucha, y jarabugo y el hecho de que no se pudieran calcular modelos de probabilidad de ocurrencia para estas especies debido a su escasez, se decidió asignar, al igual que para la margen izquierda, el máximo valor de VA a todos los tramos donde estas especies estaban presentes.

En esta margen derecha, los modelos se desarrollaron para seis especies: barbo, calandino, cacho, boga, colmilleja y pardilla. En todos los casos se estudió la autocorrelación espacial de los residuos calculando la I de Moran con respecto a una matriz de distancias reticulares (a lo largo del continuo fluvial) entre todos los tramos. Se estimó el poder de predicción de los modelos confrontando la probabilidad de ocurrencia de cada especie con el valor real observado. De esta manera se estimaron el porcentaje de casos correctamente clasificados (PCC) y la Sensibilidad (*Sensitivity*, el porcentaje de casos de presencia real que son clasificados correctamente por el modelo) y Especificidad (*Specificity*, el porcentaje de casos de ausencia real de la especie que son correctamente clasificados por el modelo).

El valor de la I de Moran obtenido para la distribución espacial de los residuos de los modelos fue muy baja en todos los casos ($I \text{ de Moran} < 0,05$), y los correlogramas obtenidos no mostraron ningún patrón relevante. Por lo tanto, podemos concluir que los resultados de los modelos obtenidos no están influenciados por consideraciones espaciales, por lo que no es necesario ningún tipo de ajuste en ese sentido. Los modelos desarrollados mostraron un elevado poder de predicción de la presencia de estas especies con valores comprendidos entre 70% y 80% (Tabla IX.2).

Tabla IX.2.- Estadísticos del poder de predicción de cada uno de los modelos para cada especie. PCC: Porcentaje de casos correctamente clasificados; Sensitivity: porcentaje de casos de presencia real que son clasificados correctamente por el modelo. Specificity: porcentaje de casos de ausencia real de la especie que son correctamente clasificados por el modelo.

Especie	Nº presencias	Nº ausencias	PCC	Sensitivity	Specificity
Barbo	238	215	80	80	80
Calandino	144	309	78	90	72
Cacho	148	305	75	79	72
Boga	102	351	79	87	77
Colmilleja	101	352	70	86	66
Pardilla	70	383	78	93	75

La Tabla IX.3 muestra las variables más importantes, incorporadas en los modelos para las distintas especies. Es importante hacer notar que diversas variables a escalas superiores a las de tramo influyen en la probabilidad de ocurrencia de las especies autóctonas y que algunas variables influyentes medidas a escala de tramo, como el número de embalses aguas arriba o el número de obstrucciones transversales aguas abajo, hacen en realidad referencia a fenómenos que ocurren fuera del tramo en sí y sobre una mayor extensión espacial.

Una segunda consideración es la alta frecuencia de variables que reflejan impactos humanos en muchos de los modelos, por ejemplo los usos del suelo, grado de erosión y presencia de embalses y perturbaciones transversales, junto a otras que miden parámetros ecológicos naturales. Por tanto, la acción humana aparece como un factor influyente que modela la distribución de los peces nativos de la cuenca del Guadalquivir.

Tabla IX.3- Variables que determinan la probabilidad de ocurrencia de las especies autóctonas según los modelos de regresión logística y su efecto sobre la probabilidad de presencia de cada especie

	Barbo	Calandino	Cacho	Boga	Colmilleja	Pardilla
Subcuena						
T_Tipo Río						
DP_PCA 5 - Usos del suelo			POSITIVO			
DP_Pendiente Media			NEGATIVO			
S_Pendiente Media	NEGATIVO				NEGATIVO	
S_Sinuosidad	POSITIVO					
T_orden		POSITIVO		POSITIVO		
T_Distancia al Guadalquivir		POSITIVO			POSITIVO	POSITIVO
T_Nº embalses aguas arriba		NEGATIVO	NEGATIVO			NEGATIVO
T_Alitudud	NEGATIVO	NEGATIVO		NEGATIVO	NEGATIVO	
T_Superficie Tramo (m²)	POSITIVO			POSITIVO	POSITIVO	POSITIVO
T_Distancia al Nacimiento	POSITIVO					POSITIVO
T_Precipitación			POSITIVO			
T_Obstrucciones transversales						NEGATIVO
T_PCA2 - Erosión en el tramo				POSITIVO		
T_PCA 3-Usos del suelo					POSITIVO	
T_Calidad Fisicoquímica del agua				NEGATIVO		NEGATIVO
Nº total de variables	6	6	6	7	7	8

IX.1. MODELOS DE PRESENCIAS DE LAS ESPECIES MEJOR REPRESENTADAS.

BARBO (*Luciobarbus sclateri*).

El modelo para el barbo en la margen derecha incluye 6 variables, 1 categórica (Subcuenca) y 5 continuas (Tabla IX.4). De éstas, dos están medidas a escala de segmento fluvial (pendiente media y sinuosidad) y tres a escala de tramo, aunque la distancia al nacimiento refleja la posición del tramo en el continuo fluvial. De naturaleza más claramente local son el efecto del tamaño del tramo muestreado y la altitud. Por tanto, en la probabilidad de ocurrencia del barbo influyen factores que actúan a varias escalas espaciales.

Es destacable que aparezca la distancia al nacimiento como muy relevante (Figura IX.1), una variable que refleja la posición relativa del tramo en el continuo fluvial y la matriz de paisaje. Junto con los aportes de las variables a la escala de segmento y área de drenaje, queda claro que, en conjunto, son factores que operan a escalas espaciales por encima del tramo los principales determinantes de la presencia/ausencia del barbo.

Tabla IX.4.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de presencia del barbo en la margen derecha.

	Estima	Error Estándar	Wald stat.	p
Subcuenca				
S_Pendiente media	-0,672	0,118	8,68005	0,003217
S_Sinuosidad	0,201	0,105	8,39346	0,003766
T_Distancia nacimiento	0,6402	0,145	13,82886	0,000200
T_Altitud	-0,1141	0,170	4,47426	0,034409
T_Superficie tramo	0,6993	0,149	6,29322	0,012120

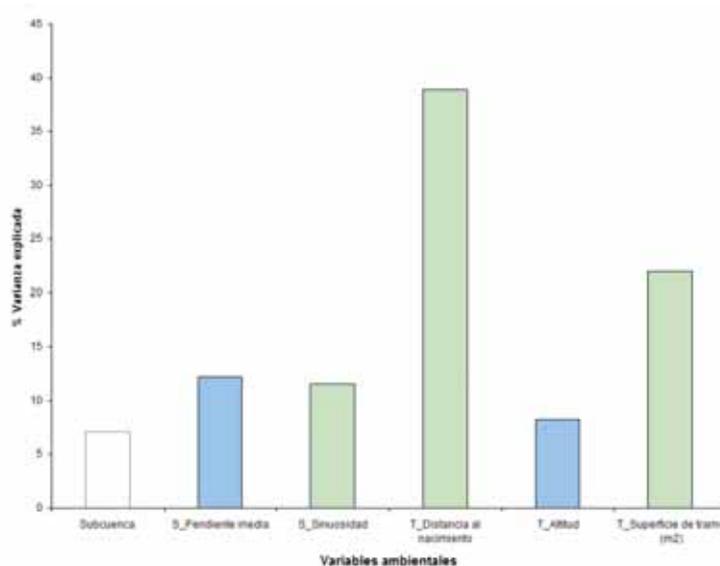


Figura IX.1.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de barbo en la margen derecha. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva, y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

En cuanto a la importancia de las variables concretas seleccionadas por el modelo, a escalas más pequeñas, el aumento de la pendiente media del segmento tiene un efecto negativo sobre la probabilidad de presencia de barbo. Cuando la sinuosidad, aumenta, el barbo parece verse favorecido, tal vez porque aumenta la disponibilidad de refugios en el cauce. Cuanto mayor es la distancia al nacimiento, mayor es la probabilidad de encontrar barbo, y esta tendencia parece ser muy importante (Figura IX.1). La superficie del tramo tiene una influencia positiva, pues cuanto mayor superficie, mayor probabilidad de encontrar barbo. La altitud tiene una influencia negativa en la presencia del barbo, pudiendo estar relacionada con la tendencia de la especie a vivir en tramos medios y bajos de los cursos fluviales muestreados.

Los resultados obtenidos para la margen izquierda fueron semejantes, en lo esencial, a los de la derecha, pero con una relevancia aún menor de las características estrictamente locales. El modelo predictivo de la presencia del barbo incluyó 4 variables, 1 categórica (Subcuenca) y 3 continuas (Tabla IX.5). El poder de predicción de este modelo fue alto, con un 87,4% de *Sensitivity* (predicción de presencias) y 81,3% de *Specificity* (predicción de ausencias). Una vez más, los factores biogeográficos reflejados por la variable Subcuenca se presentan como los más relevantes para explicar la presencia de la especie, seguidos por el orden del tramo, una medida de la posición relativa del mismo en el continuo fluvial (Figura IX.2). Al igual que en la margen derecha, la probabilidad de encontrar barbo aumenta con el desarrollo natural altitudinal de los ríos, pues aparece más en zonas con mayor orden y menos pendiente media. Los usos del suelo a escala de drenaje al tramo aparecen en este caso como determinantes de la presencia de barbo, y en la margen izquierda esta especie se ve claramente favorecida por usos más naturales y menos humanizados (extremo positivo del eje 1 del PCA 5.1).

Tabla IX.5.- Variables seleccionadas por el modelo predictivo de presencia del barbo en la margen izquierda

	Estimate	Standard Error	Wald Stat.	p
Subcuenca				
DP_Pendiente media	-0,20978	0,074	8,11724	0,004385
DP_PCA5.1-Usos del suelo	0,32533	0,116	7,83915	0,005113
T_orden	0,79106	0,127	38,55348	0,000000

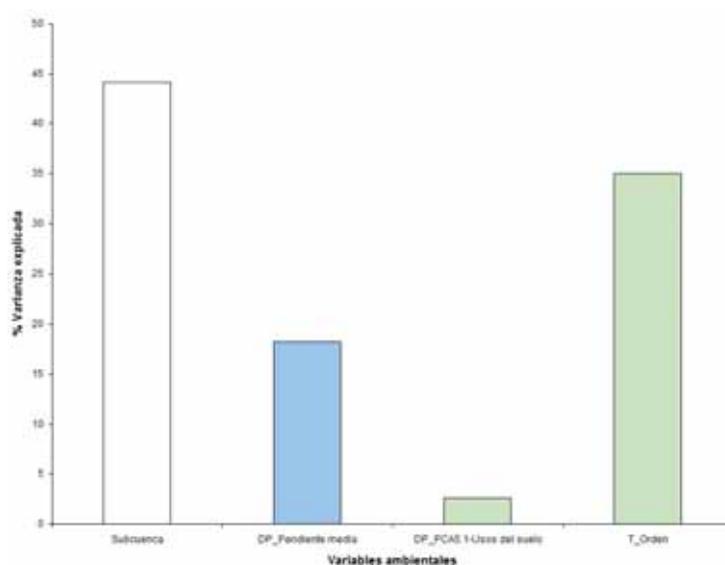


Figura IX.2.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de barbo en la margen izquierda. La barra blanca indica variable categórica, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva, y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

CALANDINO (*Squalius alburnoides*).

El modelo para el calandino incluye 6 variables, 2 categóricas (Subcuenca y Tipo de río) y 4 continuas (Tabla IX.6). Las variables continuas incluidas en el modelo operan, nominalmente, a escala de tramo, aunque orden, distancia al Guadalquivir y número de embalses aguas arriba reflejan fenómenos que ocurren a escalas espaciales superiores al tramo en sí. Estas variables son precisamente los principales determinantes de la presencia de la especie, como refleja el diagrama de partición de la varianza del modelo (Figura IX.3). El efecto de la altitud sí es de índole más local. Como en el caso del barbo, los factores que determinan la presencia del calandino actúan a más de una escala espacial, y las variables más importantes para esta especie reflejan características y procesos a escalas espaciales amplias.

Tabla IX.6.- Modelo predictivo de presencia del calandino

	Estima	Error Estándar	Wald stat	p
Subcuenca				
Tipo Río				
T_orden	0,9570	0,34	7,97119	0,004753
T_Distancia al Guadalquivir	0,0001	0,00	26,56541	0,000000
T_Embalses aguas arriba	-0,7547	0,22	11,66104	0,000638
T_Altitud	-0,0187	0,00	27,10251	0,000000

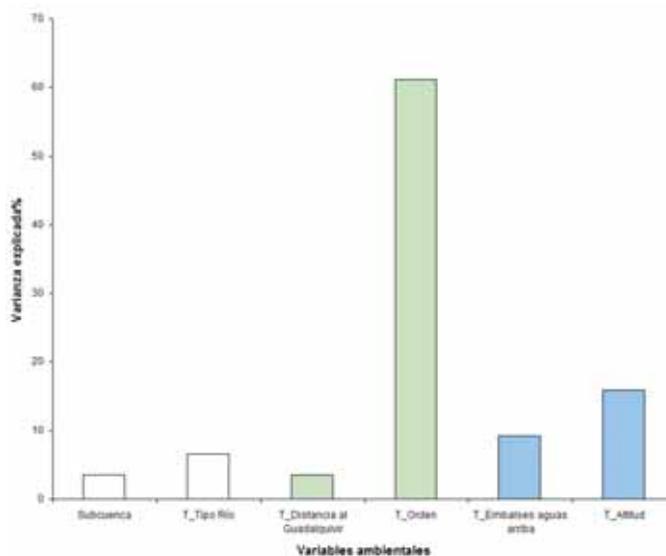


Figura IX.3.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de calandino. Las barras blancas indican variables categóricas, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

El Calandino se distribuye prácticamente por toda la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir. Al igual que para el barbo el impacto humano modula su presencia de manera muy relevante. La existencia de embalses aguas arriba de un tramo hace que disminuya la probabilidad de que la especie aparezca en él.

Un análisis detallado muestra que la distancia al cauce principal del Guadalquivir no parece afectar demasiado a esta especie inicialmente, pero según nos alejamos de él (y por lo tanto nos acercamos al nacimiento), la probabilidad de encontrar calandino disminuye ligeramente.

CACHO (*Squalius pyrenaicus*).

El modelo para el cacho incluye un total de 6 variables, 2 categóricas (Subcuenca y Tipo de río) y 4 continuas, dos a escala de área de drenaje y dos a escala de tramo (Tabla IX.7). Como en el caso del barbo, la presencia del cacho está modulada por factores a todas las escalas espaciales definidas en este estudio y aquellos a escalas más amplias tienen papeles importantes. La Figura IX.4 que muestra la proporción de varianza que explica cada variable nos indica una vez más la relevancia de variables como el número de embalses aguas arriba del tramo, los usos del suelo en el área de drenaje y el tipo de río, que reflejan procesos a una escala superior a la de tramo.

Tabla IX.7.- Modelo predictivo de presencia del cacho

	Estima	Error Estándar	Wald stat	p
Tipo Río				
Subcuenca				
DP_Pendiente media	-0,5218	0,12	17,69903	0,000026
DP_PCA 5 - Usos del suelo	0,5466	0,18	9,28191	0,002314
T_Embalses aguas arriba	-1,2599	0,33	14,25010	0,000160
T_Precipitación	0,0088	0,00	7,52275	0,006092

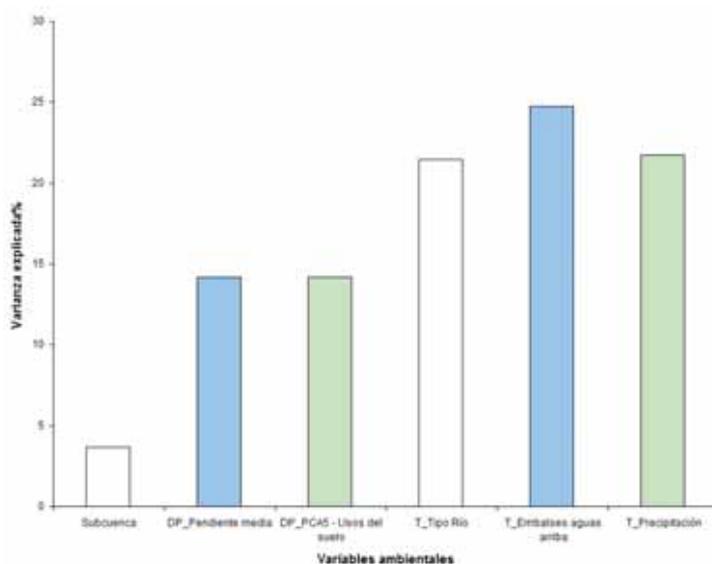


Figura IX.4.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de cacho. Las barras blancas indican variables categóricas, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

Destaca la importancia de dos variables que reflejan la acción antrópica a dos escalas diferentes (DP_PCA5-Usos del suelo y T_Embalses aguas arriba). El cacho se ve afectado negativamente por las perturbaciones antrópicas, que incluyen elementos como obstrucciones en el cauce, embalses, captaciones de agua, etc. y también es negativa su relación con los usos del suelo humanizados, prefiriendo las zonas más naturales (relación positiva con el eje del PCA5).

Al igual que para barbo y calandino, un menor número de embalses aguas arriba del tramo aumenta la probabilidad de encontrar cacho en dicho tramo. La pendiente media de la zona que drena al tramo tiene un efecto negativo, semejante al ejercido por la pendiente media del segmento sobre el barbo, por lo que cuanto menor sea la pendiente, mayor probabilidad habrá de encontrar cacho.

Por último, un rasgo distintivo entre los factores que modulan la presencia de cacho es la relación positiva de esta especie con la precipitación media.

BOGA (*Pseudochondrostoma willkommii*).

El modelo para la boga incluye 7 variables, 2 categóricas (Subcuenca y Tipo de río) y 5 continuas (Tabla IX.8). Como en otros casos, se aprecia la influencia de variables a varias escalas. A escala local la presencia de boga está fuertemente influenciada por variables recogidas a escala de tramo, la más importante es el orden del Tramo, que, como ya hemos mencionado, mide la situación relativa del mismo a lo largo del río y no sólo refleja características locales (Figura IX.5).

El Tipo de Río es importante para la boga, siendo más probable encontrar boga en el Tipo de Río 8 (Ríos de aguas poco mineralizadas en la media-baja montaña mediterránea); Tipo 9 (Ríos de aguas de elevada mineralización en la media-baja montaña mediterránea) y Tipo 6 (Ríos de aguas poco mineralizadas en la baja montaña mediterránea).

Tabla IX.8 - Modelo predictivo de presencia de la boga.

	Estima	Error Estándar	Wald stat.	p
Tipo Río				
Subcuenca				
T_orden	1,4744	0,47	9,75634	0,001787
T_Altitud	-0,0054	0,00	2,75785	0,096778
T_Superficie del tramo	0,0013	0,00	4,49496	0,033995
T_PCA2-Erosión en el tramo	0,3795	0,37	1,07251	0,300379
T_Calidad fisicoquímica	-0,2014	0,27	0,54614	0,459901

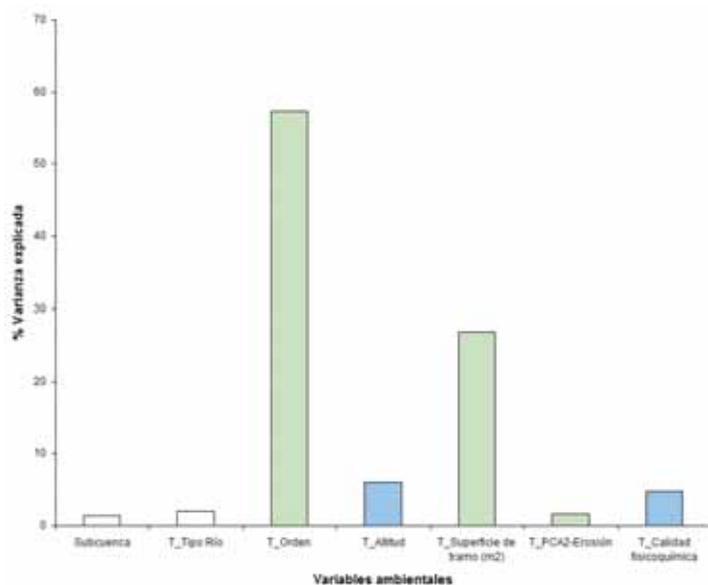


Figura IX.5.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de boga. Las barras blancas indican variables categóricas, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules negativa sobre la variable dependiente.

La boga prefiere zonas con una mayor estabilidad y menor riesgo de erosión (relación positiva con T_PCA2-Erosión en el tramo) y una mayor calidad del agua (valores más bajos de la variable T_Calidad fisicoquímica, relación negativa). La relación positiva con el orden sugiere que es mucho más probable encontrar bogas en tramos bajos, y también en tramos más grandes.

COLMILLEJA (*Cobitis paludica*).

El modelo para colmilleja incluye 7 variables, 2 categóricas y 5 continuas a distintas escalas espaciales (Tabla IX.9), aunque hay un mayor predominio de las variables que reflejan condiciones locales del tramo muestreado (a diferencia de lo que ocurría con las especies anteriores), tendencia que se ve corroborada al efectuar la partición de la varianza del modelo (Figura IX.6).

Tabla IX.9.- Modelo predictivo de presencia de la colmilleja

	Estima	Error Estándar	Wald stat	p
Subcuenca				
Tipo Río				
S_Pendiente media	-1,0818	0,41	6,833907	0,008944
T_Distancia al Guadalquivir	0,0000	0,00	3,283061	0,069998
T_Altitud	-0,0093	0,00	5,257252	0,021856
T_Superficie del tramo (m ²)	0,0001	0,00	0,112850	0,736923
T_PCA3-Usos del suelo	0,3467	0,18	3,568997	0,058868

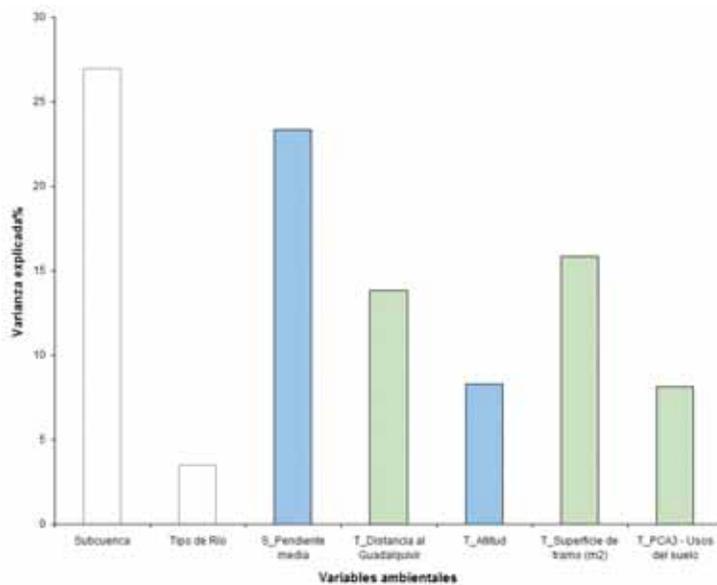


Figura IX.6.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de colmilleja. Las barras blancas indican variables categóricas, las grises variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules negativa sobre la variable dependiente.

Las condiciones locales de la Subcuenca son bastante importantes para la colmilleja, recogiendo una gran cantidad de la variabilidad explicada por el modelo, lo que sugiere que es un pez que se ve fuertemente influenciado por las condiciones geográficas específicas de la subcuenca.

La relación negativa con la altitud sugiere que es más probable su presencia en zonas de curso intermedio y pendientes suaves. Existe además una relación positiva con la superficie del tramo, lo que puede ser debido al efecto de un mayor esfuerzo de muestreo.

Las características del hábitat terrestre directamente contiguo al tramo son también importantes para la colmilleja, como refleja la relación positiva con el eje del PCA 3, que en una exploración más detallada sugiere que no le son favorables las zonas cerradas de bosque, pero tampoco la urbanización o humanización extrema. Esto puede deberse a que las condiciones en zonas con usos poco humanizados no sean las idóneas para esta especie. Por ejemplo, las temperaturas del agua en las zonas de bosque pueden ser más bajas dada la menor insolación, y la naturaleza termófila de la colmilleja puede que le haga preferir zonas más abiertas, que a menudo coinciden con zonas con un impacto humano de carácter intermedio. Quizás también estas zonas, ligeramente humanizadas, generen sustratos finos, por lo que esta especie, típica de sustratos blandos, se vea favorecida.

En cuanto al Tipo de Río, tiene una influencia moderada. Lo más destacable es que los tramos de Tipo 2 (Ríos bajos de aguas de elevada mineralización en ambiente mediterráneo) y Tipo 12 (Ríos de aguas poco mineralizadas en la alta montaña mediterránea) no le son favorables.

La relación negativa con la altitud indica que la especie es más difícil encontrarla en tramos altos. La distancia al cauce principal influye también significativamente, la especie tiende a estar presente en tramos más alejados del cauce principal, quizás esto guarde relación con mayor presencia de predadores exóticos en los tramos bajos y más próximos al cauce principal.

PARDILLA (*Iberochondrostoma lemmingii*).

El modelo que predice la presencia de la Pardilla incluye 8 variables, 2 categóricas y el resto continuas. Salvo la identidad de la Subcuenca, todas las demás corresponden a la escala de tramo, aunque algunas como embalses aguas arriba y obstrucciones recojan más información que la estrictamente local (Tabla IX.10). La inclusión en el modelo de la variable Subcuenca refleja la restringida distribución de la pardilla, pues se encuentra casi exclusivamente en la margen derecha del Guadalquivir.

En las zonas donde la pardilla está presente, es muy marcada la influencia negativa de variables antrópicas como la presencia de embalses aguas arriba del tramo, las obstrucciones en el cauce y la calidad fisicoquímica del agua. También existe una ligera tendencia a que la especie aparezca si la superficie muestreada es más grande, y según la influencia de las variables de distancia al nacimiento y al Guadalquivir parece preferir los tramos medios del río (Figura IX.7). La mayor presencia de la especie conforme nos alejamos del cauce principal del Guadalquivir, sugiere una situación parecida a la colmilleja, tiende a alejarse de cursos bajos y próximos al cauce principal donde proliferan piscívoros exóticos. Estos factores y el patrón de distribución de la pardilla nos sugieren que puede ser una especie especialmente susceptible a la fragmentación causada por embalses y obstrucciones en el cauce, y puede que sea este el motivo por el cual sólo permanece en unas pocas subcuencas de la margen derecha del Guadalquivir.

Tabla IX.10.- Modelo predictivo de presencia de la pardilla

	Estima	Error Estándar	Wald stat.	p
Subcuenca				
T_Tipo Río				
T_Distancia al nacimiento	0,000025	0,00	1,29042	0,255971
T_Distancia al Guadalquivir	0,000046	0,00	9,62577	0,001919
T_Embalses aguas arriba	-1,487251	0,59	6,41829	0,011295
T_Obstrucciones transversales	-0,358547	0,19	3,52062	0,060610
T_Superficie tramo	0,001210	0,00	5,00162	0,025324
T_Calidad fisicoquímica	-0,333576	0,40	0,70592	0,400802

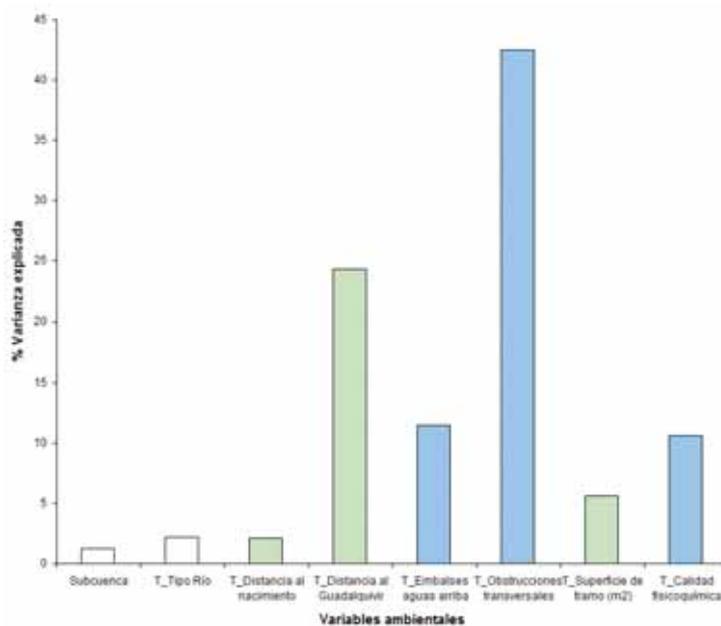


Figura IX.7.- Porcentaje de la varianza total que explica cada variable incluida en el modelo final para la presencia de pardilla. Las barras blancas indican variables categóricas, las verdes variables continuas que tienen una influencia positiva y las azules una influencia negativa sobre la variable dependiente.

IX.2. ESPECIES DE INTERÉS ESPECIAL.

En la cuenca del Guadalquivir se encuentran algunas especies de alto interés para la conservación dada su rareza, grado de endemidad y/o estado de conservación, pero que por su propia escasez (están presentes en menos del 5% de los tramos muestreados) no es viable derivar modelos predictivos de presencia/ausencia para ellas.

A continuación se comentan sus características más notables.

- Jarabugo (*Anaecypris hispanica*): El Jarabugo está presente sólo en la margen derecha, y más concretamente en la subcuenca del Bembézar (16), en un total de 12 tramos, lo que supone un 22.6% de los tramos muestreados en esta subcuenca.
- Anguila (*Anguilla anguilla*): La anguila es extraordinariamente escasa en la cuenca del Guadalquivir. Sólo se encontró en 9 tramos, 4 de ellos en la subcuenca del Guadiato (14), en la margen derecha. Sin embargo en dicha subcuenca se tiene constancia de que las anguilas pescadas proceden de escapes de una antigua piscifactoría. Las anguilas presentes en los otros 5 tramos se reparten entre las subcuencas 21 (2 tramos), 22.4 (1 tramo) y 23 (1 tramo) y 37 (Guadaira), esta última en la margen izquierda. La subcuenca 21 (Viar) es en la que se capturan un mayor número de anguilas silvestres (7).
- Trucha común (*Salmo trutta*): La trucha está presente en un total de 36 tramos de la cuenca del Guadalquivir. Todos ellos cursos de montaña con aguas frías y bien oxigenadas. Diez de estos tramos están en la subcuencas 1.1 y 1.2 (Tranco), y también en la 3 (Guadalimar), de la margen derecha. El resto de tramos son de la margen izquierda, pertenecientes a las subcuencas 26.4 (Tranco-Guadiana Menor), 27 (Guadiana menor) y 33 (Genil). En ningún caso hay trucha si existe el más mínimo indicio de contaminación o baja calidad del agua. Es preciso hacer notar que estas poblaciones andaluzas muestran una identidad genética distintiva y claramente diferenciada de la mayor parte de las de la Península y, en mayor medida Europa. De ahí su especial valor de conservación, dado su carácter único (Almodóvar *et al.*, 2007).
- Salinete (*Aphanius baeticus*): El salinete es una especie muy escasa de la cuenca del Guadalquivir. En el presente estudio sólo se ha registrado en un tramo de la subcuenca 40,1 (Guadalquivir hasta la desembocadura, cuenca del Arroyo Salado).
- Pardilla oretana (*Iberochondrostoma oretanum*): De esta especie tan sólo se han capturado dos ejemplares, en único tramo de la subcuenca 9 (Jándula), en el río Robledillo.

IX.3. VALOR DE CONSERVACIÓN (VA).

Como ya se ha comentado, el valor de conservación (VA) es un índice que nos permite tener en cuenta la categoría de amenaza de las especies, incluir datos actualizados de su distribución y calcular las zonas más adecuadas para la conservación de acuerdo con su potencialidad. De esta manera se elimina el riesgo de implementar acciones de conservación en zonas que están demasiado degradadas, y se maximiza la eficacia de estas acciones para todas las especies. El inconveniente de este índice es su alta exigencia desde el punto de vista de la información que requiere y su complejidad a la hora de calcularlo. Sin embargo, una vez hecho el esfuerzo inicial, los modelos predictivos para cada especie nos permiten aplicarlo directamente incluso en lugares donde no se ha muestreado tan intensamente, siempre y cuando la comunidad de peces y las condiciones ambientales sean razonablemente parecidos.

En la Tabla IX.11 se presentan los resultados del VA para las subcuencas de la margen derecha del Guadalquivir.

Tabla IX.11.- Porcentaje de tramos según valores del índice VA por subcuencas. A los tramos en los que está presente alguna de las especies más raras: anguila, trucha común, jarabugo, pardilla oretana o salinete, se les dio el máximo valor.

Subcuenca	Cód.	VA					Valor máximo
		[0-4,12]	(4,12-7,77]	(7,77-10,58)	(10,58-13,50)	(13,50-19,60)	
Tranco	1.1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
Tranco	1.2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00
Tranco	1.3	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tranco	1.4	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tranco-Guadalimar	2.2	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Guadalimar	3	26,67	27,62	10,48	15,24	14,29	5,71
Guadalimar-Rumblar	6	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rumblar	7	0,00	50,00	25,00	25,00	0,00	0,00
Jándula	9	0,00	9,68	29,03	32,26	25,81	3,23
Yeguas	10	5,00	15,00	20,00	15,00	45,00	0,00
Yeguas-Guadalmellato	11.1	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Yeguas-Guadalmellato	11.2	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Yeguas-Guadalmellato	11.3	28,57	28,57	35,71	0,00	7,14	0,00
Yeguas-Guadalmellato	11.4	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00
Yeguas-Guadalmellato	11.5	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00	0,00
Guadalmellato	12	5,56	33,33	22,22	38,89	0,00	0,00

Tabla IX.II.- Porcentaje de tramos según valores del índice VA por subcuencas. A los tramos en los que está presente alguna de las especies más raras: anguila, trucha común, jarabugo, pardilla oretana o salinete, se les dio el máximo valor.

Subcuenca	Cód.	VA					Valor máximo
		[0-4,12]	(4,12-7,77]	(7,77-10,58)	(10,58-13,50)	(13,50-19,60)	
Guadalmellato-Guadiato	13.1	0,00	0,00	0,00	50,00	50,00	0,00
Guadalmellato-Guadiato	13.2	0,00	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00
Guadalmellato-Guadiato	13.3	33,33	66,67	0,00	0,00	0,00	0,00
Guadiato	14	38,46	50,00	7,69	3,85	0,00	0,00
Guadiato-Bembézar	15.1	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Guadiato-Bembézar	15.2	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
Bembézar	16	0,00	8,70	17,39	32,61	15,22	26,09
Retortillo	17	0,00	0,00	9,09	45,45	45,45	0,00
Retortillo-Huesna	18.1	25,00	50,00	25,00	0,00	0,00	0,00
Retortillo-Huesna	18.2	0,00	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Retortillo-Huesna	18.3	0,00	0,00	0,00	100,00	0,00	0,00
Huesna	19	0,00	22,73	22,73	22,73	31,82	0,00
Huesna-Viar	20	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Viar	21	0,00	34,29	22,86	20,00	17,14	5,71
Viar-Rivera Huelva	22.1	0,00	0,00	50,00	50,00	0,00	0,00
Viar-Rivera Huelva	22.2	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Viar-Rivera Huelva	22.4	0,00	0,00	50,00	0,00	50,00	0,00
Rivera Huelva	23	0,00	5,26	15,79	31,58	44,74	2,63
Rivera Huelva-Guadamar	24.1	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Guadamar	25	28,57	23,81	9,52	14,29	23,81	0,00
La Rocina	41	100,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Finalmente, la Figura IX.8 muestra los valores de VA por tramo muestreado en la margen derecha. Para la margen izquierda sólo se han podido determinar los tramos correspondientes a la máxima categoría del VA (aquellos en los que existe presencia de alguna de las especies más raras).

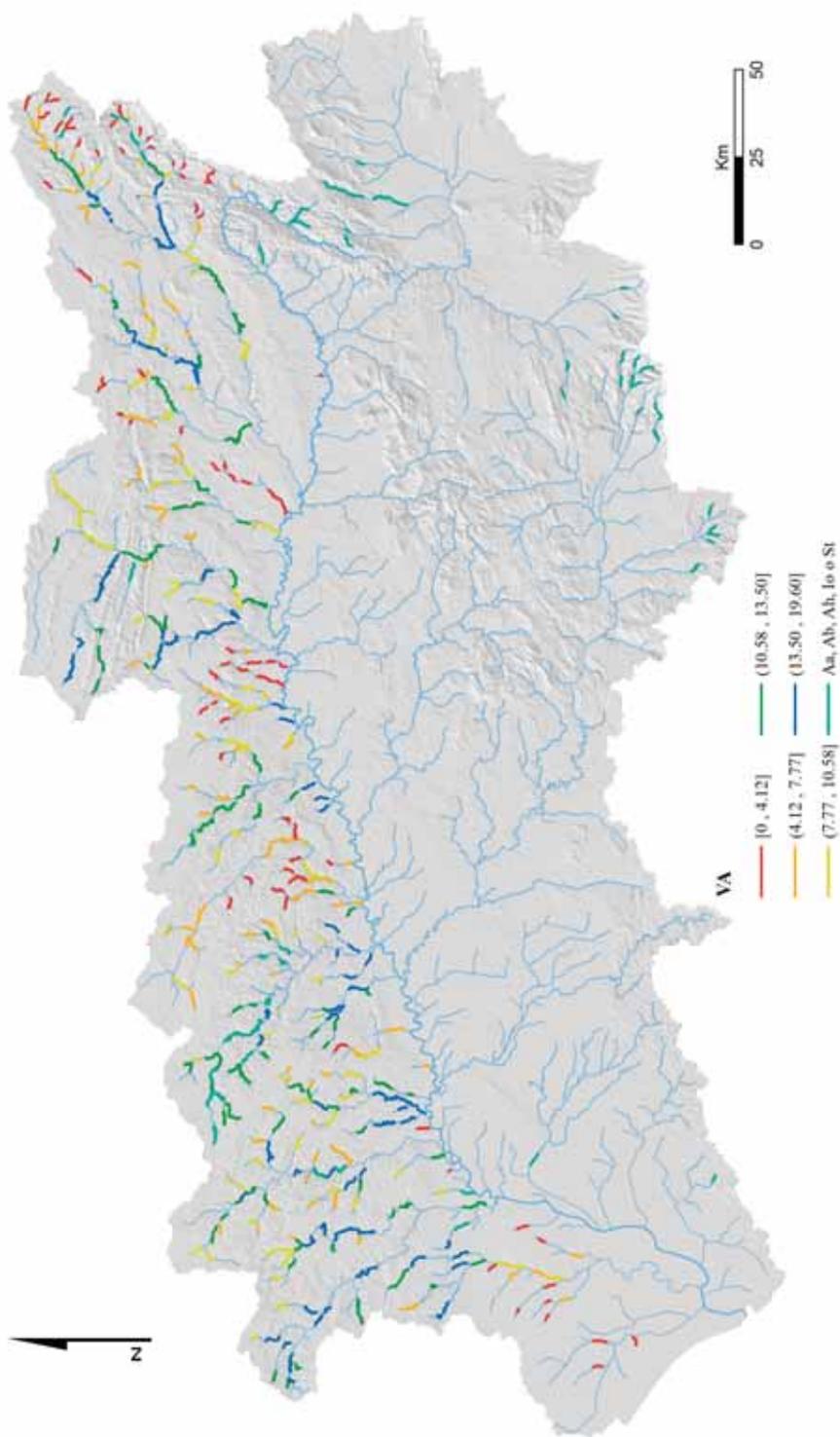


Figura IX.8.- Valor de conservación (VA) para los distintos tramos del Guadalquivir. Cuánto más elevado es el valor, mayor probabilidad de encontrar especies autóctonas de mayor relevancia en términos de densidad, endemicidad y distribución; y por lo tanto el tramo tendrá un interés más elevado para la conservación a escala regional. Los tramos donde se presentan las especies más raras: anguila, jaraugo, trucha común, salinete y pardilla oretana se les ha asignado la máxima categoría del VA.

IX.4. ÁREAS PRIORITARIAS.

En este estudio, se ha puesto de manifiesto la importancia de características y procesos a escalas espaciales superiores al tramo y de la matriz de paisaje sobre parámetros fundamentales y de estructura de las comunidades de peces y de presencia de especies individuales. Ello significa que las actuaciones a pequeña escala espacial, sobre tramos concretos, y enfocadas sólo a parámetros locales del ecosistema fluvial serán menos efectivas que las que busquen actuar sobre unidades espaciales mayores y sobre las características del paisaje que rodea y drena al río.

En consecuencia, parece oportuno señalar como de especial interés aquellas zonas donde tramos de elevado valor de conservación se acumulen y estén conectados por la red fluvial e inmersos en una misma área de drenaje. Las actuaciones en tales zonas tienen más probabilidades de proteger eficazmente la biodiversidad de los peces de la cuenca del Guadalquivir.

La Figura IX.9 y las Tablas IX.12, IX.13 y IX.14 muestran las áreas seleccionadas y representan el colofón de este estudio. Conservando estas zonas (a nivel siempre de área de drenaje completa i.e. cuenca) se aseguraría la continuidad de las especies y comunidades de peces autóctonos más relevantes de la cuenca del Guadalquivir. Se proponen tres tipos de áreas a proteger:

- Áreas tipo A: se trata de las áreas que incluyen las especies más raras de la cuenca del Guadalquivir y, por ende, que poseen un futuro más incierto. Serían aquellos tramos con presencia de anguila, jarabugo, salinete, pardilla oretana o trucha común (Figura IX.9; Tabla IX.12).
- Áreas tipo B: áreas que incluyen los tramos con los valores del índice VA más elevado, lo que englobaría a las mejores comunidades de peces autóctonos de la cuenca del Guadalquivir. Se excluyen áreas que ya han sido incluidas en la categoría anterior (Figura IX.9; Tabla IX.13).
- Áreas tipo C: Dado que, como ya se ha comentado, el índice VA sólo se pudo aplicar a la margen derecha, se proponen estas áreas en la margen izquierda, que engloban los tramos con 3 o más especies autóctonas (Figura IX.9; Tabla IX.14).

Una información detallada de cada una de estas zonas se presenta en Fernández-Delgado *et al.* (2010).

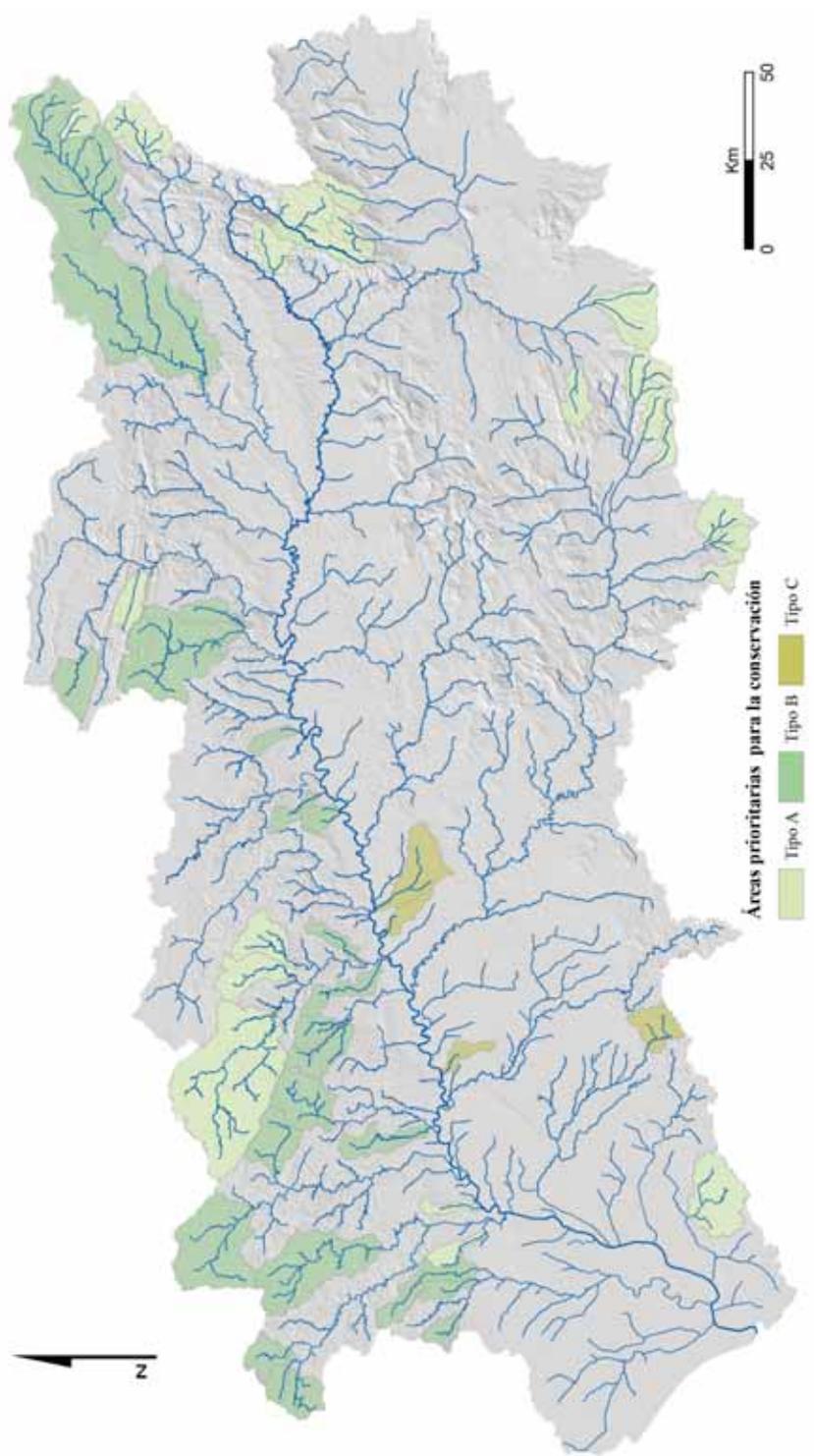


Figura IX.9.- Áreas prioritarias para la conservación de los peces continentales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir. Ver texto para más explicación.

Tabla IX.12. - Áreas fluviales Tipo A propuestas para la conservación de las poblaciones de especies más raras de la cuenca del Guadalquivir.
Ver texto para más explicación.

Nombre área	Subcuenca (código)	Río principal	Ríos tributarios	Superficie (km ²)	Longitud red (km)	Nº especies autóctonas	Nº especies alóctonas
A1	Tranco (1)	Guadalquivir	Borosa, arroyo de las Truchas	320,47	65,81	4	1
A2	Guadalimar (3)	Guadalimar	Carrizas, arroyo de los Molinos	221,11	55,54	3	1
A3	Bembézar (16)	Névalo	Manzano, arroyo del Arquero	159,48	48,50	6	0
A4	Bembézar (16)	Benajarafe	Arroyo Tamujoso, arroyo del Juncalejo	172,47	37,16	6	0
A5	Bembézar (16)	Bembézar	Onza, Sotillo, arroyo de la Montesina	1001,45	209,29	6	1
A6	Viar-Rivera de Huelva (22.4)	Arroyo Herreros	Arroyo de Barranco Hondo	45,22	15,14	4	1
A7	Rivera de Huelva (23)	Arroyo de los Molinos	Arroyo Pizarroso, Arroyo de la Parrita	69,02	24,75	4	0
A8	Guadiana Menor (27)	Castril	Barranco de la Magdalena, barranco del Buitre	84,59	15,63	1	0
A9	Guadiana Menor (27)	Guadalentín	Arroyo de Valdecuevas, arroyo de los Tornillos	89,51	26,41	1	0

A10	Guadiana Menor (27)	Guadix	Verde, arroyo de Bénejar	225,36	38,54	2	0
A11	Guadiana Menor (27)	Fardes	Arroyo de la Era, barranco de la Pastora	105,41	19,12	2	0
A12	Guadalimar (3)	Salobre	Angorrilla, del Ojuelo	95,36	29,29	1	0
A13	Jándula (9)	Robledillo	-	107,76	22,64	5	0
A14	Genil (33)	Genil	Maitena, Vadillo	150,66	50,29	1	0
A15	Genil (33)	Monachil	Arroyo de Huenes, barranco de los Mimbres	83,19	22,88	1	0
A16	Genil (33)	Dílar	Arroyo de la Calera	88,55	28,91	1	0
A17	Genil (33)	Grande	Arroyo Turillas, barranco Vacal	133,50	21,51	2	1
A18	Genil (33)	Cacín	Cebollón	54,42	11,84	2	0
A19	Genil (33)	Añales	Barranco Hondo	27,55	4,94	2	0
A20	Genil (33)	Alhama	Arroyo del Cerezal, barranco la Cuesta del Rayo	55,85	8,22	2	0
A21	Guadalquivir hasta desembocadura (40,1)	Arroyo de Lebrija	Arroyo Salado, arroyo Moscardó	287,61	44,20	1	1
A22	Tranco-Guadiana Menor (26,4)	Arroyo de Aguascebas Grande	Arroyo de Aguascebas Chico, arroyo de las Aguascebas de la Cueva del Agua	107,86	22,08	5	1

Tabla IX.13.- Áreas fluviales Tipo B propuestas para la conservación de las mejores comunidades de peces autóctonos en la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir.
Ver texto para más explicación.

Nombre área	Subcuenca (código)	Río principal	Ríos tributarios	Superficie (km ²)	Longitud red (km)	Nº especies autóctonas	Nº especies alóctonas
B1	Guadalimar (3)	Guadalén	Montizón, Dañador Villanueva de la Fuente, Alcaraz, de La Mesta, Turrunchel	1121,61	219,71	5	1
B2	Guadalimar (3)	Guadalmena		925,38	212,78	5	3
B3	Yeguas (10)	De la Cabrera	-	100,06	27,48	4	0
B4	Yeguas (10)	De las Yeguas	Valmayor, Pradillo	573,02	117,32	6	2
B5	Guadalmellato-Guadiato (13,2)	Arroyo de Rabanales	De Pedroches, de los Pradillos	67,89	13,82	5	0
B6	Bembézar (16)	Guadalvacarejo	Arroyo del Arrayanal	65,56	21,84	4	0
B7	Bembézar (16)	Arroyo de Guadalora	Arroyo del Tinte	114,48	30,95	6	1
B8	Retortillo (17)	Arroyo de Masacán	Rivera de Ciudadreja, Arroyo de los Chorreros	145,60	49,63	4	1
B9	Huesna (19)	Rivera de Huesna	Arroyo Chirrión, arroyo de Castillejo	229,68	49,80	4	1
B10	Huesna (19)	Arroyo del Parroso	Arroyo del Quejigo	129,32	38,30	3	1
B11	Viar (21)	Rivera de Benalija	Arroyo del Madroñal Grande, Arroyo de los Molinos	174,66	36,64	3	0

B12	Rivera de Huelva (23)	Rivera de Cala	Arroyo de la Vibora, Arroyo del Helechoso	470,93	108,36	4	4
B13	Rivera de Huelva (23)	Rivera de Montemayor	Arroyo de Santa Cruz, arroyo del Castaño	101,30	16,28	5	0
B14	Rivera de Huelva (23)	Rivera de Huelva	Arroyo de la Fuente del Castaño, arroyo del Buenvino	117,98	36,80	4	0
B15	Guadamar (25)	Guadamar	Arroyo de la Jardilla, arroyo de la Ventilla	167,63	41,81	4	2
B16	Guadamar (25)	De los Frailes	Arroyo Castillejo, arroyo Tamujoso	63,73	15,40	6	2
B17	Guadamar (25)	Cañaveroso	Arroyo del Chacho, arroyo del Cuaco	66,43	15,86	5	0
B18	Jándula (9)	Tabilllas	-	170,55	24,91	4	1
B19	Yeguas- Guadalmellato (11,4)	Arroyo Pedro Gil	-	49,88	5,96	4	0
B20	Guadalmellato- Guadiato (13,1)	Arroyo Guadalbarbo	-	60,18	17,03	4	0
B21	Retortillo (17)	Retortillo	Arroyo Galleguillos	89,19	31,01	4	0
B22	Viar (21)	Viar	Arroyo Viajero, arroyo del Canchal, arroyo de los Molinos, arroyo del Corchero	471,99	76,98	5	2
B23	Rivera de Huelva (23)	Rivera de Hinojales	-	61,56	14,27	4	0

Tabla IX.14.- Áreas fluviales Tipo C propuestas para la conservación de las mejores comunidades de peces autóctonos en la margen izquierda de la cuenca del Guadalquivir. Ver texto para más explicación.

Nombre área	Subcuenca (código)	Río principal	Ríos tributarios	Superficie (km ²)	Longitud red (km)	Nº especies autóctonas	Nº especies alóctonas
C1	Guadajoz-Genil (32.2)	Arroyo de Guadalmezán	Arroyo de la Torre, arroyo del Garabato	216,78	39,09	4	0
C2	Guadajoz-Genil (32.3)	Arroyo de los Picachos	Arroyo del Horcajo, arroyo Saucedillo	61,83	7,90	4	0
C3	Genil-Corbones (34.4)	Arroyo de Azanaque	Arroyo de Huertas Nuevas	56,50	9,43	3	1
C4	Guadaira (37)	Guadaira	Arroyo de Talavera, arroyo del Salado	124,66	26,08	3	0

X. COMENTARIOS
FINALES.



X. COMENTARIOS FINALES.

Se han capturado un total de 48273 individuos pertenecientes a 27 especies, 13 autóctonas y 14 alóctonas. De entre las autóctonas, el barbo, presente en 362 tramos, fue la más ubicua, le siguieron el cacho (164), calandino (160), colmilleja (125), boga (114), pardilla (70), trucha (36), jarabugo (12), anguila y albur (5), capitán (4) y pardilla oretana y salinete (1). Igualmente, por cuencas, fue también el barbo la especie que ocupó mayor número (45), le siguieron la colmilleja (30), boga, cacho y calandino (27), pardilla (15), trucha (6), anguila, capitán y albur (4) y, por último, jarabugo, pardilla oretana y salinete presentes en una única cuenca.

Respecto a las especies alóctonas la de distribución más amplia fue la gambusia presente en 65 tramos, le siguieron la percasol (45), carpa (40), black-bass (20), carpín (14), trucha arcoíris (12), alburno (11), gobio y tenca (4), lucio (2) y pez gato y piscardo presentes en un único tramo. A estos habría que añadir el siluro, detectado por vez primera en 2010 en el embalse de Iznájar y el chanchito, detectado en 2012 en la dársena del Guadalquivir en Sevilla hasta el Rivera de Huelva. También hay que hacer la salvedad que, por la naturaleza de los muestreos, estas especies están claramente subrepresentadas al no haber sido muestreados los tramos no vadeables, fundamentalmente cursos bajos y cauce principal del Guadalquivir. Por cuencas, la gambusia estuvo presente en 23, la carpa en 16, la perca sol en 15, el alburno en 8, el black-bass y el carpín en 7, la trucha arcoíris en 6, el gobio en 3, el lucio en 2 y el pez gato, piscardo y tenca en una.

Aunque no pondera por densidad y/o tipo de especie exótica, a grandes rasgos, el Índice de Integridad Zoogeográfica (ZIC) es un indicador del grado de contaminación de las comunidades autóctonas con especies exóticas. En la margen derecha solo el 13,4% de los tramos muestreados presentaban valores del ZIC por debajo del 0,5 es decir que el 50% o más de las especies capturadas en esos tramos eran exóticas. Por el contrario el 70,6% de los tramos muestreados presentaron comunidades compuestas exclusivamente por especies autóctonas (ZIC = 1). En la margen izquierda, se encontraron valores similares con un 24,2% de los tramos con valores del ZIC iguales o superiores a 0,5 mientras que el 74,5% presentaron comunidades exclusivas de especies autóctonas. En conjunto, el 71,9% de los tramos muestreados del Guadalquivir presentan comunidades exclusivas de especies autóctonas. Pero, volvemos a insistir en que los tramos típicos de las especies exóticas, no fueron muestreados apropiadamente. De cualquier forma, el grado de invasión de este tipo de hábitats no es muy elevado.

Elvira (1995) dio para el conjunto de la cuenca del Guadalquivir un valor del ZIC de 0,65, en este trabajo para el conjunto de la cuenca, el valor hallado es mucho más bajo 0,52 (excluyendo el siluro, no muestreado en los hábitats apropiados). Un hecho llamativo es que desde la

publicación de ese artículo, 1995, a la actualidad han aparecido en el Guadalquivir seis nuevas especies exóticas lo que viene a dar una tasa de introducción de una especie exótica cada tres años para los últimos 18 años. Una tasa verdaderamente elevada y muy preocupante.

Otro de los hechos sobresalientes de este estudio es que del total de 1037 tramos muestreados 556 (53,6%) no tenían peces. El primer motivo por el que estos tramos no tenían peces fue, obviamente, el que estuvieran secos. El número total de tramos secos hallados fue de 178, los análisis no detectaron problemas relacionados con los usos del suelo y más bien fueron un reflejo del ambiente mediterráneo en el que está inmersa la cuenca del Guadalquivir. Un segundo motivo por el que los tramos muestreados no tenían vida piscícola fue la presencia de aguas residuales. En total se detectaron 137 tramos con aguas residuales evidentes (83) o con olor a ellas (54). Un análisis de los primeros presentó una relación positiva, directa y única con los usos del suelo. Hubo mayor probabilidad de encontrar aguas residuales si el área de drenaje al tramo en cuestión estaba más urbanizada y/o cultivada. Otro resultado evidente fue la diferencia en tramos de aguas residuales entre la margen derecha (20) y la izquierda (63). Por último, encontramos 210 tramos con abundante caudal de agua y, aparentemente, de buena calidad pero que no contenían peces. Los análisis revelaron además de causas naturales (tamaño del tramo, precipitación, tamaño de la cuenca de drenaje, etc.) a los usos del suelo como factor determinante de la ausencia de peces. Es decir los tramos sin peces con aguas de buena calidad y cantidad eran significativamente más frecuentes en entornos humanizados. En ausencia de otros factores perturbadores, deducimos que la ausencia de peces en estas zonas se debe fundamentalmente a un proceso de fragmentación del continuo fluvial. En efecto, cuanto más humanizado esté el entorno mayor probabilidad existió de encontrar estructuras fragmentadoras como presas abandonadas, vados de vehículos, azudes, etc. Suponemos que en estos tramos hay un bloqueo de las rutas de recolonización que impiden la llegada de nuevos reclutas a la zona después de algún episodio de extinción local por ejemplo de alguna sequía extrema. El problema es grave pues si extrapolamos los tramos sin peces a los fragmentos hidrológicos en los que se encuentran inmersos, encontramos un total de 1659 km, de los 10566 km que constituye la red fluvial utilizada, no posee vida piscícola.

En conjunto, hemos detectado tres mecanismos principales que pueden causar ausencia de peces: 1) destrucción del hábitat: el agua desaparece y el cauce se difumina e incluso se pierde; 2) degradación del hábitat: las condiciones ambientales (contaminación) no son las adecuadas para el establecimiento de una población de peces; 3) fragmentación del hábitat: aunque el hábitat en el tramo sea favorable, la interrupción en otros puntos de la conectividad de la red fluvial impide el funcionamiento adecuado de las poblaciones de peces.

Nuestros resultados indican que el problema es más acusado en la margen izquierda que en la derecha. En las cuencas de esta margen dominarían la destrucción y degradación del hábitat fluvial mientras que la falta de conectividad sería más acusada en las de la derecha.

La riqueza de especies autóctonas en las distintas subcuencas habitadas por peces de los ríos que drenan al Guadalquivir es la habitual para este tipo de ríos mediterráneos. En la mayoría de las subcuencas de ambos márgenes, el número medio de especies por tramo muestreado fue menor que el número total de especies presente en la subcuenca, lo que significa que cada tramo recogió una porción relativamente pequeña de la biodiversidad de peces de la subcuenca. Por lo tanto, no es posible asegurar refugios para la mayoría de

las especies de peces protegiendo sólo unos pocos tramos y las medidas más eficaces serán aquellas que protejan un número de tramos contiguos y conectados por la red fluvial.

En la cuenca del Guadalquivir hubo una correlación positiva entre la riqueza de especies y la diversidad de especies autóctonas y alóctonas. Esta observación tiene implicaciones importantes para la conservación, pues las zonas más diversas en especies autóctonas pueden convertirse en las más vulnerables.

Los modelos de regresión múltiple mostraron que los factores que determinan la riqueza y diversidad de especies autóctonas y alóctonas fueron bastante parecidos. En general, los usos del suelo ejercieron una influencia muy importante sobre la diversidad de peces, pero para las especies autóctonas fueron relevantes a escala de área de drenaje, mientras que para alóctonas también tuvieron importancia los usos del suelo en la zona adyacente al tramo. Cuando el área de drenaje en un tramo presentó elevadas proporciones de bosque y zonas naturales, encontramos mayor diversidad de especies autóctonas que si predominaban las zonas de uso agrícola y urbano. Las áreas más humanizadas, en las que los ríos estaban insertos en cultivos o áreas urbanizadas, tenían valores de riqueza y diversidad de especies alóctonas más elevados que aquellas con alta cobertura de bosque y vegetación natural.

En la margen derecha, un mayor número de embalses aguas arriba del tramo fue negativo para la presencia de especies autóctonas y positivo para las alóctonas. Ello puede obedecer tanto al hecho de que los embalses son hábitats fuente de especies exóticas, como a la alteración del régimen hídrico mediterráneo.

Los tramos de orden 1 y 2 alojaron en conjunto la mayor diversidad de especies autóctonas, sin embargo, cada uno de ellos presentó sólo unas pocas de éstas. A partir de tramos de orden 3 aún teniendo en total menos especies, una mayor proporción de ellas apareció en cada tramo concreto. Este detalle ha de ser tenido en cuenta en el diseño y aplicación de estrategias de conservación.

Varios de los factores que actúan sobre la riqueza específica y la diversidad de la ictiofauna autóctona lo hacen a escalas amplias, principalmente a nivel de área de drenaje. En cambio, los mismos parámetros para las especies exóticas muestran mayor influencia de variables a escala más local (i.e. escala de tramo).

La variable Subcuenca resultó muy relevante para explicar algunos de los patrones de diversidad de especies autóctonas en las cuencas de las dos márgenes. Esto sugiere que la geomorfología, geología, litología, clima, etc., y la biogeografía en general, son, directa o indirectamente, importantes determinantes de la diversidad de peces autóctonos.

La dinámica de las poblaciones de peces nativos es un fenómeno integrado que ocurre sobre escalas espaciales amplias mientras que las poblaciones de especies alóctonas son, en mayor medida, el resultado de introducciones que hallan condiciones locales concretas favorables.

El valor de conservación (VS) clasificó las especies del Guadalquivir según un orden de importancia que ha de ser tenido en cuenta a la hora de establecer prioridades de conservación. Para las especies de la margen derecha, la única en la que pudo ser calculado, la pardilla oretana sobresalió de forma muy patente sobre el resto. A continuación se colocaron la anguila y el

jarabugo; la trucha constituyó por sí misma un tercer grupo y finalmente apareció un cuarto grupo constituido por boga, pardilla, barbo, calandino, colmilleja y cacho.

Las variables que determinaron la presencia de las diferentes especies actuaron a distintas escalas en cada caso. Es de destacar la elevada frecuencia de variables que reflejaron impactos humanos en muchos de los modelos, por ejemplo los usos del suelo, grado de erosión y presencia de embalses y perturbaciones transversales. Por tanto, la acción humana apareció como un factor influyente que modeló la distribución de los peces nativos de la cuenca del Guadalquivir. La presencia del barbo, calandino, cacho y boga estuvo determinada por variables que actúan a múltiples escalas. Sin embargo, colmilleja y pardilla, estuvieron más influenciadas por variables de acción más local.

El barbo prefirió zonas bajas, cursos medios y pendiente variable. El calandino también prefirió tramos intermedios y el cacho tramos más altos. Este fue también el caso de la boga. La colmilleja prefirió zonas de curso intermedio y pendientes suaves. Los usos del suelo fueron un factor muy importante para barbo, calandino y cacho, siendo más probable encontrar estas tres especies en zonas menos humanizadas, con una mayor proporción de bosque y menor de zonas urbanas y agrícolas. La colmilleja, sin embargo, prefirió zonas de humanización intermedia, donde el bosque no era tan cerrado y abundaban los sustratos blandos. Las condiciones locales del hábitat afectaron sobre todo al barbo y al calandino, pues fue más probable encontrarlos en las zonas donde abundaban las pozas bien desarrolladas y estructuradas. Es de destacar la influencia negativa de los embalses aguas arriba del tramo fundamentalmente para la presencia de la pardilla pero también para la del calandino y cacho.

250

El análisis de las tendencias poblacionales de las especies autóctonas sobre la base de su distribución pasada y actual, reflejó una clara disminución en su rango de distribución actual. Algunas especies como la anguila, boga, calandino, barbo y trucha, han desaparecido de subcuencas completas. En este sentido, las disminuciones en los rangos de distribución de la mayoría de especies fueron notablemente mayores en subcuencas de la margen izquierda. Lo que viene a ratificar lo encontrado en otros apartados de este trabajo, el elevado deterioro de la margen izquierda respecto de la derecha.

La aplicación de los criterios de conservación de la UICN ha conducido a la categorización de las especies presentes en la cuenca del Guadalquivir del modo siguiente:

- Bogardilla “*En Peligro crítico posiblemente Extinta*” (CR posiblemente EX)
- Anguila “*En Peligro Crítico*” CR A2c
- Pardilla oretana “*En Peligro Crítico*” CR Blab(iii,iv)
- Trucha común “*En Peligro*” EN A2ce
- Salinete “*En Peligro*” EN A2ce; Blab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv)
- Jarabugo “*En Peligro*” EN Blab(iii)
- Pardilla “*Vulnerable*” VU A2ce; Blab(i,ii,iii,iv)
- Boga “*Vulnerable*” VU A2ce

- Calandino “*Vulnerable*” VU A2ce
- Cacho “*Casi Amenazado*” NT
- Barbo común “*Casi Amenazado*” NT
- Colmilleja “*Casi Amenazado*” NT

Con una especie probablemente extinta, 2 En Peligro Crítico, 3 En Peligro y 3 Vulnerable los resultados vienen a indicar el paupérrimo estado de conservación que presenta la comunidad de peces autóctonos de la cuenca del Guadalquivir y la urgentísima necesidad de desarrollar planes de conservación de esas especies, de lo contrario se corre el riesgo de su extinción a corto plazo.

Como recomendaciones finales recomendamos las siguientes acciones para preservar las comunidades de peces autóctonos de la cuenca del Guadalquivir: i) Creación de una red de reservas fluviales utilizando como base las propuestas en este estudio; ii) desarrollo de un programa de desfragmentación de la cuenca sobre todo en las zonas detectadas en este trabajo; iii) incremento de la calidad de las aguas controlando los numerosos vertidos ilegales aún existentes; iv) desarrollo de planes de reintroducción de especies en cuencas y tramos medios y altos allá de donde se hayan extinguido, como es el caso de la boga y la anguila; v) realización de programas de erradicación de especies exóticas en aquellas zonas en las que aún pueden ser eliminadas como son las de las poblaciones de piscardos y gobios; vi) desarrollo de planes de conservación de las especies en mayor peligro donde la cría en cautividad sea una de las tareas fundamentales, como es el caso de la pardilla oretana.



XI. BIBLIOGRAFÍA.



XI. BIBLIOGRAFÍA.

Allan, J. D. and L. B. Johnson. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37:107-111.

Allan, J. D., D. L. Erckson and J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149-162.

Almodóvar A., B. Elvira, G. G. Nicola y S. Leal. 2007. *Análisis de la variabilidad genética de la trucha común en Andalucía*. Proyecto entre Egmasa-Junta de Andalucía y Universidad Complutense de Madrid. Memoria Final.

Alves, M. J., M. Gromicho, M. J. Collares-Pereira, E. Crespo-Lopez and M. M. Coelho. 2004. Simultaneous production of triploid and haploid eggs by triploid *Squalius alburnoides* (Teleostei : Cyprinidae). *Journal of Experimental Zoology Part A-Comparative Experimental Biology* 301a (7): 552-558

Andreu-Soler A., F. J. Oliva-Paterna and M. Torralva. 2006. A review of length-weight relationships of fish from the Segura River basin (SE Iberian Peninsula). *Journal of Applied Ichthyology* 22(4): 295-296.

Baillie J., C. Hylton-Taylor and S. N. Stuart (Eds). 2004. *2004 IUCN Red List Of Threatened Species. A Global Assessment*. IUCN. Gland, Switzerland & Cambridge, UK.

Banarescu, P. M. and H.-J. Paepke. 2001. *The Freshwater Fishes of Europe Volume 5/III: (Cyprinidae 2/III): Carassius, Cyprinus, Gasterosteidae*. Aula Verlag, 305 p.

Barrachina, P., C. Sunyer y I. Doadrio. 1989. Sobre la distribución geográfica de *Anaecypris hispanica* (Steindachner, 1866) (Osteichthyes, Cyprinidae). *Doñana, Acta Vertebrata* 16: 293-295.

Bellido, M., J. A. Hernando, C. Fernández-Delgado y M. Herrera. 1989. Alimentación de la boga del Guadiana (*Chondrostoma polylepis willkommii*, Stein. 1866) en la interfase río-embalse de Sierra Boyera (Córdoba. España). *Doñana, Acta Vertebrata*, 16 (2): 189-201.

Bianco, P. G. 1990. Proposta di impiego di indici e coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. *Rivista di Idrobiologia* 29 (1): 130-149.

Blanco, S., S. Romo and M. J. Villena. 2004. Experimental Study on the Diet of Mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under Different Ecological Conditions in a Shallow Lake. *International Review Hydrobiologia* 89(3): 250-262.

Borja, F. y C. Montes. 2008. La gestión ecosistémica como herramienta territorial para la toma de decisiones. *Ecorregiones e integración funcional de carreteras y espacios naturales protegidos en Andalucía*. Actas del II Congreso Nacional de Medio Ambiente y Carreteras. AEC. Santander España (<http://www.aecarretera.com/medioambiente2008.htm>).

Borja, F., C. Montes y J. M. Román. 2009. Regionalización ecológica y Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. En Rodríguez Iglesias (Ed.) *Proyecto Andalucía*. Niél, F.X. y Carreira, J.A. (Coords.) Serie Ecología. T. IV. págs. 119-154.

Bregazzi, P. R. and C. R. Kennedy. 1980, The biology of pike, *Esox lucius* L, in a southern eutrophic lake. *Journal of Fish Biology* 17(1): 91-112.

Butchart S. H. M., A. J. Stattersfield and T. M. Brooks. 2006. *Going or gone: defining "Possibly Extinct" species to give a truer picture of recent extinctions*. Bull BOC 126(A): 7-24.

Caiola N. and A. de Sostoa. 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 358-363.

Carmona, J. and B. Elvira. 2006. *Iberochondrostoma oretanum*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 26 de Abril de 2013.

Carol, J. 2007. *Ecology of an invasive fish (Silurus glanis) in Catalan reservoirs*. Tesis Doctoral. Universitat de Girona.

Carol, J. y E. García-Berthou. 2010, Siluro - *Silurus glanis*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. (<http://www.vertebradosibericos.org/> consultado el 6 de octubre de 2011).

CEDEX. 2004. Directiva 2000/60/CE; Análisis de las características de las demarcaciones. Caracterización de los tipos de ríos y lagos. Versión 1.0; Madrid.

Chang, M.-H., L. Yao-Sung and L.-Ch. Chaung. 1999. Effect of Dams on Fish Assemblages of the Tachia River, Taiwan. *Acta Zoologica Taiwanica* 10(2): 77-90

CHG. 1977. *Guadalquivires*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Ed. Alejandría. Sevilla.

CHG. 2010, *Informe de Sostenibilidad Ambiental de la Propuesta de Proyecto de Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Documento para Consulta Pública. Diciembre de 2010,

Collar, N.J. 1998. Extinction by assumption: or the Romeo Error on Cebu. *Oryx* 32: 239-244.

Collares-Pereira, M. J. and I. Cowx. 2001. Threatened fishes of the world: *Anaocypris hispanica* (Steindachner, 1866) (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes* 60: 410,

Corbacho, C. and J. M. Sánchez. 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a Mediterranean-type basin: The Gadiana river (Southwest Iberian Peninsula). *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 699-707

Crivelli, A. J. 2006a. *Anaocypris hispanica*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 26 de abril de 2013.

Crivelli, A. J. 2006b. *Aphanius baeticus*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 26 de abril de 2013.

- Crivelli, A. J. 2006c. *Pseudochondrostoma willkommii*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.
- Crivelli, A. J. 2006d. *Iberocypris alburnoides*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.
- Crivelli, A. J. 2006e. *Iberocypris palaciosi*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.
- Crivelli, A. J. 2006f. *Cobitis paludica*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.
- Cumming, G. S. 2004. The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecological Applications* 14(5): 1495-1506.
- Cunjak, R. A. 1996. Winter habitat of selected stream fishes and potential impacts from land-use activity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53(1): 267-282.
- De Buen, F. 1929. La invasión de nuestras aguas dulces por las gambusias (*Gambusia holbrooki* Grd). *Revista de Biología Forestal y Limnología* 1(11): 49-53.
- Del Moral-Ituarte, L. 1991. *La Obra Hidráulica en la Cuenca Baja del Guadalquivir (Siglos XVIII-XX)*. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- De Miguel, R., E. Pino, A. Ramiro, F. Aranda, J. P. Peña, I. Doadrio and C. Fernández Delgado. 2010. On the occurrence of *Anaecypris hispanica* an extremely endangered Iberian endemism, in the Guadalquivir river basin. *Journal of Fish Biology* 76: 1454-1465.
- De Sostoa, A., J. Lobón-Cerviá, V. Fernández-Colomé y F. J. De-Sostoa. 1987. La distribución del Pez-Sol (*Lepomis gibbosus* L.) en la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 14: 121-123.
- Doadrio I (Ed.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. CSIC y Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- Doadrio, I. and J. A. Carmona. 2003. A new species of the genus *Chondrostoma* Agassiz, 1832 (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula. *Graellsia* 59: 29-36.
- Doadrio, I. and M. J. Madeira. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigi, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia* 60: 107-116.
- Doadrio, I., y J. A. Carmona. 2009. Pardilla oretana - *Iberochondrostoma oretanum*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Doadrio, I, J. A. Carmona and C. Fernández-Delgado. 2002. Morphometric study of the Iberian *Aphanius* (Actinopterygii, Cyprinodontiformes), with description of a new species. *Folia Zoologica* 51 (1): 67 -79.
- Elvira, B. 1995. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33(1): 103-108.

Falkenmark, M. 2003. Freshwater as shared between society and ecosystems: from divided approaches to integrated challenges. *Philosophical Transaction of the Royal Society of London B* 358(1440): 2037-2049.

Falkenmark, M. 2009. *Water for a Starving world: time to grasp the 1977 warning*. Presentación 4º Seminario de Aguas: Seguridad hídrica y alimentaria. Seminarios internacionales del Observatorio del agua de la FMB.

Falkenmark, M. and J. Rockström. 2004. *Balancing water for humans and nature: The new approach in ecohydrology*. Earthscan, London, UK.

Fernández-Delgado, C. 1989. Life-history patterns of the mosquito-fish, *Gambusia affinis*, in the estuary of the Guadalquivir river of south-west Spain. *Freshwater Biology* 22: 395-404.

Fernández-Delgado, C. 1990. Life history patterns of the common carp, *Cyprinus carpio*, in the estuary of the Guadalquivir river in south-west Spain. *Hydrobiologia* 206: 19-28.

Fernández-Delgado, C. (coord.) 2003. *Naturaleza de Andalucía*. Tomo IV. Ed. Giralda, Sevilla.

Fernández-Delgado, C. 2008. Análisis del estado de conservación de los peces del Guadalquivir. En *El Río Guadalquivir* Ed. Javier Rubiales Torrejón, pags: 126-133. Consejería de Obras Públicas y Transportes. Junta de Andalucía. Sevilla.

Fernández-Delgado, C. and M. Herrera. 1994. Population structure, growth and reproduction of *Tropidophoxinellus alburnoides* (Steindachner 1866) in an intermittent stream of the Guadalquivir River basin (southern Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 130(3): 359-369.

Fernández-Delgado, C. and M. Herrera. 1995a. Age structure, growth and reproduction of *Leuciscus pyrenaicus* in an intermittent stream in the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Journal of Fish Biology* 46: 371-380,

Fernández-Delgado, C. and M. Herrera. 1995b. Age structure, growth and reproduction of *Rutilus lemmingii* in an intermittent stream of the Guadalquivir river basin, southern Spain. *Hydrobiologia* 299: 207-213.

Fernández-Delgado C. and S. Rossomanno. 1997. Reproductive biology of the mosquitofish in a permanent natural lagoon in south-west Spain: two tactics for one species. *Journal of Fish Biology* 51: 80-92.

Fernández-Delgado, C., J. A. Hernando, M. Herrera y M. Bellido. 1989. Age and growth of yellow eels, *Anguilla anguilla*, in the estuary of the Guadalquivir river (south-west Spain). *Journal of Fish Biology* 34: 561-570,

Fernández-Delgado, C., P. Drake, A. M. Arias y D. García-González. 2000, *Peces de Doñana y su entorno*. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid

Fernández-Delgado, C., J. Hernando, M. Herrera and M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of *Aphanius iberus* Cuv. & Val., 1846) in the lower reaches of the Guadalquivir river. *Freshwater Biology* 20: 227-234.

Fernández-Delgado, C., I. Doadrio Villarejo, J. A. González Carmona, M. Torralva Forero, C. García Utrilla, F. J. Oliva Paterna, J. C. Gutiérrez Estrada, C. Arribas Lozano, D. García

González, P. Guarnizo García, E. Salvatierra Rodríguez, M. T. Saldaña Ariza y A. Gómez Anta. 1998. *Localización, estado de conservación y plan de recuperación de las poblaciones del género Lebias en la Comunidad Autónoma Andaluza*. Convenio Universidad de Córdoba-Consejería de Medio Ambiente. Memoria Final. Diciembre de 1998.

Fernández-Delgado, C., R. J. De Miguel Rubio, J. Berná Chamber, M. Fernández Campos, E. Pino Martínez, A. Ramiro Barrantes, A. Barranco Salido, D. Redondo Cintas, J. Pablo Peña Navarro, C. Arribas Lozano y P. A. Rincón Cinca. 2007. *Bases para la elaboración del plan de conservación de los peces continentales autóctonos de Andalucía. Fase I*. Convenio Universidad de Córdoba-Consejería de Medio Ambiente. Memoria Final.

Fernández-Delgado, C., C. Arribas Lozano, F. Aranda Tejada, R. de Miguel Rubio, J. P. Peña Navarro, E. Pino Martínez y A. Ramiro Barrantes. 2008. *Plan de conservación de anguila (Anguilla anguilla) en la cuenca del río Guadalquivir*. Convenio Universidad de Córdoba-Junta de Andalucía. Memoria Final.

Fernández-Delgado, C., L. Gálvez Bravo, R. J. De Miguel Rubio, F. Aranda Tejada, E. Pino Martínez, A. Ramiro Barrantes, J. P. Peña Navarro, C. Arribas Lozano P. A. Rincón Cinca y F. J. Oliva Paterna. 2009. *Elaboración del diagnóstico sobre el estado de conservación de los peces continentales autóctonos e inventariado de los tramos fluviales importantes de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-Confederación Hidrográfica del Guadalquivir-Universidad de Córdoba. Memoria Final.

Fernández-Delgado, C., L. Gálvez, P. A. Rincón, R. J. De Miguel, F. Aranda, E. Pino, A. Ramiro, J. P. Peña, C. Arribas, R. Moreno y F. J. Oliva. 2010. *Estado y problemática de conservación de los peces continentales autóctonos de la cuenca del Guadalquivir e inventariación de los tramos fluviales más importantes para su protección*. Consejería de Medio Ambiente-Confederación Hidrográfica del Guadalquivir-Universidad de Córdoba. Memoria Final. Tres Volúmenes.

Filipe, A. F., T. A. Marques, S. Seabra, P. Tiago, F. Ribeiro, L. Moreira da Costa, I. G. Cowx, and M. J. Collares-Pereira. 2004. Selection of priority areas for fish conservation in Guadiana river basin, Iberian Peninsula. *Conservation Biology* 18 (1): 189-200,

Freyhof, J. and M. Kottelat. 2008. *Luciobarbus sclateri*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.

Freyhof, J. and M. Kottelat. 2010. *Anguilla anguilla*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 26 de abril de 2013.

Freyhof, J. 2011a. *Iberochondrostoma lemmingii*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.

Freyhof, J. 2011b. *Salmo trutta*. In: IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.

García-Berthou, E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenetic diet shift and prey selection. *Journal of Fish Biology* 55: 135-147.

García-Berthou, E. 2001. Size- and depth dependent variation in habitat and diet of the common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquatic Sciences* 63: 466-476.

García-Berthou, E. and R. Moreno-Amich. 2000, Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie* 149(2): 271-284.

García de Lomas J., E. D. Dana, J. López-Santiago, R. González, G. Ceballos and F. Ortega. 2009. First record of the North American black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque). *Aquatic Invasions* 4(4): 719-723.

Gärdenfors, U., J. P. Rodríguez, C. Hilton-Taylor, C. Hyslop, G. M. Mace, S. Molur and S. Poss. 1999. Draft guidelines for the application of IUCN Red List criteria at national and regional levels. *Species* 31-32: 58-70,

Gärdenfors, U., C. Hilton-Taylor, G. M. Mace and J. P. Rodríguez. 2001. The Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. *Conservation Biology* 15(5): 1206-1212.

Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology and Evolution* 16(9): 511-516.

Gutiérrez-Estrada, J. C., I. Pulido-Calvo and C. Fernández-Delgado. 2000, Age-structure, growth and reproduction of the introduced pumpkinseed (*Lepomis gibbosa*, L. 1758) in a tributary of the Guadalquivir river (southern Spain). *Limnética* 19: 21-29.

Hanski, I. and M. Gyllenberg. 1993. Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. *The American Naturalist* 142: 17-41.

Herrera, M. and C. Fernández-Delgado, C. 1992. The life-history of *Barbus bocagei sclateri* (Gunther, 1868) in a tributary stream of the Guadalquivir River basin, southern Spain. *Ecology of Freshwater Fish* 1: 42-51.

Herrera, M. and C. Fernández-Delgado. 1994. Age, growth and reproduction of *Chondrostoma polylepis Willkommii* in a seasonal stream in the Guadalquivir river basin (southern Spain). *Journal of Fish Biology* 44: 11-22.

Herrera, M., J. A. Hernando, C. Fernández-Delgado and M. Bellido. 1988. Age, growth and reproduction of the barbel *Barbus sclateri* (Günther, 1868) in a first order stream in southern Spain. *Journal of Fish Biology* 33: 371-381.

Hilton-Taylor, C. (Ed). 2000, *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Hoekstra, A. Y. y A. K. Chapagain. 2010, *Globalización del Agua: Compartir los recursos de agua dulce del planeta*. Marcial Pons, Madrid / Barcelona / Buenos Aires.

Holland, M. M., E. R. Blood and L. R. Shaffer. 2003. *Achieving sustainable freshwater systems. A web of connections*. Island Press. Washington D.C. USA.

IUCN. 2004. *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria*. IUCN SSC Red List Programme Committee. Gland, Switzerland.

IUCN Standards and Petitions Working Group. 2008. *Guidelines for using the IUCN Red List Categories and Criteria. Versión 7.0*, Prepared by the Standards and Petitions Working Group of the IUCN SSC Biodiversity Assessments Sub-Committee (August 2008).

- IUCN. 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012. 2. <www.iucnredlist.org>. Consultado el 7 de mayo de 2013.
- Junta de Andalucía. 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- Junta de Andalucía. 2008. *Plan de Gestión de la Anguila (Anguilla anguilla) en la cuenca del río Guadalquivir*. Diciembre de 2008.
- Junta de Andalucía. 2009. *Atlas de la Historia del territorio de Andalucía*. Instituto de Cartografía de Andalucía. Consejería de Vivienda y Ordenación del Territorio. Sevilla
- Khan, T. A. 2003. Dietary studies on exotic carp (*Cyprinus carpio* L.) from two lakes of western Victoria, Australia. *Aquatic Sciences* 65: 272- 286
- Karr, J. R. and Ellen W. Chu. 1999. *Restoring Life in Running Waters. Better Biological Monitoring*. Island Press Washington D.C. USA.
- Keller, V. and K. Bollmann. 2004. From Red Lists to Species of Conservation Concern. *Conservation Biology* 18(6): 1636-1644.
- Keller, V., N. Zbinden, H. Schmid and B. Volet. 2005. A case study in Applying the IUCN Regional Guidelines for National Red Lists and Justifications for their modifications. *Conservation Biology* 19(6): 1827-1834.
- Kleckner, R. C., J. D. McCleave and G. S. Wipplehauser. 1983. Spawning of American eel, *Anguilla rostrata*, relative to thermal fronts in the Sargasso Sea. *Environmental Biology of Fishes* 9: 289-293.
- Kobayakawa, M. 1989. Systematic Revision of the Catfish Genus *Silurus*, with Description of a New Species from Thailand and Burma. *Japanese Journal of Ichthyology* 36 (2): 155-170
- Kottelat, M. 2007. Three new species of *Phoxinus* from Greece and southern France (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters* 18(2): 145-162.
- Kottelat, M. and J. Freyhof. 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Lajbner, Z., O. Linhart and P. Kotlík. 2011. Human-aided dispersal has altered but not erased the phylogeography of the tench. *Evolutionary Applications*, 1-17.
- Lamoreoux, J., H. R. Akcakaya, L. Bennum, N. J. Collar, L. Boitiani, D. Brackett, A. Bräutigam, T. M. Brooks, G. A. B. da Fonseca, R. A. Mittermeier, A. B. Rylands, U. Gärdenfors, C. Hilton-Taylor, G. Mace, B. A. Stein and S. Stuart. 2003. Value of the IUCN Red List. *Trends in Ecology and Evolution* 18(5): 214-215.
- Leunda, P. M., J. Oscoz, B. Elvira, A. Agorreta, S. Perea and R. Miranda. 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* 73: 96-114.
- Levine, W. M. and D'Antonio. 1999. Elton revised: A review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* 87: 15-26

Lobón-Cerviá, J., C. Montañes and A. De Sostoa. 1991. Influence of environment upon the life-history of gudgeon, *Gobio-gobio* (L)- A recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 39(3): 285-300,

Lozano Rey, L. 1935. Los peces fluviales de España. *Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 5: 1-390,

McArthur, R. H. and E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Magalhães, M. F., D. C. Batalha and M. J. Collares-Pereira. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015-1031.

Machordom, A., J. Suárez, A. Almodóvar and J. M. Bautista. 2000. Genetic differentiation and phylogenetic relationships among Spanish brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Molecular Ecology* 9: 1325-1338.

Martín-Vivaldi, M^º. E. 1988. Los Ríos Andaluces, en *Geografía de Andalucía*. Tomo II: 227-266. Editorial Tartessos. Sevilla.

Martínez, P. J., T. E. Chart, M. A. Trammel, J. G. Wullschlegel and E. P. Bergersen. 1994. Fish species composition before and after construction of a main stem reservoir on the White River, Colorado. *Environmental Biology of Fishes* 40: 227-239

Masachs-Alavedra, V. 1942. Régimen de los ríos andaluces. Variaciones Estacionales. *Estudios Geográficos* 3 (9): 865-880,

Matthews, W.A. 1998. *Patterns in Freshwater Fish Ecology*. Chapman & Hall, New York.

MOP. 1964. *Guadalquivir. Años 1939-1963*. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Ministerio de Obras Públicas. Industria Gráfica Valverde. San Sebastián.

Moreno-Valcárcel, R., R. De Miguel and C. Fernández-Delgado. 2013. First record of the European catfish *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 in the Guadalquivir River basin. *Limnetica* (en prensa).

Nájera, L. 1946. La *Gambusia holbrookii* en España. *Las Ciencias* 2 (4): 837-876.

Nájera, L. 1947a. La *Gambusia holbrookii* en España. Continuación (I). *Las Ciencias* 12 (1): 206-225.

Nájera, L. 1947b. La *Gambusia holbrookii* en España. Conclusión. *Las Ciencias* 12 (3): 706-729.

Navarro-Luna. 1998. Cuencas Hidrográficas, Ríos y Lagos en *La Naturaleza en Andalucía*. Tomo I: 203-229. Ediciones Giralda. Sevilla.

Oliva-Paterna, F. J., M. M. Torralva and C. Fernández-Delgado. 2002. Age, growth and reproduction of *Cobitis paludica* in a seasonal stream. *Journal of Fish Biology* 60: 389-404.

Oscos, J., F. Campos and M. C. Escala. 2005. Weight-length relationships of some fish species of the Iberian Peninsula. *Journal of Applied Ichthyology* 21 (1): 73-74.

Postel, S. and B. Richter. 2003. *Rivers for life. Managing water for people and nature*. Island Press. Washington D.C. USA.

Pyke, G. H. 2005. A review of the biology of *Gambusia affinis* and *G. holbrooki*. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 15: 339-365

R Development Core Team. 2008. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

Randrianosolo, A., J. S. Miller and T. K. Consiglio. 2002. Application of IUCN criteria and Red List categories to species of five Anacardiaceae genera in Madagascar. *Biodiversity and Conservation* 11: 1289-1300,

Rangel, T. F. L. V. B., J. A. F. Diniz-Filho, L. M. Bini. 2006. Towards an integrated computational tool for spatial analysis in macroecology and biogeography. *Global Ecology and Biogeography* 15: 321-327.

Ribeiro, F., I. G. Cowx, and M. J. Collares-Pereira. 2000. Life history traits of the endangered Iberian cyprinid *Anaocypris hispanica* and their implications for conservation. *Archiv für Hydrobiologie* 149 (4): 569-586.

Ribeiro, F. and M. J. Collares-Pereira. 2010. Life-history variability of non-native centrarchids in regulated river systems of the lower River Gadiana drainage (south-west Iberian Peninsula). *Journal of Fish Biology* 76 (3): 522-537.

Richards, C., L. B. Johnson, and G. E. Host. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences* 53(Supp. 1): 295-311.

Rincón, P. A., M. Correas, F. Morcillo, P. Risueño and J. Lobón-Cerviá. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61: 1560-1585.

Robalo, J. I., C. S. Santos, A. Levy and V. C. Almada. 2006. Molecular insights on the taxonomic position of the paternal ancestor of the *Squalius alburnoides* hybridogenetic complex. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 39 (1): 276-281

Robalo, J. I., V. C. Almada, A. Levy and I. Doadrio. 2007. Re-examination and phylogeny of the genus *Chondrostoma* based on mitochondrial and nuclear data and the definition of 5 new genera. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 42 (2): 362-372.

Robalo, J. I., I. Doadrio, A. Valente and V. C. Almada. 2008. Insights on speciation patterns in the genus *Iberochondrostoma* (Cyprinidae): Evidence from mitochondrial and nuclear data. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 46 (1): 155-166.

Salgueiro, P., G. Carvalho, M. J. Collares-Pereira and M. M. Coelho. 2003. Microsatellite analysis of genetic population structure of the endangered cyprinid *Anaocypris hispanica* in Portugal: Implications for conservation. *Biological Conservation*, 109 (1): 47-56.

Salmoral, G., A. Dumont, M. M. Aldaya, R. Rodríguez-Casado, A. Garrido y M. R. Llamas. 2011. *Análisis de la huella hídrica extendida de la cuenca del Guadalquivir*. Fundación Botín. Observatorio del Agua Nº 3, 91 pp.

Schonewald, Ch. M., S. M. Chambers, B. MacBryde and W. L. Thomas. 2003. *Genetics and Conservation. A reference for managing wild animal and plant populations*. The Blackburn Press. New Jersey. USA.

Schmidt, J. 1909. Remarks on the metamorphosis and distribution of the larvae of the eel (*Anguilla vulgaris*, Turt.). *Meddelester fra Kommissionen for Havundersøgesler, serie Fiskeri Copenhagen III*: 1-17.

Sousa-Santos, C., M. J. Collares-Pereira and V. Almada. 2006. Reproductive success of nuclear nonhybrid males of *Squalius alburnoides* hybridogenetic complex (Teleostei, Cyprinidae): an example of interplay between female choice and ecological pressures?. *Acta Ethologica* 9 (1): 31-36.

Stohlgren, T. J., D. Barnett, C. Flather, J. Kartesz and B. Peterjohn. 2005. Plant species invasions along the latitudinal gradient in the United States. *Ecology* 86(9): 2298-2309

Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Transactions American Geophysical Union* 38: 913-920

Ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 75: 159-160,

Tesch, F. W. 2003. *The eel*. Blackwell Science Ed., London.

UICN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

UICN. 2012. *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional: Versión 4.0*, Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.

Vargas, M. J. and A. Sostoa. 1996. Life history of *Gambusia holbrooki* Pisces, Poeciliidae in the Ebro delta NE Iberian peninsula. *Hydrobiologia* 341: 215-224.

Vinyoles D., J. I. Robalo, A. de Sostoa, A. Almodóvar, B. Elvira, G. G. Nicola, C. Fernández-Delgado, C. S. Santos, I. Doadrio, F. Sardà-Palomera y V. C. Almada. 2007. Expansión del alburno *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) en la Península Ibérica: el papel de los embalses. *Graellsia* 63 (1): 101-110

Weber, M.J. and M. L. Brown. 2009. Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after "Carp as a Dominant": Ecological Insights for Fisheries Management. *Reviews in Fisheries Science* 17 (4): 524-537.

ANEXO



Descripción de las principales variables analizadas en este trabajo.

Variables tomadas en campo:

=> Localización

- CÓDIGO: Código único para cada tramo muestreado.
- FECHA: Fecha de toma de datos en campo.
- NOMBRE: del arroyo o río.
- MUNICIPIO: término municipal donde se ubica el tramo.
- UTM X: coordenada X UTM *European Datum* 1950 Huso 30 N.
- UTM Y: coordenada Y UTM *European Datum* 1950 Huso 30 N.

=> Variables de hábitat

- LONG. TR: Suma de las longitudes de cada mesohábitat (rápidos, tablas, pozas) (m).
- ANCHURA: Anchura del cauce húmedo (m).
- SUP. TR: suma de las superficies de cada mesohábitat (m²).
- MA: macrófitos acuáticos sumergidos (%).
- MAe: macrófitos acuáticos emergentes (%).
- MAf: macrófitos acuáticos flotantes (%).
- CONDUCTIV.: conductividad del agua ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).
- CVR: cobertura vegetal riparia (%).
- CLARIDAD: agua transparente, turbia u opaca
- COLOR: color del agua verde, negro o marrón.
- NIVEL: nivel del agua. Seco, alto, bajo, cortado, riada.
- OLOR: olor del agua. Normal, petróleo, aguas residuales, químico, alpechín, anaeróbico.
- ACEITES: aceites en el agua. Ausentes, dispersos, moderados, abundantes.
- ESCORR.: factores de erosión potencial, escorrentía (presencia/ausencia).
- ACC. GAN.: factores de erosión potencial, acceso de ganado (p/a).
- ACC. HUM.: factores de erosión potencial, acceso humano (p/a).
- TUB. Y P.: factores de erosión potencial, tubos y puentes (p/a).
- DEF. RIP.: factores de erosión potencial, deforestación riparia (p/a).
- EXTRACC.: factores de erosión potencial, extracciones de agua (p/a).
- GRAV.: factores de erosión potencial, graveras (p/a).
- COL.: factores de erosión potencial, colectores (p/a).
- OTROS: factores de erosión potencial, otros (p/a).

- BN: usos del suelo, bosque nativo (p/a).
- ZNPA: usos del suelo, zonas naturales poco alteradas (p/a).
- CSP: usos del suelo, cultivos de secano/pastoreo (p/a).
- CR: usos del suelo, cultivos de regadío (p/a).
- AF: usos del suelo, actividades forestales (p/a).
- ZRR: usos del suelo, zona residencial/recreativa (p/a).
- ZUIAI: usos del suelo, zona urbana/industrial/agricultura intensiva (p/a).
- IET: índice de estabilidad del talud.
- Nº RÁPIDOS: número de rápidos en el tramo.
- SUP. RÁPIDOS: superficie de los rápidos en el tramo (m²).
- % RÁPIDOS: proporción de la superficie de rápidos respecto al total de superficie del tramo.
- R INCR.: incrustación en los rápidos (%).
- R BN: base negra en los rápidos (%).
- R FONDO R.: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - fondo rocoso.
- R MEÑOS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - meños.
- R CANTOS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - cantos.
- R GRAVAS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - gravas.
- R ARENAS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - arenas.
- R LIMOS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - limos.
- R ARCILLAS: Sustrato inorgánico (%) - rápidos - arcilla.
- R DETRITUS: Sustrato orgánico (%) - rápidos - detritus.
- R CIENO: Sustrato orgánico (%) - rápidos - cieno.
- Nº TABLAS: número de Tablas en el tramo.
- SUP. TABLAS: superficie de las Tablas en el tramo (m²).
- % TABLAS: proporción de la superficie de Tablas respecto al total de superficie del tramo.
- T PROF.: profundidad media de las Tablas (m).
- T FONDO R.: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - fondo rocoso.
- T MEÑOS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - meños.
- T CANTOS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - cantos.
- T GRAVAS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - gravas.
- T ARENAS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - arenas.
- T LIMOS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - limos.
- T ARCILLAS: Sustrato inorgánico (%) - Tablas - arcilla.
- T DETRITUS: Sustrato orgánico (%) - Tablas - detritus.
- T CIENO: Sustrato orgánico (%) - Tablas - cieno.
- Nº POZAS: número de pozas en el tramo.

- SUP. POZAS: superficie de las pozas en el tramo (m²).
- % POZAS: proporción de la superficie de pozas respecto al total de superficie del tramo.
- P PROF.: profundidad media de las pozas (m).
- P FONDO R.: Sustrato inorgánico (%) - pozas - fondo rocoso.
- P MEÑOS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - meños.
- P CANTOS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - cantos.
- P GRAVAS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - gravas.
- P ARENAS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - arenas.
- P LIMOS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - limos.
- P ARCILLAS: Sustrato inorgánico (%) - pozas - arcilla.
- P DETRITUS: Sustrato orgánico (%) - pozas - detritus.
- P CIENO: Sustrato orgánico (%) - pozas - cieno.

=> Variables de refugios

- SUPERFICIE RÁPIDOS: área total de los rápidos del tramo (m²).
- SUPERFICIE TOTAL REFUGIOS EN RÁPIDOS: área total de los refugios en los rápidos del tramo (m²).
- % ESTANDARIZADO REFUGIOS EN RÁPIDOS: (superficie refugios * 100)/ superficie rápidos.
- SUPERFICIE TABLAS: área total de las Tablas del tramo (m²).
- SUPERFICIE TOTAL REFUGIOS EN TABLAS: área total de los refugios en las Tablas del tramo (m²).
- % ESTANDARIZADO REFUGIOS EN TABLAS: (superficie Tablas * 100)/ superficie rápidos.
- SUPERFICIE POZAS: área total de las pozas del tramo (m²).
- SUPERFICIE TOTAL REFUGIOS EN POZAS: área total de los refugios en las pozas del tramo (m²).
- % ESTANDARIZADO REFUGIOS EN POZAS: (superficie pozas * 100)/ superficie rápidos.
- PRESENCIA EN RÁPIDOS DE *: presencia de refugios-oquedades en los rápidos.
- PRESENCIA EN RÁPIDOS DE D: presencia de refugios-troncos en los rápidos.
- PRESENCIA EN RÁPIDOS DE E: presencia de refugios-rocosos en los rápidos.
- PRESENCIA EN RÁPIDOS DE G: presencia de refugios-vegetación-riparia en los rápidos.
- PRESENCIA EN RÁPIDOS DE H: presencia de refugios-macrófitos en los rápidos.
- PRESENCIA EN TABLAS DE *: presencia de refugios-oquedades en las Tablas.
- PRESENCIA EN TABLAS DE D: presencia de refugios-troncos en las Tablas.
- PRESENCIA EN TABLAS DE E: presencia de refugios-rocosos en las Tablas.
- PRESENCIA EN TABLAS DE G: presencia de refugios-vegetación-riparia en las Tablas.

- PRESENCIA EN TABLAS DE H: presencia de refugios-macrófitos en las Tablas.
- PRESENCIA EN POZAS DE *: presencia de refugios-oquedades en las pozas.
- PRESENCIA EN POZAS DE D: presencia de refugios-troncos en las pozas.
- PRESENCIA EN POZAS DE E: presencia de refugios-rocosos en las pozas.
- PRESENCIA EN POZAS DE G: presencia de refugios-vegetación-riparia en las pozas.
- PRESENCIA EN POZAS DE H: presencia de refugios-macrófitos en las pozas.

=> Variables de peces.

- INICIALES Y ESPECIE: se indican las iniciales y nombre científico de cada especie.
- Nº EJEMPLARES: número de ejemplares capturados de cada especie en cada tramo.
- TALLA: longitud en mm de cada ejemplar capturado. La longitud ha sido furcal, estándar o total según la especie en cuestión.
- DENSIDAD ESTANDARIZADA: para cada especie, número de ejemplares por cada 500 m² de superficie de tramo. El valor de densidad de ejemplares no se ha tenido en cuenta en aquellos casos en que el cauce se presentaba cortado, formando pozas donde los peces tienden a acumularse y, por tanto, a dar valores muy elevados de densidad.

Variables medidas en laboratorio.

=> A escala de subcuenca.

- GCUENCA: nombre de la gran cuenca (Guadalquivir).
- CÓDIGO GC: código de la gran cuenca (1).
- SCUENCA: nombre de cada subcuenca administrativa.
- CÓDIGO SC: código de cada subcuenca administrativa.
- CÓDIGO S: código final de cada subcuenca destinada a análisis.
- UTM X SC: coordenada X del centroide de cada subcuenca (ED50 30N).
- UTM Y SC: coordenada Y del centroide de cada subcuenca (ED50 30N).
- % COMPLETADA SC: porcentaje de área de cada subcuenca que cae dentro de los límites andaluces.
- ÁREA SC: superficie de drenaje de cada subcuenca (m²).
- LONGITUD SC: longitud de cada subcuenca (m).
- PENDIENTE SC: pendiente de cada subcuenca (%).
- PM SC: pendiente media de cada subcuenca (%).
- FORMA SC: forma de cada subcuenca, relación entre ÁREA_SC y $(\text{LONGITUD_SC})^2$.
- LAP SC: longitud total de arroyos permanentes en cada subcuenca (km).
- DENSIDAD SC: densidad de drenaje de cada subcuenca (km⁻¹), relación entre LAP_SC y

ÁREA_SC.

- RÍO PRINCIPAL: nombre del río principal de cada subcuenca.
- LRÍO_SC: longitud del río principal de cada subcuenca (km).
- EMBALSES_SC: número de embalses en cada subcuenca.
- ML_SC: metros red fluvial cubiertos por embalses de cada subcuenca.
- AT_SC: metros lineales de aguas de transición en cada subcuenca.
- ZU_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas urbanas.
- ZICT_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas industriales, comerciales y de transportes.
- ZMVC_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas de extracción minera, vertederos y de construcción.
- ZV_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas verdes artificiales, no agrícolas.
- ZAS_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas agrícolas de secano.
- ZAR_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas agrícolas de regadío.
- B_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - bosques.
- EVAH_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea.
- EASV_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - espacios abiertos con poca o sin vegetación.
- ZH_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - zonas húmedas.
- SA_SC: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada subcuenca) - superficies de agua.
- TIPO DE RÍO: para cada tipo de río (2, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 14, 16, 17, 18) presente en cada subcuenca se calculan los metros lineales.
- Nº CAPT. SUPERF.: número de captaciones superficiales en cada subcuenca.
- VOLUMEN DE AGUA CAPTACIONES: volumen de agua correspondiente a las captaciones superficiales (m³).
- Nº POZOS: número de pozos (en el acuífero aluvial) en cada subcuenca.
- VOLUMEN DE AGUA POZOS: volumen de agua correspondiente a los pozos (m³).
- Nº PERT. TRANSVERSALES: número de perturbaciones transversales (presas, diques, azudes) en cada subcuenca.
- Nº PERT. LONGITUDINALES: número de perturbaciones lineales (caminos, áridos, edificaciones, etc.) en cada subcuenca.
- METROS AFECTADOS LONGITUDINALES: total de metros afectados por perturbaciones longitudinales.
- N: vegetación de ribera, número de puntos muestreados en el PDRA (Plan Director de Riberas de Andalucía) dentro de cada subcuenca.

- EC: vegetación de ribera, valor total de estado de conservación de los puntos del PDRA dividido por N.
- T^aM SC: temperatura media anual de cada subcuenca (°C) (serie histórica 1961-1990).
- PM SC: media de la precipitación total anual para cada subcuenca (mm) (serie histórica 1940-2005).
- ESC SC: media de la escorrentía total anual para cada subcuenca (mm) (serie histórica 1940-2005).
- ETR SC: media de la evapotranspiración real anual para cada subcuenca (mm) (serie histórica 1940-2005).

=> **A escala de área de drenaje.**

- % COMPLETADA: porcentaje de la superficie de drenaje aguas arriba de cada tramo que cae dentro de los límites andaluces.
- ÁREA AD: superficie de drenaje aguas arriba de cada tramo (m²).
- LONGITUD AD: longitud del área de drenaje aguas arriba de cada tramo (m).
- P AD: pendiente de cada área de drenaje (%).
- PM AD: pendiente media de cada área de drenaje (%).
- LAP AD: longitud total de arroyos permanentes en cada área de drenaje (km).
- DENSIDAD AD: densidad de drenaje aguas arriba de cada tramo (km⁻¹), relación entre LAP_SC y ÁREA_SC.
- ZU AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas urbanas.
- ZICT AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas industriales, comerciales y de transportes.
- ZMVC AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas de extracción minera, vertederos y de construcción.
- ZV AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas verdes artificiales, no agrícolas.
- ZAS AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas agrícolas de secano.
- ZAR AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas agrícolas de regadío.
- B AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - bosques.
- EVAH AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - espacios de vegetación arbustiva y/o herbácea.
- EASV AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - espacios abiertos con poca o sin vegetación.
- ZH AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - zonas húmedas.
- SA AD: usos del suelo (% con respecto al total de área de cada área de drenaje) - superficies de agua.

=> **A escala de segmento.**

- LONGT S: longitud teórica de cada segmento (mil veces la anchura del cauce húmedo del tramo) (m).
- LONGR S: longitud real de cada segmento (m).
- PENDIENTE S: pendiente de cada segmento (%).
- PM S: pendiente media de cada segmento (%).
- SINUOSIDAD S: sinuosidad de cada segmento.
- AM VALLE S: anchura media del valle en cada segmento (m).
- AM VR S: anchura media de la vegetación riparia en cada segmento (m).
- LR VR S: porcentaje de longitud de cada segmento que está cubierto por vegetación riparia.

=> **A escala de tramo.**

- LONGT T: longitud teórica de cada tramo (20 veces la anchura del cauce húmedo del mismo) (m).
- LONGR T: longitud real de cada tramo (m).
- AM VALLE T: anchura media del valle en cada tramo (m).
- AM VR T: anchura media de la vegetación riparia en cada tramo (m).
- LR VR T: porcentaje de longitud de cada tramo que está cubierto por vegetación riparia.
- TIPO T: tipo fluvial de cada tramo según el CEDEX.
- DIST. NAC. T: distancia de cada tramo al nacimiento del río en el que se sitúa.
- DIST. GUADALQ. T: distancia de cada tramo hasta el Guadalquivir.
- STRAHLER ARR.: orden de cada tramo aguas arriba según Strahler.
- STRAHLER AB.: orden de cada tramo aguas abajo según Strahler.
- SHREVE ARR.: orden de cada tramo aguas arriba según Shreve.
- SHREVE AB.: orden de cada tramo aguas abajo según Shreve.
- Nº EMB. ARR.: número de embalses aguas arriba de cada tramo.
- M ARR.: metros lineales de red fluvial cubiertos por embalses aguas arriba de cada tramo.
- D EMB. ARR.: distancia de cada tramo al embalse más cercano aguas arriba (m).
- Nº EMB. AB.: número de embalses aguas abajo de cada tramo.
- M AB.: metros lineales de red fluvial cubiertos por embalses aguas abajo de cada tramo.
- D EMB. AB.: distancia de cada tramo al embalse más cercano aguas abajo (m).
- ALTITUD: altitud sobre el nivel del mar de cada tramo (m).
- OBST. TRANSVERSALES: número de obstrucciones transversales (presas, diques, azudes, que hay aguas abajo de cada tramo hasta el Guadalquivir).
- TªM T: temperatura media anual de cada tramo (°C) (serie histórica 1961-1990).
- PM T: media de la precipitación total anual para cada tramo (mm) (serie histórica 1940-2005).

- ESC T: media de la esorrentía total anual para cada tamo (mm) (serie histórica 1940-2005).
- ETR SC: media de la evapotranspiración real anual para cada tramo (mm).
- FISICOQUÍMICO: para cada tramo se da el valor de 1 a 5 del índice fisicoquímico de la matriz de estado de las aguas de la CHG (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir). Este índice incluye DBO (demanda biológica de oxígeno, nitrógeno y una lista de sustancias químicas contaminantes).

