

Control de la ictiofauna exótica invasora en el Parque Nacional de Cabañeros como medida de conservación del jarabugo (*Anaocypris hispanica*)

ANTOLÍN MARTÍN, J.I.¹, CARRASCO REDONDO, M.², GÓMEZ MANZANEQUE, A.², FERNÁNDEZ VALERO, E.², ARIAS RODRÍGUEZ, L.C.³, RUIZ BERNAL, L.³

¹ Tecnologías y Servicios Agrarios S.A. (TRAGSATEC). Delegación Autonómica de Castilla-La Mancha.

² Parque Nacional de Cabañeros (Ciudad Real). Organismo Autónomo de Parques Nacionales.

³ Empresa de Transformación Agraria S.A. (TRAGSA). Delegación Provincial de Ciudad Real.

Resumen

El río Estena, que discurre por el Parque Nacional de Cabañeros y desemboca en el embalse del Cíjara, está considerado como uno de los ríos de la región mediterránea en mejor estado de conservación. Mantiene una extraordinaria riqueza en especies de peces autóctonos, endémicos de la Península Ibérica, en especial una de las tres especies de ciprínidos declaradas en peligro de extinción en España, el jarabugo (*Anaocypris hispanica*). Sin embargo, durante los últimos años, se está comprobando el avance de especies exóticas invasoras, tales como el black-bass (*Micropterus salmoides*), el percasol (*Lepomis gibbosus*) y el alburno (*Alburnus alburnus*). Para reducir los efectos negativos que estas especies invasoras ejercen sobre las poblaciones de especies autóctonas, en particular el jarabugo, el Parque Nacional de Cabañeros lleva desarrollando, durante los últimos 10 años, trabajos de control de la ictiofauna alóctona, basados principalmente en la utilización de pesca eléctrica en los meses de verano. En el presente trabajo se detalla la evolución de las poblaciones piscícolas durante el periodo 2008-2012, y se discute el efecto de las especies alóctonas sobre el jarabugo, así como la eficacia de los métodos de control utilizados.

Palabras clave

jarabugo, black-bass, percasol, alburno, pesca eléctrica, especies exóticas invasoras

1. Introducción

La Cuenca Mediterránea está considerada como uno de los puntos calientes en biodiversidad a nivel mundial (MYERS et al, 2000; KARK et al, 2009), abarcando en torno a 250 especies de peces endémicas (SMITH & DARWALL, 2006), representando, por tanto, casi el 1% de la diversidad piscícola global (HERMOSO & CLAVERO, 2011). Sin embargo, y centrándonos en Europa, estimaciones recientes indican que el 37% de los peces están amenazados, tal y como se relaciona en la Lista Roja Europea del año 2011, de la UICN (FREYHOF & BROOKS, 2011).

La disminución en la distribución y abundancia de especies acuáticas se debe a cambios en el manejo hídrico (presas y embalses), captación de agua en exceso para riego, contaminación, extracción de materiales (graveras) y, especialmente, la introducción de especies exóticas (ELVIRA, 1995; COLLARES-PEREIRA et al, 2000; COWX & COLLARES-PEREIRA, 2000; CAMBRAY, 2003; CLAVERO et al, 2004; GARCÍA DE JALÓN, 2006; LACORTE et al, 2006; BERZAS et al, 2009; HERMOSO & CLAVERO, 2011). Las especies de peces exóticas invasoras (EEI) suponen la mayor amenaza, a nivel

50 ecológico y económico, en las masas de agua de todo el mundo, a través del desplazamiento
 51 de las especies nativas (CUCHEROUSSET & OLDEN, 2011; ALMEIDA et al, 2012), la
 52 introducción de patógenos (GOZLAN et al, 2005) y la hibridación (ALLENDORF et al,
 53 2001; ALMODÓVAR et al, 2012), lo que se traduce en pérdida de biodiversidad y
 54 homogenización biótica (OLDEN, 2006), especialmente en el área mediterránea (DARWALL
 55 et al, 2008; HERMOSO et al, 2011). Los peces se encuentran entre las especies más
 56 frecuentemente introducidas en los ecosistemas acuáticos debido a su fuerte asociación con
 57 las actividades humanas (GARCÍA-BERTHOU et al, 2005), constituyéndose en una
 58 importante y, probablemente, la mayor amenaza para la ictiofauna nativa ibérica (MACEDA-
 59 VEIGA et al, 2010; HERMOSO et al, 2011).

60
 61 En cuanto a la situación de la ictiofauna continental autóctona en la Península Ibérica,
 62 hasta la fecha se han contabilizado 61 especies, de las que más del 80% son endémicas. Por
 63 otra parte, más de 28 especies exóticas se han localizado en España, de las que 25 ya se
 64 encuentran aclimatadas (DOADRIO et al, 2011). Esto origina que la mayor parte de las
 65 cuencas hidrográficas de la Península Ibérica tiene más especies de peces exóticas que nativas
 66 (CLAVERO & GARCÍA-BERTHOU, 2006). De las 57 especies autóctonas que deberían ser
 67 incluidas en alguna categoría de amenaza (DOADRIO et al, 2011), solamente 19 especies se
 68 encuentran En Régimen de Protección Especial, 3 están consideradas como Vulnerables y 10
 69 En Peligro de extinción, según el Catálogo Español de Especies Amenazadas (REAL
 70 DECRETO 139/2011). En dicho Catálogo se clasifica al jarabugo (*Anaecypris hispanica*)
 71 como En Peligro de extinción.

72



73

74

Figura 1. Jarabugo del río Estena. Parque Nacional de Cabañeros.

75 Hace treinta años, el jarabugo se distribuía por los ríos de la zona media y baja de la
 76 cuenca hidrográfica del Guadiana, tanto de España como de Portugal, así como en la cuenca
 77 del río Bembézar, que pertenece a la cuenca del Río Guadalquivir (DE MIGUEL et al, 2010).
 78 Actualmente, su distribución está altamente fragmentada y restringida a unas pocas áreas
 79 aisladas. El declive en la distribución y abundancia de esta especie se debe al conjunto de una
 80 serie de factores negativos, entre los que se encuentran la captación de aguas para riego, la
 81 construcción de embalses, la contaminación, la extracción de áridos y la introducción de
 82 especies exóticas, como el black-bass y el alburno (COLLARES-PEREIRA et al, 2000;
 83 COWX & COLLARES-PEREIRA, 2000; ALMODÓVAR et al, 2012). Además, el jarabugo
 84 se encuentra en continua amenaza en los meses de verano, debido a la desecación del cauce
 85 de los ecosistemas acuáticos en los que vive, motivado por el cambio en los usos del agua y
 86 las obras hidráulicas, estando considerado como una de las especies piscícolas más
 87 amenazada de las aguas continentales ibéricas (RIBEIRO et al, 2000).

88

89 Los motivos anteriores justifican la realización de los trabajos de control de la
90 ictiofauna del río Estena, dentro del Parque Nacional de Cabañeros, con la finalidad de
91 reducir las poblaciones de EEI al mínimo e incluso llegar a erradicar las mismas. Además,
92 hay que tener en cuenta que esta población, junto con las de los ríos Estenilla y Guadalmez, se
93 localiza en la zona de distribución más al este de la Península Ibérica y constituye una nueva
94 unidad significativamente evolutiva, no descrita hasta el momento (DE MIGUEL et al, 2010).
95 Por tanto, la población de jarabugo del río Estena debe ser preservada de forma prioritaria.

96 97 **2. Objetivos**

98
99 Los muestreos realizados durante un periodo de cinco años (2008-2012) en el río
100 Estena, a su paso por el Parque Nacional de Cabañeros, han tenido el objetivo principal de
101 controlar la población de EEI, con la finalidad de conservar en óptimas condiciones la
102 población de ictiofauna autóctona. Se ha realizado también la descripción cualitativa y
103 cuantitativa de la comunidad de peces autóctonos del río Estena, con especial atención
104 respecto a la presencia y abundancia del jarabugo.

105
106 Por otra parte, la gran cantidad de información acumulada y su posterior análisis
107 estadístico, ha permitido analizar las interacciones competitivas de las EEI sobre la ictiofauna
108 autóctona, especialmente sobre el jarabugo.

109
110 Por último, se pretende evaluar la eficacia de la pesca eléctrica como herramienta para
111 el control de ictiofauna exótica invasora, así como la conveniencia de la continuidad del
112 mantenimiento de este tipo de medidas de gestión de EEI.

113 114 **3. Metodología**

115
116 La zona de estudio se centró en el río Estena, en el tramo localizado en el Parque
117 Nacional de Cabañeros, a lo largo de un recorrido total de 20,7 km. Debido al estiaje del
118 verano, el cauce del río aparece interrumpido, formando pozas intermitentes o tablas. El
119 muestreo se llevó a cabo durante los meses de julio, agosto y/o septiembre, dentro del periodo
120 2008-2012.

121
122 Los muestreos se realizaron mediante la utilización de un aparato portátil de pesca
123 eléctrica, tipo mochila (Figura 2), modelo Hans Grassl ELT60HII Honda GCV 160, con
124 ánodo en forma de anillo de 30 cm de diámetro y corriente de salida de 80-400 V y 0,8-1,8 A,
125 considerado como idóneo para este tipo de ríos, según la norma UNE-EN 14962. Por otra
126 parte, para el muestreo de peces con electricidad se han tenido en cuenta las directrices de la
127 norma UNE-EN 14011. Dichos muestreos fueron llevados a cabo mediante pasadas simples,
128 ya que esta metodología se considera como adecuada para caracterizar las tendencias en la
129 abundancia de peces y la riqueza a nivel espacial y temporal (BERTRAND et al, 2006; SÁLY
130 et al, 2009; HERMOSO et al, 2010), dado que se logra capturar entre el 50% y el 100% de las
131 especies y el 40-60% de los individuos presentes (BENEJAM et al, 2011).
132



Figura 2. Aparato portátil de pesca eléctrica utilizado

133
134

135 En cada tabla, se caracterizó la comunidad de peces autóctonos, identificando las
136 especies capturadas *in situ* y registrando cuantitativamente el número de ejemplares de cada
137 una, siendo devueltos inmediatamente al agua. Respecto a la ictiofauna alóctona, fueron
138 identificados y retirados del río. La revisión taxonómica fue validada de acuerdo con
139 ESCHMEYER & FRICKE (2012) y los nombres comunes se han utilizado de acuerdo con
140 DOADRIO et al (2011).

141

142 Se registraron las coordenadas geográficas de cada tabla con la ayuda de un aparato de
143 GPS (modelo OREGON 450t-GARMIN) y se calculó la superficie aproximada de cada tabla,
144 con la ayuda de sistemas de información geográfica (ESRI® ArcGIS™ 9.3). Los datos
145 registrados, mediante una hoja de campo, fueron grabados en su correspondiente base de
146 datos. Las pruebas estadísticas utilizadas han dependido del tipo de variable a analizar, así
147 como su distribución. El cálculo de la capturabilidad se ha llevado a cabo mediante el
148 programa informático Microfish 3.0 para Windows (www.MicroFish.org). Los análisis
149 estadísticos se realizaron con el programa SPSS 11 para Windows. El nivel de significación
150 se estableció en $\alpha=0,05$.

151

152 4. Resultados

153

154 Los trabajos desarrollados durante el periodo 2008-2012 han permitido comprobar la
155 presencia de un total de diez especies autóctonas: el jarabugo (*Anaecypris hispanica*), la
156 colmilleja (*Cobitis paludica*), la pardilla (*Iberochondrostoma lemmingii*), el calandino
157 (*Squalius alburnoides*), el cacho (*Squalius pyrenaicus*), el calandino dorado (*Squalius* sp.), el
158 barbo comizo (*Luciobarbus comizo*), el barbo cabecicorto (*Luciobarbus microcephalus*), la
159 boga meridional (*Pseudochondrostoma willkommii*) y la tenca (*Tinca tinca*). En relación a la
160 ictiofauna alóctona, las especies detectadas fueron las siguientes: el black-bass (*Micropterus*
161 *salmoides*), el percasol (*Lepomis gibbosus*) y el alburno (*Alburnus alburnus*). Además, en el
162 año 2010 se capturaron dos ejemplares de lucio (*Esox lucius*).

163

164 A lo largo de estos cinco años se ha capturado un total de 199.815 peces autóctonos.
165 Respecto a la ictiofauna alóctona, se logró capturar y eliminar un total de 7.315 ejemplares, lo
166 que supuso el 3,53% respecto al total de ictiofauna presente en el río Estena. La especie
167 autóctona mayoritaria ha sido el calandino, seguido del cacho y la pardilla. Las dos especies
168 de barbo representan, en conjunto, menos del 6%, mientras que las especies minoritarias han
169 estado representadas por el jarabugo y la colmilleja, alrededor del 1% de presencia, y la tenca

170 y la boga meridional (< 0,01%). Hay que destacar que se ha capturado cerca del 5% de una
171 nueva especie no descrita formalmente hasta el momento, el calandino dorado (Figura 3).

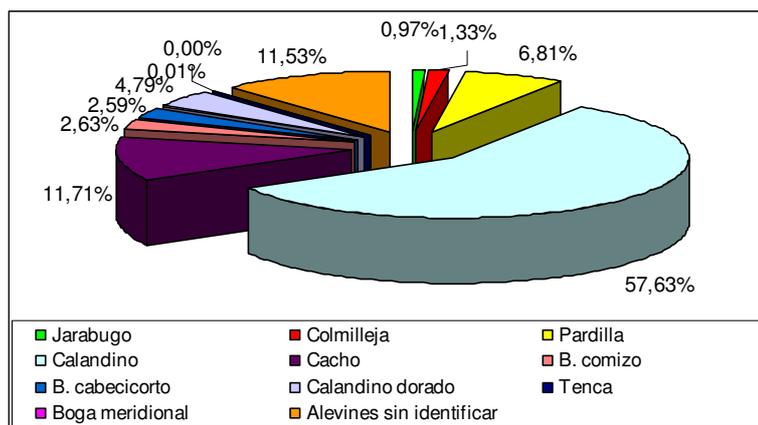


Figura 3. Porcentaje relativo de las especies autóctonas en el río Estena.

172 En cuanto al jarabugo, se ha podido comprobar que en el río Estena se distribuye entre
173 550 y 650 de altitud. El número total de ejemplares capturados ha sido de 1.932. La densidad,
174 registrada como número de individuos por m², ha mostrado un valor medio de 0,019, si no se
175 tiene en cuenta la densidad del año 2008, mientras que el porcentaje respecto al total de
176 ictiofauna autóctona estuvo en torno al 0,9-1,0%. La evolución de la población de jarabugo se
177 detalla en la Tabla 1.
178
179

180 Tabla 1. Evolución de la población de jarabugo en el río Estena. (media±desviación estándar). Periodo 2008-2012.

AÑO	Total jarabugos	% jarabugos	Densidad jarabugo
2008	626	0,71% ± 1,26	0,101±0,3128
2009	192	0,61% ± 0,57	0,012±0,0383
2010	349	1,17% ± 2,88	0,024±0,0748
2011	345	0,88% ± 3,93	0,015±0,1165
2012	420	0,86% ± 1,45	0,026±0,0513

181 Antes del año 2010, la población de EEI se mantenía en torno al 1% o inferior. Sin
182 embargo, en el año 2010 tuvo lugar un incremento exponencial, alcanzando cifras en torno al
183 27%, motivado principalmente por la aparición del black-bass. Gracias al mantenimiento de
184 los trabajos de control, se logró reducir esta cifra a menos del 4% de presencia de EEI en tan
185 solo dos años (Figura 4).
186

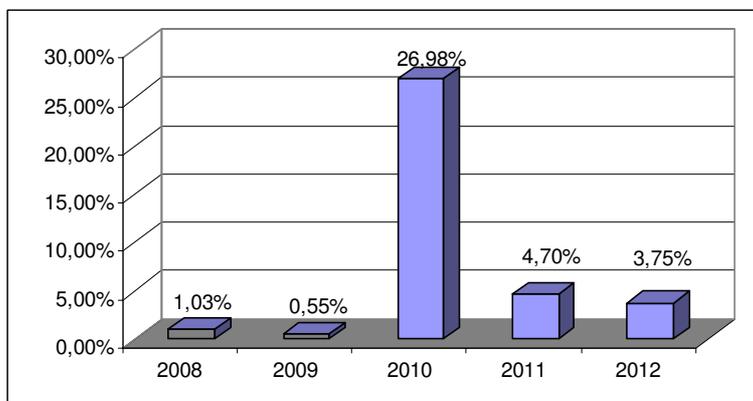
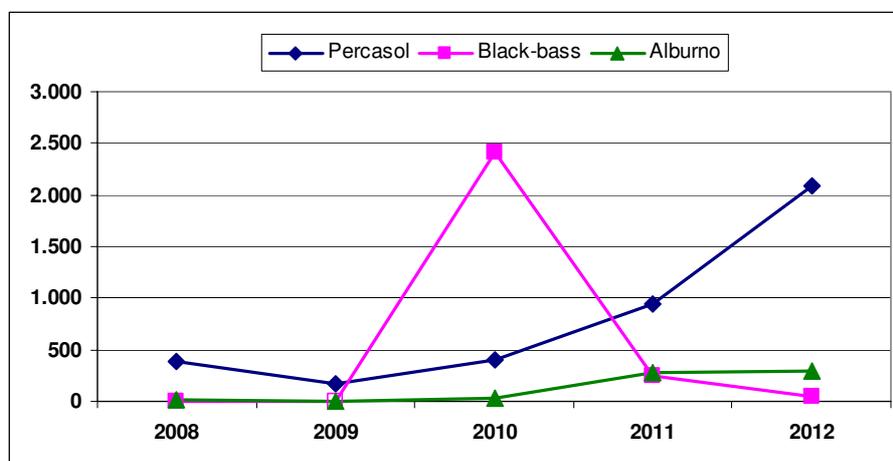


Figura 4. Evolución porcentaje relativo ictiofauna alóctona respecto al total de ictiofauna capturada

187
188

189 Para intentar reducir todo lo posible la presencia de EEI en el año 2010, se decidió
 190 realizar dos vueltas, utilizando, además de la pesca eléctrica, una red de nylon, de 10 mm de
 191 malla, de 20 m de longitud, 1,25 m de altura en los extremos y 2,0 m de altura en el centro.
 192 Dicha red estaba provista de flotadores y plomada. Gracias a la combinación de dos métodos
 193 de captura y de dos revisiones de las tablas, se logró reducir, por ejemplo, la población de
 194 black-bass del 26,1% al 0,1% en el año 2012.

195
 196 A pesar del aumento exponencial del black-bass en el año 2010, la especie mayoritaria
 197 es el percasol, cuya población va aumentando año tras año, capturándose menos de 500
 198 ejemplares por año en el periodo 2008-2010, pero ascendiendo dichas cifras de captura hasta
 199 más de 2.000 en el 2012. El alburno ha pasado de casi no estar presente durante los tres
 200 primeros años a mantenerse en cifras, de momento, estables, alrededor de 300 individuos por
 201 año. Por último, la situación del black-bass es bien distinta, ya que tras haber capturado más
 202 de 2.400 en el año 2010, su población ha disminuido hasta niveles testimoniales (23
 203 ejemplares adultos en 2012). A continuación, en la figura siguiente se muestra con detalle
 204 dicha evolución.



205
 206 *Figura 5. Evolución de las capturas de EEI en el río Estena*

207 La población de percasol se mantuvo en valores por debajo del 1% durante los tres
 208 primeros años. Sin embargo, a partir del año 2011 se ha triplicado la población de esta especie
 209 invasora, manteniéndose por encima del 3%. En cuanto a la densidad, durante el año 2012 se
 210 han alcanzado cifras superiores a 0,03 percasoles por m², con un aumento progresivo (Tabla
 211 2).

212 *Tabla 2. Evolución de la población de percasol en el río Estena. (media±desviación estándar). Periodo 2008-2012.*

AÑO	% percasol respecto ictiofauna total	Densidad percasol (individuos/m ²)
2008	0,98%±2,04	0,020±0,0758
2009	0,55%±1,41	0,006±0,0292
2010	0,73%±4,01	0,001±0,0052
2011	3,46%±11,18	0,012±0,0695
2012	3,07%±6,50	0,032±0,0839

213
 214 En cuanto al alburno, si bien hasta el año 2010 su presencia era prácticamente
 215 testimonial, con densidades siempre inferiores a 0,001 individuos por m², es a partir del año

216 2011 cuando se incrementa tanto su densidad como el porcentaje relativo (Tabla 3), aunque
217 siempre con valores inferiores al 1%.

218 *Tabla 3. Evolución de la población de alburno en el río Estena. (media±desviación estándar). Periodo 2008-2012.*

AÑO	% alburno respecto ictiofauna total	Densidad alburno (individuos/m ²)
2008	0,04%±0,13	<0,001±0,0006
2009	0,00%±0,00	0,000±0,0000
2010	0,18%±1,24	<0,001±0,0019
2011	0,64%±2,47	0,002±0,0148
2012	0,59%±4,14	0,005±0,0261

219 Finalmente, el black-bass ha pasado de no estar presente en el año 2009 a mostrar un
220 porcentaje superior al 25% en el 2010. Tras el intensivo trabajo de control realizado durante
221 todo el mes de septiembre del 2010, utilizando dos técnicas de captura a la vez, el porcentaje
222 de presencia relativa disminuyó en los dos años siguientes, logrando un valor menor del 0,1%
223 y una densidad media prácticamente 100 veces menor (Tabla 4).

224 *Tabla 4. Evolución de la población de black-bass en el río Estena. (media±desviación estándar). Periodo 2008-2012.*

AÑO	% black-bass respecto ictiofauna total	Densidad black-bass (individuos/m ²)
2008	0,01%±0,05	<0,001±0,0030
2009	0,00%±0,00	0,000±0,0000
2010	26,07%±38,23	0,094±0,3963
2011	0,60%±1,95	0,002±0,0101
2012	0,09%±0,52	0,001±0,0056

226 La realización de dos pasadas en las tablas con black-bass, en el año 2010, permitió
227 detectar diferencias en la capturabilidad, en función de la profundidad y/o dimensiones de
228 dichas tablas. De este modo, en aquellas tablas perfectamente vadeables (profundidad menor
229 de 0,75 m) y superficie menor de 230 m², en la segunda vuelta solamente se capturó el 9,8%
230 de black-bass respecto a la primera, lo que supondría una capturabilidad de 0,893. Sin
231 embargo, en las tablas donde la pesca eléctrica era insuficiente, se decidió la utilización de la
232 red de nylon. Con la combinación de ambas técnicas, se logró capturar 290 ejemplares en la
233 segunda vuelta, mientras que en la primera se habían capturado solamente 95 black-bass.
234

235 Por último, se han analizado las interacciones competitivas entre el jarabugo y las EEI,
236 referido solamente al año 2010. En primer lugar, se ha analizado la relación entre la
237 abundancia de jarabugo en términos relativos y la presencia o ausencia de EEI. La estadística
238 descriptiva de la variable de cruce mostró que el valor medio del porcentaje de jarabugos por
239 tabla fue del 1,24% ($\sigma = 0.0307$) en las tablas con ausencia de EEI y de solamente el 0,37%
240 ($\sigma = 0,0151$) en las tablas con existencia de EEI. Estas diferencias fueron estadísticamente
241 significativas (H de Kruskal-Wallis, equivalente a $\text{Chi}^2 = 15,6163$; $p = 0,0001$). En definitiva,
242 la población de jarabugo de una determinada tabla es mayor cuando no existen peces exóticos
243 invasores.
244

245 De forma similar, se analizó también el porcentaje de especies exóticas invasoras en las
246 tablas con presencia de jarabugo y en aquellas sin la especie amenazada. Se realizó un Test de
247 dos muestras de Mann-Whitney/Wilcoxon (Test de Kruskal-Wallis para dos grupos). El
248

249 valor de H de Kruskal-Wallis (equivalente a χ^2) fue 5,8438 ($p= 0,0156$). En definitiva, el
 250 análisis estadístico indica que en el tramo del río Estena donde se localizan jarabugos, la
 251 proporción de especies exóticas se reduce a menos del 1,76% ($\sigma= 0,0602$), mientras que este
 252 porcentaje se eleva al 17,67% ($\sigma= 0,3097$) en las tablas donde no se logró capturar jarabugo.
 253

254 5. Discusión

255
 256 Los trabajos realizados durante el periodo 2008-2012 en el río Estena han permitido
 257 conocer la situación de uno de los ciprínidos más amenazados de la Península Ibérica, el
 258 jarabugo, así como las interrelaciones con la ictiofauna exótica invasora que amenaza su
 259 población: el percasol, el alburno y el black-bass.
 260

261 La densidad media del jarabugo, en las tablas del río Estena con presencia del mismo,
 262 ha variado entre 0,012 y 0,026 individuos por m^2 , con máximos de $0,101/m^2$ en el año 2008.
 263 Esta densidad es inferior a la obtenida por BLANCO-GARRIDO (2006), en la cuenca del
 264 Guadiana, en que registró una abundancia media de $0,06$ individuos/ m^2 . Sin embargo,
 265 nuestros resultados son superiores a la estimación de ELVIRA et al (2007) en el río Estena,
 266 durante los años 2005 y 2006, en que obtuvieron $0,007$ individuos/ m^2 . Por otra parte, en la
 267 cuenca del río Bembézar, dentro de la cuenca del Guadalquivir, la densidad media es de $0,004$
 268 jarabugos/ m^2 (DE MIGUEL et al, 2010).
 269

270 Teniendo en cuenta el porcentaje de jarabugos respecto al total de ictiofauna autóctona,
 271 el valor medio ha sido del 0,97%, permaneciendo estable durante los dos últimos años,
 272 después de la invasión de black-bass ocurrida en el año 2010. Considerando solamente las
 273 tablas con presencia de jarabugo, el porcentaje medio, durante este periodo de cinco años,
 274 respecto a la ictiofauna autóctona fue del 2,50%, con máximos del 33,36% en una tabla
 275 situada en el extremo norte de esta población. En la cuenca del río Bembézar (cuenca del
 276 Gaudalquivir), el porcentaje medio de contribución del jarabugo a la ictiofauna autóctona fue
 277 del 2,83%, con máximos en una localidad del 33,33% (DE MIGUEL et al, 2010).
 278

279 Tanto el black-bass como el percasol y el alburno están considerados como la principal
 280 amenaza para el jarabugo (DOADRIO, 2001; BLANCO-GARRIDO, 2006; DOADRIO et al,
 281 2011). Por otra parte, recientemente se ha detectado la hibridación interespecífica entre el
 282 alburno y el cacho y el calandino (ALMODOVAR et al, 2012). El peligro de la introgresión
 283 con genes alóctonos del alburno con especies tan estrechamente relacionadas como el
 284 jarabugo (PEREA et al, 2010) y el calandino es muy elevado, motivado, en parte, por un
 285 antecesor “*Anaocypris*” común (CUNHA et al, 2011). Nuestro estudio estadístico ha puesto
 286 de manifiesto que estas tres especies invasoras ejercen un impacto negativo y significativo
 287 sobre la población de jarabugo del río Estena.
 288

289 El control llevado a cabo sobre las EEI, durante los últimos cinco años, muestra
 290 resultados dispares en función de la especie considerada. La población de black-bass se ha
 291 reducido a mínimos (menos del 0,1%), a pesar de que solamente dos años antes representaban
 292 el 26% del total de ictiofauna. El alburno se mantiene en cifras estables y minoritarias, aunque
 293 no debe bajarse la guardia, teniendo en cuenta que el hábitat del jarabugo en la Península
 294 Ibérica se ha visto reducida alarmantemente, en los últimos años, llegando a desaparecer de
 295 zonas donde era abundante por la nueva presencia del alburno (DOADRIO et al, 2011). El
 296 percasol ha ido aumentando progresivamente su presencia, alcanzando valores en torno al 3%
 297 respecto a la ictiofauna del río Estena durante los dos últimos años. Sin embargo, hay que

298 tener en cuenta el cambio en la época de captura, pasando a iniciarse a principios de julio en
 299 lugar de en agosto o septiembre. A principios del verano, los adultos suelen encontrarse en las
 300 orillas de las tablas, construyendo o defendiendo los nidos. En estas zonas de poca
 301 profundidad es mucho más efectiva la pesca eléctrica, lo que podría explicar el aumento de las
 302 capturas durante los años 2011 y 2012. Por otra parte, al retirar los percasoles adultos, antes
 303 del inicio del periodo de freza, se logra disminuir el reclutamiento del año siguiente, de forma
 304 importante.

305
 306 Se ha propuesto una “Estrategia de Conservación” para asegurar la supervivencia de las
 307 poblaciones de jarabugo de la Península Ibérica (COLLARES-PEREIRA et al, 1998, 2000,
 308 2002; COWX & COLLARES PEREIRA, 2000), entre las que destaca la erradicación de las
 309 especies alóctonas de peces, actividad que se ha desarrollado en el Parque Nacional de
 310 Cabañeros desde hace 5 años. Es de vital importancia continuar con las medidas de control de
 311 la ictiofauna exótica invasora, habida cuenta de la existencia de cinco grupos diferentes de
 312 haplotipos en la Península Ibérica, de los que el haplotipo E, formado por las poblaciones del
 313 río Estena, Estenilla y Guadalmez, de la cuenca del Guadiana, es el más diferenciado
 314 genéticamente (DE MIGUEL et al, 2010).

315
 316 La pesca eléctrica puede ser el método más efectivo para lograr el control e incluso la
 317 erradicación de estas especies, utilizando otras técnicas auxiliares, como redes no lesivas, para
 318 aumentar la capturabilidad. El diferente comportamiento experimentado por las EEI presentes
 319 en el río Estena en el control de sus poblaciones motiva la realización de estudios científicos,
 320 con el fin de mejorar las técnicas de control y salvaguardar, de esta forma, las especies
 321 autóctonas del Parque Nacional de Cabañeros, en especial el jarabugo.

322 323 **6. Agradecimientos**

324
 325 Los trabajos de muestreo de la ictiofauna autóctona y de control de las especies
 326 piscícolas exóticas invasoras, a lo largo del periodo 2008-2012, han podido llevarse a cabo
 327 gracias al apoyo recibido por parte del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio
 328 Ambiente, a través del Organismo Autónomo Parques Nacionales.

329 330 **7. Bibliografía**

331
 332 ALLENDORF, F.W.; LEARY, R.F.; SPRUELL, P.; WENBURG, J.K.; 2001. The problems
 333 with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends Ecol. Evol.* 16, 613-622

334
 335 ALMEIDA, D.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G.; ELVIRA, B.; GROSSMAN, G.D.;
 336 2012. Trophic plasticity of invasive juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* in
 337 Iberian streams. *Fish. Res.* 113, 153-158

338
 339 ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.G.; LEAL, S.; TORRALVA, M.; ELVIRA, B.; 2012.
 340 Natural hybridization with invasive bleak *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian
 341 endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius*
 342 *pyrenaicus*. *Biol. Invasions* 14, 2237-2242

343
 344 BENEJAM, L.; ALCARAZ, C.; BENITO, J.; CAIOLA, N.; CASALS, F.; MACEDA-
 345 VEIGA, A.; DE SOSTOA, A.; GARCÍA-BERTHOUS, E.; 2011. Fish catchability and
 346 comparison of four electrofishing crews in Mediterranean streams. *Fish. Res.* 123-124, 9-15

- 347
348 BERTRAND, K.N.; GIDO, K.B.; GUY, C.S.; 2006. An evaluation of single-pass versus
349 multiple-pass backpack electrofishing to estimate trends in species abundance and richness in
350 prairie streams. *Trans Kans Acad Sci* 109, 131-138
351
- 352 BERZAS, J.J.; RODRÍGUEZ, R.C.; GUZMÁN, F.J.; JIMÉNEZ, M.; ORTEGA, S.;
353 SÁNCHEZ-HERRERA, M.M.; MARTÍN-NIETO, S.; DONCEL, A.; 2009. Integrated
354 pollution evaluation of the Tagus River en Central Spain. *Environ. Monit. Assess.* 156, 461-
355 477
356
- 357 BLANCO-GARRIDO, F.; 2006. Ecología, distribución y conservación de peces continentales
358 en el cuadrante suroccidental ibérico. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva. 151 pp. Huelva.
359
- 360 CAMBRAY, J.A.; 2003. Impact on indigenous species biodiversity caused by globalisation of
361 aline recreational freshwater fisheries. *Hydrobiologia* 500, 217-230
362
- 363 CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J.; 2004. Fish fauna in Iberian
364 Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquat.*
365 *Conserv.* 14, 575-585
366
- 367 CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHO, E.; 2006. Homogenization dynamics and introduction
368 routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecol Appl* 16, 2313-2324.
369
- 370 COLLARES-PEREIRA, M.J.; PIRES, A.M.; COELHO, M.M.; COWX, I.G., 1998. Towards
371 a conservation strategy for *Anaocypris hispanica*, the most endangered non-migratory fish in
372 Portuguese streams. En: COWX, I.G. (Ed.). *Stocking and Introduction of Fish*. 437-449. Edit.
373 Fishing News Books. Blackwell Science. Oxford.
374
- 375 COLLARES-PEREIRA, M.J.; COWX, I.G.; RIBEIRO, F.; RODRIGUES, J.A.; ROGADO,
376 L.; 2000. Threats imposed by water development schemes on the conservation of endangered
377 fish species in the Guadiana river basin in Portugal. *Fisheries Manag. Ecol.* 7, 167-178
378
- 379 COLLARES-PEREIRA, M.J.; COWX, I.G.; RODRIGUES, J.A.; ROGADO, L., 2002. A
380 conservation strategy for *Anaocypris hispanica*: a picture of LIFE for a highly endangered
381 Iberian fish. En: COLLARES-PEREIRA, M.J., COWX, I.G., COELHO, M.M. (Eds.).
382 *Conservation of Freshwater Fishes: Options for the future*. 186-197. Edit. Fishing News
383 Books. Oxford
384
- 385 COWX, I.G.; COLLARES-PEREIRA, M.J.; 2000. Conservation of endangered fish species
386 in the face of water resource development schemes in the Guadiana River, Portugal: harmony
387 of the incompatible. En: COWX, I.G. (Ed.): *Management and Ecology of River Fisheries*.
388 428-438. Edit. Fishing News Books, Blackwell Science. Oxford
389
- 390 CUCHEROUSSET, J.; OLDEN, J.D.; 2011. The ecological impacts of nonnative freshwater
391 fishes. *Fisheries* 36, 215-230
392
- 393 CUNHA, C.; DOADRIO, I.; ABRANTES, J.; COELHO, M.M.; 2011. The evolutionary
394 history of the allopolyploid *Squalius alburnoides* (Cyprinidae) complex in the Northern
395 Iberian Peninsula. *Heredity* 106, 100-112

- 396
 397 DARWALL, W.; SMITH, K.; ALLEN, D.; SEDDON, M.; MCGREGOR REID, G.;
 398 CLAUSNITZER, V.; 2008. Freshwater biodiversity – a hidden resource under threat. En:
 399 VIÉ, J.C.; HILTON-TAYLOR, C.; STUART, S.N. (Eds.): *Wildlife in a Changing World –*
 400 *An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. 43-53. Edit. IUCN. Gland
 401
 402 DE MIGUEL, R.; PINO, E.; RAMIRO, A.; ARANDA, F.; PEÑA, J.P.; DOADRIO, I.;
 403 FERNÁNDEZ-DELGADO, C.; 2010. On the occurrence of *Anaocypris hispanica*, an
 404 extremely endangered Iberian endemism, in the Guadalquivir River basin. *J. Fish Biol.* 76,
 405 1454-1465
 406
 407 DOADRIO, I. (Ed.); 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. Edit.
 408 Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Museo Nacional de Ciencias Naturales.
 409 364 pp. Madrid.
 410
 411 DOADRIO, I.; PEREA, S.; GARZÓN-HEYDT, P.; GONZÁLEZ, J.L.; 2011. Ictiofauna
 412 continental española. Bases para su seguimiento. DG Medio Natural y Política Forestal.
 413 MARM. 616 pp. Madrid
 414
 415 ELVIRA, B.; 1995. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater*
 416 *Biol.* 33, 103-108
 417
 418 ELVIRA, B.; ALMODÓVAR, A.; NICOLA, G.; ALMEIDA, D.; 2007. Impacto de los peces
 419 y cangrejo introducidos en el Parque Nacional de Cabañeros. En: RAMÍREZ, L.; ASENSIO,
 420 B. (Eds.). *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2003-2006*. 181-193. Edit.
 421 Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid
 422
 423 ESCHMEYER, W. N. & FRICKE, R.; 2012. Catalog of Fishes electronic version.
 424 <http://research.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (Acceso el 11 de
 425 octubre de 2012).
 426
 427 FREYHOF, J.; BROOKS, E.; 2011. European Red List of Freshwater Fishes. Edit.
 428 Publications Office of the European Union. 60 pp. Luxembourg
 429
 430 GARCÍA-BERTHOUS, E.; ALCARAZ, C.; POU-ROVIRA, Q.; ZAMORA, L.; COENDERS,
 431 G.; FEO, C.; 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic
 432 species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 453-463
 433
 434 GARCÍA DE JALÓN, D.; 2006. River regulation in Spain. *Regul. River* 1, 343-348
 435
 436 GOZLAN, R.E.; HILAIRE, S.S.; FEIST, S.W.; MARTIN, P.; KENT, M.L.; 2005. Disease
 437 threat to European fish. *Nature* 435, 1046–1050
 438
 439 HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J. 2010. Assessing
 440 the ecological status in species-poor Systems: A fish-based index for Mediterranean Rivers
 441 (Guadiana River, SW Spain). *Ecol. Indic.* 10, 1152-1161
 442

- 443 HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; 2011. Threatening processes and conservation management
444 of endemic freshwater fish in the Mediterranean basin: a review. *Mar. Freshwater Res.*, 62,
445 244-254
446
- 447 HERMOSO, V.; CLAVERO, M.; BLANCO-GARRIDO, F.; PRENDA, J.; 2011. Invasive
448 species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role and interactive
449 effects in freshwater fish diversity loss. *Ecol. Appl.* 21, 175-188
450
- 451 KARK, S.; LEVIN, N.; GRANTHAM, H.S.; POSSINGHAM, H.P.; 2009. Between-country
452 collaboration and consideration of costs increase conservation planning efficiency in the
453 Mediterranean Basin. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 15368-15373
454
- 455 LACORTE, S.; RALDÚA, D.; MARTÍNEZ, E.; NAVARRO, A.; DÍEZ, S.; BAYONA, J.M.;
456 BARCELÓ, D.; 2006. Pilot survey of a broad range of priority pollutants in sediment and fish
457 from the Ebro river basin (NE Spain). *Environ. Pollut.* 140, 471-482
458
- 459 MACEDA-VEIGA, A.; MONLEON-GETINO, A.; CAIOLA, N.; CASALS, F.; DE
460 SOSTOA, A., 2010. Changes in fish assemblages in catchments in north-eastern Spain:
461 biodiversity, conservation status and introduced species. *Freshwater Biol.* 55, 1734-1746
462
- 463 MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; DA FONSECA, G.B.A.;
464 KENT, J.; 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858
465
- 466 OLDEN, J.D.; 2006. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation
467 biogeography. *J. Biogeogr.* 33, 2027-2039
468
- 469 PEREA, S.; BÖHME, M.; ZUPANCIC, P.; FREYHOF, J.; SANDA, R.; ÖZULUG, M.;
470 ABDOLI, A.; DOADRIO, I.; 2010. Phylogenetic relationships and biogeographical patterns in
471 Circum-Mediterranean subfamily Leuciscinae (Teleostei, Cyprinidae) inferred from both
472 mitochondrial and nuclear data. *BMC Evol Biol* 10 (265), 1-27
473
- 474 RIBEIRO, F.; COWX, I.G.; COLLARES-PEREIRA, M.J.; 2000. Life history traits of the
475 endangered Iberian cyprinid *Anaecypris hispanica* and their implications for conservations.
476 *Arch. Hydrobiol.* 149, 569-586
477
- 478 SÁLY, P.; ERÓS, T.; TAKÁCS, P.; SPECZIÁR, A.; KISS, I.; BÍRÓ, P.; 2009. Assemblage
479 level monitoring of stream fishes: The relative efficiency of single-pass Vs. double-pass
480 electrofishing. *Fish. Res.* 99, 226-233
481
- 482 SMITH, K.G.; DARWALL, W.R.T.; 2006. The status and distribution of freshwater fish
483 endemic to the Mediterranean basin. Edit. IUCN. 34 pp. Gland y Cambridge
484
- 485 UNE-EN 14011 Calidad del Agua. Muestreo de peces con electricidad.
486
- 487 UNE-EN 14962 Calidad del Agua. Líneas directrices sobre el campo de aplicación y la
488 selección de métodos de muestreo de peces.