

Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica

E. García-Berthou^{1,*}, D. Almeida¹, L. Benejam², K. Magellan¹, M.-J. Bae¹, F. Casals³, R. Merciai¹

(1) Universidad de Girona, Instituto de Ecología Acuática, 17071 Girona, España.

(2) Universidad de Vic, Escuela Politécnica Superior, 08500 Vic, España.

(3) Universidad de Lleida, Departamento de Producción Animal, 25198 Lleida, España.

* Autor de correspondencia: E. García-Berthou [emili.garcia@udg.edu]

> Recibido el 10 de septiembre de 2014 - Aceptado el 08 de octubre de 2014

García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M.-J., Casals, F., Merciai, R. 2015. Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica. *Ecosistemas* 24(1): 36-42. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.07

La península ibérica goza de una rica fauna de peces continentales, muchos de ellos endémicos y amenazados. Una de las causas de su declive es la introducción de especies exóticas o la translocación de algunas nativas a nuevas cuencas. En este trabajo, revisamos los impactos ecológicos de estas introducciones, desde los niveles genético e individual a los de comunidad y global, basándonos principalmente en trabajos de la península. Aunque la evidencia acumulada es considerable, el impacto ecológico de la mayoría de especies e introducciones apenas ha sido estudiado y seguramente es mucho mayor del que se conoce

Palabras clave: ríos; embalses; especies invasoras; pesca continental; acuicultura.

García-Berthou, E., Almeida, D., Benejam, L., Magellan, K., Bae, M.-J., Casals, F., Merciai, R. 2015. Ecological impact of inland fish introduced to the Iberian Peninsula. *Ecosistemas* 24(1): 36-42. Doi.: 10.7818/ECOS.2015.24-1.07

The Iberian Peninsula has a rich fauna of freshwater fish, with many endemics that are threatened. One of the threat causes is the introduction of exotic species or translocation of natives to new basins. In this paper, we review the ecological impacts of these introductions, from the genetic and individual to the community and global levels, primarily using studies from the Peninsula. Although the accumulated evidence is considerable, the ecological impact of most species and introductions has barely been studied and is probably much greater than is known.

Key words: rivers; reservoirs; invasive species; inland fisheries; aquaculture

Introducción

Los peces continentales son importantes por muchas razones. En primer lugar, son un importante componente de la biodiversidad, a pesar de las relativamente reducidas dimensiones de los ecosistemas acuáticos continentales. En la península ibérica, tenemos unas 61 especies de peces continentales, 51 estrictamente de aguas continentales (no migran al mar), de las cuales 41 son endémicas, a menudo de una sola cuenca hidrográfica (Doadrio et al. 2011b). En segundo lugar, los peces ocupan un papel clave en las redes tróficas y funcionamiento ecosistémico de nuestros ríos y lagunas, por su mayor longevidad, tamaño y capacidad de movimiento. Además, son una excelente herramienta para la educación ambiental y como indicadores ambientales (Murphy et al. 2013).

Muchas de estas especies endémicas están amenazadas y precisan de urgentes planes de conservación y gestión: de las 61 especies de peces continentales ibéricas, 57 están amenazadas, 10 de ellas en peligro crítico (Doadrio et al. 2011b). El agua es en general un recurso escaso en la península y muchas perturbaciones afectan a nuestros ríos, lagos y lagunas, como la construcción de embalses, la reducción de caudal por usos agrícolas, industriales o urbanos, la alteración del hábitat (por ejemplo, la canalización) y la introducción de especies exóticas (Maceda-Veiga 2013). La introducción de especies exóticas, o la translocación de nativas de

una región a cuencas donde no lo son, es una problemática especialmente importante en las aguas continentales. Aunque la distribución geográfica de las especies siempre ha sido dinámica (p. ej. con las variaciones históricas del clima o las cuencas hidrográficas), la capacidad de transporte actual y la globalización económica ha comportado un fuerte aumento de las tasas y distancias de introducción. Muchas de las especies introducidas no se establecen, por ejemplo porque no son capaces de sobrevivir o reproducirse a bajas temperaturas. Algunas sí se establecen y algunas se vuelven invasoras, es decir, amplían su distribución desde el punto de introducción y se vuelven abundantes. En la península tenemos unas 26 especies de peces introducidas o no-nativas, de las cuales unas 12 son invasoras (Fausch y García-Berthou 2013).

A continuación, revisamos qué impactos ecológicos provocan los peces introducidos, usando principalmente los estudios realizados en la península como ejemplos. Hay múltiples definiciones posibles del impacto ecológico de las especies introducidas (Jeschke et al. 2014). Siguiendo a Simberloff et al. (2013), consideraremos que el impacto ecológico de una especie o población introducida (o no-nativa) es cualquier cambio importante (aumento o disminución) de alguna propiedad o proceso ecológico, sin considerar el valor percibido por los humanos. Los impactos ecológicos no se limitan a las especies invasoras (que típicamente tienen unos efectos mayores o más fáciles de detectar) sino que una especie

establecida pero no invasora o incluso una que se introduce y desaparece puede tener un impacto ecológico. Revisaremos los impactos siguiendo las clasificaciones usadas por Lockwood et al. (2007) y Cucherousset y Olden (2011), que los agrupan en niveles de organización (desde el genoma a escala global), aunque a menudo las introducciones tienen impactos en múltiples niveles que además interaccionan entre sí.

Impactos genéticos

Los impactos genéticos de las especies invasoras se definen como alteraciones en la estructura genética de las especies nativas y pueden ser directos o indirectos (Lockwood et al. 2007). El principal impacto directo es la hibridación, es decir, el cruce entre especies distintas o entre individuos de linajes o poblaciones genéticamente distintas (Rhymer y Simberloff 1996; Parker et al. 1999; Lockwood et al. 2007), que es muy común en los peces continentales ibéricos (Leunda 2010; Ribeiro y Leunda 2012). Los impactos indirectos incluyen cambios en los patrones de selección natural o del flujo de genes dentro de poblaciones nativas (Parker et al. 1999). Por ejemplo, la intensa presión de selección impuesta a menudo por especies no nativas puede resultar en selección rápida (Strauss et al. 2006), que puede alterar las frecuencias alélicas de poblaciones naturales (Parker et al. 1999). Las especies no nativas también pueden fragmentar las poblaciones de especies nativas alterando de esta manera el flujo de genes (Parker et al. 1999).

Los efectos genéticos de las invasiones están relativamente bien estudiados en los peces de agua dulce, tanto a nivel internacional (Parker et al. 1999; Cucherousset y Olden 2011) como de la península ibérica, especialmente en el caso de los salmónidos (Leunda 2010; Ribeiro y Leunda 2012). La trucha común (*Salmo trutta*), y otros salmónidos se encuentran entre las especies de peces más ampliamente introducidas a nivel mundial, básicamente por su interés en pesca deportiva y acuicultura (Cucherousset y Olden 2011). La trucha común es una especie nativa de la mayor parte de los ríos europeos. La península ibérica está en el límite suroccidental de la distribución de esta especie y fue un refugio glacial para esta especie por lo que es un importante límite geográfico entre linajes atlánticos y mediterráneos, con un alto grado de diversidad y estructura genética (Suárez et al. 2001; Almodóvar et al. 2006; Sanz et al. 2006). Sin embargo, los programas de repoblación de trucha común en la península ibérica habitualmente han ignorado la existencia de esta estructura genética, proporcionando una considerable oportunidad adicional para la hibridación e introgresión (Almodóvar et al. 2006).

La introgresión se define como el flujo génico entre poblaciones distintas cuando algunos de sus individuos se hibridan y luego los híbridos se cruzan con individuos de las poblaciones parentales (Rhymer y Simberloff 1996). En una revisión, se halló que cerca del 50 % de 307 poblaciones ibéricas de *Salmo trutta* tenía un cierto grado de introgresión genética con poblaciones de origen centro y norteeuropeo (Almodóvar et al. 2006). El grado de introgresión dependía básicamente de la intensidad de las repoblaciones pero también de factores ambientales como el régimen hídrico o del ciclo vital de las poblaciones nativas. En particular, las poblaciones cantábricas sufrieron mucha menor introgresión, probablemente por la anadromía (migración al mar) de algunas de ellas.

Muy importante pero mucho menos estudiada que la introgresión de salmónidos debe ser la hibridación interespecífica de ciprínidos. Muchas especies de ciprínidos europeos producen híbridos, a veces fértiles (Scribner et al. 2001). También se han descrito numerosos híbridos que se producen de forma natural entre ciprínidos ibéricos (Elvira et al. 1990; Almodóvar et al. 2012), los cuales incluyen muchas especies endémicas, muchas de ellas amenazadas. Recientemente se han descrito híbridos en el río Tajo entre alburno (*Alburnus alburnus*), un ciprínido europeo que ha sido introducido ilegalmente en la mayoría de cuencas ibéricas en los últimos 15 años, (Fig. 1) y especies nativas como el cacho (*Squalius pyrenaicus*) y el complejo hibridogenético *Squalius alburnoides* (Almodóvar et al. 2012). En el Júcar, se han citado híbridos entre la boga de río

(*Pseudochondrostoma polylepis*), introducida/traslocada desde el Tajo seguramente mediante el trasvase Tajo-Segura, y la loina (*Parachondrostoma arrigonis*), endémica del Júcar y en peligro crítico de extinción, aunque últimamente no se han detectado dichos híbridos (Elvira 1995; Doadrio 2011a). La hibridación entre especies nativas de ciprínidos ibéricos y especies introducidas o traslocadas parece uno de los ejemplos de muchos efectos potenciales importantes con todavía pocas evidencias publicadas.

Impactos individuales

Los impactos individuales de las especies introducidas alteran la eficacia biológica y las características de los individuos por lo que comprenden cambios en fenotipos, incluyendo comportamiento, morfología, ecofisiología y tasas demográficas como el crecimiento y la mortalidad (Parker et al. 1999; Lockwood et al. 2007; Cucherousset y Olden 2011). Las alteraciones pueden ser plásticas, es decir, tener la capacidad de variar a lo largo de la vida del individuo, o de adaptación, inducidas por presiones de selección impuestas por especies invasoras (Mooney y Cleland 2001; Strauss et al. 2006). Por ello los impactos individuales son uno de los más importantes, especialmente en la fase de introducción de una nueva especie. Aunque a menudo hay un desfase temporal (*time lag*) entre la introducción de una especie y la detección de impactos (Parker et al. 1999), los impactos individuales se producen casi de inmediato, especialmente en el caso del comportamiento y la ecofisiología, y a menudo son fáciles de medir (Lockwood et al. 2007).

Buena parte de la investigación sobre los impactos individuales se centra en los efectos de los depredadores o competidores invasores en el comportamiento (Sih et al. 2010). En algunos casos, las especies nativas "ingenuas" (*naïve*) pueden responder adecuadamente a especies invasoras nuevas por ser estas similares a



Figura 1. Algunos de los peces continentales introducidos invasores de la Península Ibérica. Desde arriba a la izquierda, en sentido del reloj: alburno (*Alburnus alburnus*), carpa (*Cyprinus carpio*), perca americana (*Micropterus salmoides*), lucioperca (*Sander lucioperca*), salvelino (*Salvelinus fontinalis*), lucio (*Esox lucius*), siluro (*Silurus glanis*) y gobio raborra (*Pseudorasbora parva*). El autor de todas las fotografías es Lluís Benejam (excepto para siluro, lucioperca y salvelino; autor: Roberto Merciai).

Figure 1. Some alien invasive inland fish in the Iberian Peninsula. From top left, clockwise: bleak (*Alburnus alburnus*), common carp (*Cyprinus carpio*), largemouth bass (*Micropterus salmoides*), pikeperch (*Sander lucioperca*), brook trout (*Salvelinus fontinalis*), northern pike (*Esox lucius*), European catfish (*Silurus glanis*) and topmouth gudgeon (*Pseudorasbora parva*). All photos are by Lluís Benejam (except for catfish, pikeperch and brook trout; author: Roberto Merciai).

otros depredadores o competidores nativos existentes, lo que se conoce como preadaptación por coincidencia (*coincidental pre-adaptation*) (Strauss et al. 2006). Por lo tanto, una especie que tiene una historia evolutiva con algunas especies depredadoras puede ser capaz de reconocer un depredador novel similar (Strauss et al. 2006; Sih et al. 2010). Sin embargo, a menudo la especie presa es incapaz de reconocer y responder adecuadamente a un nuevo depredador o competidor, que por tanto tiene ventaja de la novedad (Sih et al. 2010). Este efecto puede ser importante para los peces continentales de la península ibérica, donde hay pocas especies de peces piscívoros (Leunda 2010). Los depredadores y competidores introducidos también pueden inducir cambios en el uso del hábitat, la actividad reproductiva o ritmos diarios (Parker et al. 1999; Lockwood et al. 2007; Gozlan et al. 2010; Leunda 2010; Cucherousset y Olden 2011; Ribeiro y Leunda 2012).

La gambusia (*Gambusia holbrooki*) es una especie nativa solo de Estados Unidos que junto con *Gambusia affinis* se ha introducido a más de 50 países (García-Berthou et al. 2005) originalmente para el control de mosquitos como vectores de enfermedades (Pyke 2008). La gambusia se introdujo en Europa a través de España en 1921 (Vidal et al. 2010) y es una de los peces más invasores de las aguas continentales mediterráneas y del mundo en general (Lowe et al. 2000). La gambusia es una especie agresiva y a menudo muy abundante durante los meses cálidos (Meffe y Snelson 1989; Evans et al. 2011) y seguramente es la especie de pez de la que mejor se conoce el impacto ecológico en la península (Carmona-Catot et al. 2013).

Se ha demostrado experimentalmente que la competencia por los recursos y la agresión de la gambusia tiene efectos en los comportamientos alimentarios y reproductivos, el uso de hábitat, y la supervivencia de dos ciprinodontiformes en peligro de extinción endémicos de la Península: el fartet (*Aphanius iberus*) y el samaruc (*Valencia hispanica*). La mayoría de estudios han encontrado considerable agresión de gambusia hacia los ciprinodontiformes nativos (Rincón et al. 2002; Alcaraz et al. 2008; Carmona-Catot et al. 2013); el único estudio que no halló tal agresión (Caiola y de Sostoa 2005) usaba densidades muy bajas. La gambusia también afecta a las especies nativas por depredación en juveniles de otras especies (aunque esto es difícil de demostrar) y por competencia por los recursos. La gambusia se muestra a menudo más voraz que las especies nativas (Alcaraz et al. 2008; Carmona-Catot et al. 2013) y disminuye la tasa de alimentación de estas (Rincón et al. 2002), incluso cuando las nativas son más abundantes y los recursos alimentarios no son limitantes (Caiola y de Sostoa 2005). Sin embargo, la competencia entre gambusia y los peces nativos depende claramente de los factores ambientales (*condition-specific or contex-dependent competition*). La gambusia es menos eficiente y agresiva a bajas temperaturas (Rincón et al. 2002; Carmona-Catot et al. 2013) y altas salinidades (Alcaraz y García-Berthou 2007; Alcaraz et al. 2008). Como el fartet básicamente se encuentra actualmente en lagunas costeras muy fluctuantes en salinidad pero a menudo hipersalinas en verano, estos hábitats pueden proporcionar un refugio competitivo respecto la gambusia (Alcaraz y García-Berthou 2007; Alcaraz et al. 2008; Carmona-Catot et al. 2013).

Impactos poblacionales

La depredación es uno de los mecanismos de impacto de las especies invasoras más conocidos. En la península ibérica, han sido introducidos varios peces piscívoros, fundamentalmente para la pesca deportiva (Elvira y Almodóvar 2001; Leunda 2010), como por ejemplo el lucio (*Esox lucius*), la perca americana (*Micropterus salmoides*), la perca europea (*Perca fluviatilis*), la lucioperca (*Sander lucioperca*) o el siluro (*Silurus glanis*) (Fig. 1). La introducción de estos peces piscívoros ha tenido un gran impacto sobre la fauna nativa de la Península, ya que sus poblaciones han evolucionado sin esta presión depredadora y por tanto están poco adaptadas a ella (Ribeiro y Leunda 2012). Los peces piscívoros invasores son capaces de depredar sobre especies endémicas de ciprinidos (gé-

neros *Luciobarbus*, *Pseudochondrostoma*, *Squalius*) y cobítidos (género *Cobitis*), además de otras especies autóctonas, como mugilidos o el amenazado pez fraile (*Salaria fluviatilis*) (blénido) (Elvira et al. 1996; Nicola et al. 1996; Carol et al. 2009; Almeida et al. 2012). Como consecuencia, se ha producido un declive de peces nativos, fundamentalmente en embalses y sus inmediaciones, lo que ha tenido el efecto 'colateral' de la introducción ilegal de peces 'pasto' como el alburno para mantener las poblaciones de los piscívoros (Vinyoles et al. 2007). Desafortunadamente, estas otras introducciones 'accesorias' también suponen una seria amenaza para la fauna nativa (p. ej. Almeida et al. 2014). Dos ejemplos de peces depredadores introducidos bien estudiados y muy diferentes desde el punto de vista ecológico son la ya mencionada perca americana, una de las especies más extendidas en la península ibérica, y el salvelino (*Salvelinus fontinalis*), una especie con una distribución muy restringida en esta región.

La perca americana es originaria de las cuencas hidrográficas que drenan hacia la costa este de Norteamérica, desde Canadá hasta México (Scott y Crossman 1973). Este pez ha sido introducido ampliamente por todo el mundo y actualmente está considerado entre las 100 especies invasoras más dañinas a escala global (Lowe et al. 2000), igual que la gambusia, el salvelino americano o la carpa. La perca americana fue introducida en varios embalses de la península ibérica para la pesca deportiva durante la década de los 50 (Elvira y Almodóvar 2001). Como consecuencia de numerosas introducciones, hoy día está presente en la mayoría de las cuencas de España y Portugal. Un rasgo muy llamativo de la perca americana durante su desarrollo es el fuerte cambio ontogénico de su dieta (p. ej. García-Berthou 2002), lo que le permite explotar distintos recursos tróficos dependiendo de su talla/edad. De esta manera, se reduce la competencia intra-específica, lo que facilita el establecimiento de sus poblaciones en los ecosistemas donde ha sido introducida. Además de este rasgo ecológico, muestra una amplia plasticidad trófica, pudiendo capturar presas muy diferentes respecto a su área de distribución original, lo que le confiere una gran capacidad adaptativa a nuevos hábitats y facilita su fuerte carácter invasor en aguas ibéricas (Almeida et al. 2012). Debido a su abundancia y amplia distribución, la perca americana ha provocado un gran impacto sobre la fauna nativa y endémica de la península ibérica, siendo responsable de fuertes descensos e incluso extinciones locales (Nicola et al. 1996; Leunda 2010).

El salvelino americano es originario de varias cuencas que drenan hacia la costa este de Norteamérica, desde el norte del estado de Georgia en los Estados Unidos de América hasta Canadá (Scott y Crossman 1973). Esta especie ha sido ampliamente introducida en regiones templadas de todo el mundo. Concretamente en la península ibérica, el salvelino americano fue introducido a finales del siglo XIX para la pesca deportiva (Elvira y Almodóvar 2001). Debido a sus requerimientos de bajas temperaturas, los ecosistemas típicos de introducción fueron los arroyos y lagos de alta montaña, por lo que sus poblaciones actuales han quedado restringidas a esos hábitats (Doadrio 2002). Su principal impacto depredador no está relacionado con la piscivoría, ya que en las áreas ibéricas de introducción, la única especie autóctona con la que generalmente cohabita es la trucha común, a la que no es capaz de desplazar (p. ej. Fausch y White 1981; Korsu et al. 2009). Las poblaciones ibéricas que se ven afectadas por la depredación del salvelino americano son anfibios endémicos, tanto anuros como urodelos, que utilizan arroyos, lagos y lagunas de alta montaña (p. ej. ibones) para reproducirse (Bosch et al. 2006; Orizaola y Braña 2006). Por ejemplo, la introducción del salvelino americano en la Laguna Grande del Parque Natural de Peñalara (Comunidad Autónoma de Madrid) durante los años 70 provocó una reducción importante de la endémica rana patilarga (*Rana iberica*), debido a la depredación sobre los renacuajos (Bosch et al. 2006). Afortunadamente, se ha llevado a cabo la erradicación efectiva del salvelino americano en esta masa de agua desde 2003, junto con programas exitosos de cría en cautividad de anfibios, por lo que ahora las poblaciones de rana patilarga han comenzado a recuperarse (Martín-Beyer et al. 2011).

Aparte de la depredación, otro impacto poblacional destacado consiste en la introducción de parásitos alóctonos, i. e. función de las especies invasoras como vectores de enfermedades. El caso más conocido en los ecosistemas acuáticos europeos seguramente es la plaga que ha diezmado las poblaciones de cangrejos autóctonos, provocada por el hongo *Aphanomyces astaci*, que fue introducido junto con cangrejos originarios de América (Souty-Grosset et al. 2006). El impacto de los parásitos introducidos sobre las poblaciones de peces parece ser de menor importancia, ya que no se ha descrito ninguna mortalidad en masa como consecuencia de un patógeno alóctono. Además, las especies invasoras suelen estar menos parasitadas en los ecosistemas donde han sido introducidas. Esto podría deberse a que no existen hospedadores intermediarios adecuados en los nuevos hábitats para completar el ciclo de sus parásitos naturales (ver Torchin et al. 2003 para múltiples casos en diversos taxones). Como ejemplo, Benezam et al. (2009) realizaron un estudio acerca del parasitismo sobre la invasora gambusia (*Gambusia holbrooki*) en la península ibérica y encontraron una baja riqueza de parásitos en esta especie. Además de esto, no se ha descrito la transmisión de parásitos entre la gambusia y especies autóctonas ibéricas próximas filogenéticamente (p. ej. otros ciprinodontiformes). De todas maneras, sí que existen ejemplos de infecciones entre peces continentales invasores y autóctonos de la península, tales como el nemátodo *Anguillicoloides crassus* entre la anguila japonesa (*Anguilla japonica*) y la anguila europea (*Anguilla anguilla*) o el copépodo *Lernaea cyprinacea*, llamado 'gusano ancla', desde la carpa común (*Cyprinus carpio*) y el pez rojo (*Carassius auratus*) hacia ciprínidos ibéricos (García-Berthou et al. 2007; Leunda 2010). Aunque en estos casos no se observan consecuencias relevantes de los parásitos introducidos sobre las especies autóctonas a escala poblacional, los patógenos alóctonos podrían suponer una seria amenaza para la biodiversidad de peces en Europa. Así, Gozlan et al. (2005) encontró que el gobio rasbora (*Pseudorasbora parva*), un ciprínido de origen asiático, es portador de un parásito intracelular eucariota, el *Sphaerothecum destruens*. Este parásito afecta gravemente a la salud de varias especies de ciprínidos autóctonos europeos, como por ejemplo *Leucaspis delineatus*. Este riesgo también es aplicable a la Península, donde el gobio rasbora fue introducido hace relativamente pocos años (Caiola y de Sostoa 2002), probablemente en relación con la acuariofilia, y desde entonces está desplegando un gran potencial invasor (Aparicio et al. 2012a; 2012b).

Impactos en la comunidad

Las especies exóticas invasoras también provocan alteraciones significativas en la comunidad provocando cambios en la proporción de especies, en la estructura trófica y llegando a producir extirpaciones y extinciones masivas. La introducción de especies exóticas implica variaciones en la proporción relativa de individuos de las diferentes especies de peces que forman las comunidades (Cucherousset y Olden 2011). La mencionada introducción de piscívoros como el lucio (*Esox lucius*), la perca americana (*Micropterus salmoides*) o el siluro (*Silurus glanis*) provocan no solo efectos poblacionales sino cambios en la composición de especies y estructura trófica de la comunidad (Rincón et al. 1990; Godinho y Ferreira 2000; Carol et al. 2009).

El impacto de la introducción de piscívoros exóticos puede ser muy elevado provocando la extinción de algunas o muchas especies (extinciones masivas). El caso más conocido es el del lago Victoria (África), el lago tropical más grande del mundo. Como resultado de su aislamiento y dimensión, en el lago habitaban unas 400 especies de peces, de ellas unas 350 eran endémicas del lago, básicamente cíclidos. En un intento de aprovechamiento industrial pesquero del lago en 1963 se introdujo la perca del Nilo (*Lates niloticus*), un voraz piscívoro que puede llegar a los 2 m de longitud y 200 kg (Kitchell et al. 1997). La especie incrementó rápidamente su abundancia, pasando de ser el 1 % de las capturas en 1978 al 97 % en 1987 (Cucherousset y Olden 2011). Paralelamente, los peces nativos fueron desapareciendo hasta extinguirse entre 150-200 especies endémicas (Witte et al. 1992).

Otro ejemplo más próximo es el lago de Banyoles, el segundo lago más grande de España, que ha sufrido una larga historia de introducciones bien documentada (García-Berthou y Moreno-Amich 2000). Durante el siglo XX más de 12 especies exóticas fueron introducidas en el lago, provocando la extinción local del espinoso (*Gasterosteus aculeatus*) y la práctica desaparición de bagre (*Squalius laietanus*) y el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*). Las especies exóticas actualmente dominantes en el lago de Banyoles y causantes del declive son la perca americana, el pez sol (*Lepomis gibbosus*) y el rutilo (*Rutilus rutilus*). La única especie autóctona que ha podido mantener mínimamente sus poblaciones es el pez fraile (*Salaria fluviatilis*).

Impactos ecosistémicos

El impacto de los peces introducidos a menudo también se manifiesta a nivel ecosistémico, básicamente en forma de cambio en los flujos biogeoquímicos, la estructura trófica y la estructura del hábitat. Introducir peces donde no los había de forma natural o añadir una especie exótica que tiene una ecología distinta de las nativas a menudo provoca efectos ecosistémicos marcados. Estos efectos ecosistémicos han sido muy bien demostrados experimentalmente en gambusia, carpa y secundariamente pez rojo (*Carassius auratus*).

Experimentalmente, la introducción de gambusia en general causa una disminución del zooplancton de mayor tamaño y a veces un aumento del fitoplancton y de los nutrientes disueltos (Hurlbert et al. 1972, Hurlbert y Mulla 1981, Angeler et al. 2002, Blanco et al. 2004, Cardona 2006). Especies más bentívoras como la carpa y el pez rojo movilizan cantidades importantes de nutrientes del fondo, donde obtienen el alimento, a la columna de agua, a través de re-suspensión de sedimentos finos y la excreción. Esto conlleva la alteración de la calidad del agua, con aumento de las concentraciones de nutrientes (fósforo y nitrógeno), reducción de la transparencia del agua y a menudo aumento del fitoplancton y reducción de la vegetación macrofítica (Angeler et al. 2002). El sedimento fino puede dañar el aparato filtrador de algunos organismos del zooplancton (Kirk y Gilbert 1990), lo que reduce la eficiencia de captura de fitoplancton y contribuye al aumento de la turbidez.

Aunque la carpa no puede digerir los vegetales y consume más bien detritos y bentos, contribuye directamente a la disminución de los macrófitos por desenraizarlos durante su alimentación (Crivelli 1983, García-Berthou 2001). Especies como carpa y pez rojo, por tanto, pueden tener efectos ecosistémicos globales, cambiando la estructura del hábitat, la estructura trófica y los ciclos biogeoquímicos (Richardson et al. 1995).

Impactos globales

A nivel global, las especies invasoras se consideran la segunda causa de extinciones de peces y la primera en otros grupos taxonómicos (Clavero y García-Berthou 2005). Sin embargo, como en general se producen más introducciones que extinciones locales el resultado suelen ser aumentos locales de la riqueza. Sin embargo las introducciones son de unas pocas especies (interesantes o asociadas a los humanos) en la mayor parte del planeta, lo que junto con la desaparición de algunas especies nativas, conduce a una homogenización de las comunidades y de las floras y faunas. En Estados Unidos se detectó un aumento muy significativo de la similitud de las comunidades de peces de las diferentes cuencas comparando la situación actual con la previa a la llegada de los europeos (Rahel 2000). De forma similar, en la península ibérica, comparando la composición de las comunidades de peces (antes de la intervención humana, 1991, 1995 y 2001) entre cuencas fluviales, se detectó que el porcentaje de especies introducidas de peces ha incrementado en los últimos tiempos (del 41.8 % en 1991 al 52.5 % en 2001), lo que lleva a un claro aumento de la similitud de composición de la comunidad entre cuencas (Clavero y García-Berthou

2006). En el mismo estudio se detectó un aumento del índice de Jaccard (una medida de la homogeneización biótica) desde la situación prístina hasta el presente (17.1 %).

Aunque es cierto que con las introducciones se producen aumentos locales de la riqueza, el resultado global es la extinción de algunas especies endémicas y la pérdida de diversidad espacial (diversidad beta) por la homogeneización biótica. Pero además como las extinciones de especies a menudo tardan muchas décadas en producirse, estamos creando una deuda de extinción que deberemos pagar en el futuro (Dullinger et al. 2013).

La gestión de la pesca y el Catálogo Nacional de Especies Invasoras

La mayor parte de estos peces invasores se han introducido ya sea por interés en pesca deportiva, en los últimos años ilegalmente, o por escapes de acuicultura (Elvira y Almodóvar 2001). Otras especies acuáticas con mucho impacto ecológico y económico, como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) o recientemente el caracol manzana (*Pomacea insularum*) también se propagan o se han introducido por la pesca o la acuicultura. De manera que debería mejorarse la gestión de estas actividades. Las posibilidades de mejora son demasiado numerosas para abordarlas aquí y remitimos a otras revisiones (Granado-Lorencio 1997; Hubert y Quist 2010; Vilà y García-Berthou 2010, Fausch y García-Berthou 2013).

Mención especial merece el Catálogo Nacional de Especies Invasoras y la regulación que allí se establece, que se aprobó en 2011 (Real Decreto 1628/2011, de 14 de noviembre), pero que fue modificado en 2013 (Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto) en buena parte por la oposición de los pescadores de carpa y trucha arco iris, las empresas que se benefician de esta actividad y finalmente algunos gobiernos autonómicos, de quien es competencia la pesca continental y que se vieron influidos por sus presiones. La inclusión de una especie en el Catálogo conlleva la prohibición genérica de su posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos y que en ningún caso se podrán contemplar actuaciones destinadas al fomento de las especies incluidas en el catálogo. Asimismo, en el ejercicio de la pesca en aguas continentales, quedará prohibida la utilización como cebo vivo o muerto de cualquier ejemplar de dichas especies o de sus partes y derivados. A fecha de hoy (septiembre 2014), el Catálogo incluye la mayoría de las especies de las que hemos hablado (p. ej., alburno, lucio, gambusia, perca americana, salvelino, lucioperca o siluro) y otras, de manera que es un paso en la buena dirección para reducir esta problemática. Sin embargo, es necesario que esta y el resto de legislación existente se implemente con más recursos económicos y humanos.

Agradecimientos

Esta revisión es fruto en parte de numerosos proyectos de investigación, financiados básicamente por el Ministerio de Economía y Competitividad (proyectos REN2002-10059-E, REN2003-00477, CGL2006-11652-C02-01/BOS, CGL2009-12877-C02-01, CSD2009-00065 y CGL2013-43822-R), el Ministerio de Medio Ambiente, la Agencia Catalana del Agua, la Universidad de Girona (proyecto SING12/09), la Generalitat de Cataluña (2014 SGR 484) y la Comisión Europea (Acción COST TD1209). DA disfruta de un contrato postdoctoral financiado por la Generalitat de Cataluña (2013 BP_B 00172). MJB y KM se han beneficiado de contratos postdoctorales financiados por la Comisión Europea (Erasmus Mundus Partnership "NESSIE", 372353-1-2012-1-FR-ERA MUNDUS-EMA22 y Marie Curie International Reintegration Grant). RM disfruta de una beca predoctoral del Ministerio de Educación y Deporte (AP2010-4025). Agradecemos sinceramente a los muchos estudiantes, colaboradores y amigos con los que hemos podido investigar y aprender sobre esta temática y a un revisor anónimo los comentarios del manuscrito.

Referencias

- Alcaraz, C., Bisazza, A., García-Berthou, E. 2008. Salinity mediates the competitive interactions between invasive mosquitofish and an endangered fish. *Oecologia* 155:205-213.
- Alcaraz, C., García-Berthou, E. 2007. Life history variation of invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a salinity gradient. *Biological Conservation* 139:83-92.
- Almeida, D., Almodóvar, A., Nicola, G.G., Elvira, B., Grossman, G.D. 2012. Trophic plasticity of invasive juvenile largemouth bass *Micropterus salmoides* in Iberian streams. *Fisheries Research* 113:153-158.
- Almeida, D., Stefanoudis, P.V., Fletcher, D.H., Rangel, C., da Silva, E. 2014. Population traits of invasive bleak *Alburnus alburnus* between different habitats in Iberian fresh waters. *Limnologia* 46:70-76.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Elvira, B., García-Marín, J.L. 2006. Introgression variability among Iberian brown trout Evolutionary Significant Units: The influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology* 51:1175-1187.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Leal, S., Torralva, M., Elvira, B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak, *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino, *Squalius alburnoides* complex and South Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions* 14:2237-2242.
- Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo, M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water-quality and zooplankton in a semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences* 64:76-86.
- Aparicio, E., Peris, B., Torrijos, L., Prenda, J., Nieva, A., Perea, S. 2012a. Expansion of the invasive *Pseudorasbora parva* (Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: first record in the Guadiana River basin. *Cybio* 36:585-586.
- Aparicio, E., Pintor, C., Durán, C., Carmona-Catot, G. 2012b. Fish passage assessment at the most downstream barrier of the River Ebro. *Limnetica* 31:37-46.
- Benejam, L., Alcaraz, C., Sasal, P., Simon-Levert, G., García-Berthou, E. 2009. Life history and parasites of the invasive mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) along a latitudinal gradient. *Biological Invasions* 11:2265-2277.
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M.J. 2004. Experimental study on the diet of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) under different ecological conditions in a shallow lake. *International Review of Hydrobiology* 89:250-262.
- Bosch, J., Rincón, P.A., Boyero, L., Martínez-Solano, I. 2006. Effects of introduced salmonids on a montane population of Iberian frogs. *Conservation Biology* 20:180-189.
- Caiola, N., de Sostoa, A. 2002. First record of the Asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* 61:1058-1060.
- Caiola, N., de Sostoa, A. 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.
- Cardona, L. 2006. Trophic cascades uncoupled in a coastal marsh ecosystem. *Biological Invasions* 8:835-842.
- Carmona-Catot, G., Magellan, K., García-Berthou, E. 2013. Temperature-specific competition between invasive mosquitofish and an endangered Iberian cyprinodontid. *PLoS ONE* 8:e54734.
- Carol, J., Benejam, L., Benito, J., García-Berthou, E. 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology* 174:317-328.
- Clavero, M., García-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110.
- Clavero, M., García-Berthou, E. 2006. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 16:2313-2324.
- Crivelli, A.J., 1983. The destruction of aquatic vegetation by carp. A comparison between southern France and the United States. *Hydrobiologia* 106:37-41.
- Cucherousset, J., Olden, J.D. 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries* 36:215-230.
- Doadrio, I. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, MNCN. Madrid, España. 374 pp.

- Doadrio, I., Aparicio, E., Risueño, P., Perea, S., Pedraza-Lara, C., Ornelas-García, P., Alonso, F. 2011a. *La loína* *Parachondrostoma arrigonis* (Steindachner, 1866). *Situación y estado de conservación*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid. 66 p.
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., J.L. González. 2011b. *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Madrid, España. 616 pp.
- Dullinger, S., Essl, F., Rabitsch, W., Erb, K.H., Gingrich, S., Haberl, H., Hülber, K., Jarošik, V., Krausmann, F., Kühn, I., Pergl, J., Pyšek, P., Hulme, P.E. 2013. Europe's other debt crisis caused by the long legacy of future extinctions. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 110:7342–7347
- Elvira, B. 1995. Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72:129–136.
- Elvira, B., Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59:323–331.
- Elvira, B., Rincon, P.A., Velasco, J.C. 1990. *Chondrostoma polylepis* Steindachner × *Rutilus lemningii* (Steindachner) (Osteichthyes, Cyprinidae), a new natural hybrid from the Duero river basin, Spain. *Journal of Fish Biology* 37:745–754.
- Elvira, G., Nicola, G.G., Almodóvar, A. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology* 48:437–446.
- Evans, J.P., Pilastro, A., Schlupp, I. 2011. *Ecology and Evolution of Poeciliid Fishes*. University of Chicago Press, Chicago, Estados Unidos.
- Fausch K.D., García-Berthou E. 2013. The problem of invasive species in river ecosystems. En: S. Sabater, S., Elosegi, A. (eds.), *River Conservation: Challenges and Opportunities*, pp. 193-216, Fundación BBVA, Bilbao, España. 400 p.
- Fausch, K.D., White, R.J. 1981. Competition between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*) for positions in a Michigan stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 38:1220-1227.
- 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. 2002. Ontogenetic diet shifts and interrupted piscivory in introduced largemouth bass (*Micropterus salmoides*). *International Review of Hydrobiology* 87:353–363.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G., Feo, C. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 65:453-463.
- García-Berthou, E., Boix, D., Clavero, M. 2007. Non-indigenous animal species naturalized in Iberian inland waters. En: Gherardi, F. (ed.), *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*, pp. 123–140. Springer, Dordrecht, Holanda.
- García-Berthou, E., Moreno-Amich, R. 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie* 149:271-284.
- Godinho, F.N., Ferreira, M.T. 2000. Composition of endemic fish assemblages in relation to exotic species and river regulation in a temperate stream. *Biological Invasions* 2:231-244.
- Gozlan, R.E., Britton J.R., Cowx, I., Copp, G.H. 2010. Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of Fish Biology* 76:751–786.
- Gozlan, R.E., St-Hilaire, S., Feist, S.W., Martin, P., Kent, M.L. 2005. Biodiversity: Disease threat to European fish. *Nature* 435:1046.
- Granado-Lorencio, C. (ed.), 1997. *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*. Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla, España.
- Hubert, W.A., Quist, M.C. (eds.) 2010. *Inland fisheries management in North America*, third edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, Estados Unidos.
- Hurlbert, S., Mulla, M.S. 1981. Impacts of mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation on plankton communities. *Hydrobiologia* 83:125–151
- Hurlbert, S., Zedler, J., Faribanks, D. 1972. Ecosystem alteration by mosquitofish (*Gambusia affinis*) predation. *Science* 175:639–641
- Jeschke, J.E., Bacher, S., Blackburn, T.M., Dick, J.T.A., Essl, F., Evans, T., Gaertner, M., Hulme, P.E., Kühn, I., Mrugała, A., Pergl, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ricciardi, A., Richardson, D.M., Sendek, A., Vilà, M., Winter, M., Kumschick, S. 2014. Defining the impact of non-native species. *Conservation Biology* 28:1188-1194.
- Kirk, K.L., Gilbert, J.J. 1990. Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology* 71:1741–1755.
- Kitchell, J.F., Schindler, D.E., Ogutu-Ohwayo, R., Reinthal, P.N. 1997. The Nile perch in Lake Victoria: interactions between predation and fisheries. *Ecological Applications* 7:653-664.
- Korsu, K., Huusko, A., Muotka, T. 2009. Does the introduced brook trout (*Salvelinus fontinalis*) affect growth of the native brown trout (*Salmo trutta*)? *Naturwissenschaften* 96:347–353.
- Leunda, P.M. 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps. *Aquatic Invasions* 5:239-262.
- Lockwood, J., Hoopes, M., Marchetti, M. 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, Massachusetts, Estados Unidos.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., de Poorter, M. 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group, Auckland, Nueva Zelanda.
- Maceda-Veiga, A. 2013. Towards the conservation of freshwater fish: Iberian Rivers as an example of threats and management practices. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 23:1-22
- Martín-Beyer, B., Fernández-Beaskoetxea, S., García, G., Bosch, J. 2011. Re-introduction program for the common midwife toad and Iberian frog in the Natural Park of Peñalara in Madrid, Spain: can we defeat chytridiomycosis and trout introductions? En: Soorae, P.S. (ed.), *Global Re-introduction Perspectives: 2011. More case studies from around the globe*, pp. 81–84. IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group and Environment Agency-Abu Dhabi, Gland, Switzerland.
- Meffe, G.K., Snelson, F.F. 1989. *The Ecology and Evolution of Live Bearing Fishes*. Prentice Hall, NJ, Estados Unidos.
- Mooney, H.A., Cleland E.E. 2001. The Evolutionary Impact of Invasive Species. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 98:5446-5451.
- Murphy, C.A., Casals, F., Solà, C., Caiola, N., de Sostoa, A., García-Berthou, E. 2013. Efficacy of population size structure as a bioassessment tool in freshwaters. *Ecological Indicators* 34:571–579.
- Nicola, G.G., Almodóvar, A., Elvira, B. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera Lakes, central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43:179–184
- Orizaola, G., Braña, F. 2006. Effect of salmonid introduction and other environmental characteristics on amphibian distribution and abundance in mountain lakes of northern Spain. *Animal Conservation* 9:171–178.
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- Pyke, G.H. 2008. Plague minnow or Mosquito Fish? A review of the biology and impacts of introduced *Gambusia* species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 39:171-191.
- Rahel, F.J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. *Science* 288:854-856.
- Rhymer, J., Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 27:83-109.
- Ribeiro, F., Leunda, P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19:142–156.
- Richardson, M.J., Whoriskey, F.G., Roy, H. 1995. Turbidity generation and biological impacts of an exotic *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic ponds. *Journal of Fish Biology* 47, 576–585.
- Rincón, P.A., Correas, A.M., Morchillo, F., Risueño, P., Lobón-Cerviá, J. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *Journal of Fish Biology* 61:1560-1585.
- Rincón, P.A., Velasco, J.C., González-Sánchez, N., Polio, C. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introduced predator. *Archiv für Hydrobiologie* 118:81-91.
- Sanz, N., Cortey, M., Pla, C., García-Marin, J.L. 2006. Hatchery introgression blurs ancient hybridization between brown trout (*Salmo trutta*) lineages as indicated by complementary allozymes and mtDNA markers. *Biological Conservation* 130:278-289.

- Scott, W.B., Crossman, E.J. 1973. *Freshwater Fishes of Canada*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Canadá.
- Scribner, T., Page, S., Bartron, L. 2001. Hybridization in freshwater fishes: a review of case studies and cytonuclear methods of biological inference. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 10:293-323.
- Sih, A., Bolnick, D.I., Luttbeg, B., Orrock, J.L., Peacor, S.D., Pintor, L.M., Preisser, E., Rehage, J.S., Vonesh, J.R. 2010. Predator-prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119:610-621.
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi E., Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions - what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* 28:58-66.
- Souty-Grosset, C., Holdich, D.M., Noël, P.Y., Reynolds, J.D., Haffner, P. 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, Francia.
- Strauss, S.Y., Lau, J.A., Carroll, S.P. 2006. Evolutionary responses of natives to introduced species: what do introductions tell us about natural communities? *Ecology Letters* 9:357-374.
- Suárez, J., Bautista, J.M., Almodóvar, A., Machordom, A. 2001. Evolution of the mitochondrial control region in Palaeartic brown trout (*Salmo trutta*) populations: the biogeographical role of the Iberian Peninsula. *Heredity* 87:198-206.
- Torchin, M.E., Lafferty, K.D., Dobson, A.P., McKenzie, V.J., Kuris, A.M. 2003. Introduced species and their missing parasites. *Nature* 421:628-630.
- Vidal, O., García-Berthou, E., Tedesco, P.A., García-Marin, J.L. 2010. Origin and genetic diversity of mosquitofish (*Gambusia holbrooki*) introduced to Europe. *Biological Invasions* 12:841-851.
- Vilà, M., García-Berthou, E. 2010. Monitoring biological invasions in freshwater habitats. En: Hurford, C., Schneider, M., Cowx, I.G. (eds.) *Conservation monitoring in freshwater habitats: a practical guide and case studies*, pp. 91-100. Springer, Dordrecht, Holanda. 410 p.
- Vinyoles, D., Robalo, J.I., de Sostoa, A., Almodóvar, A., Elvira, B., Nicola, G.G., Fernández-Delgado, C., Santos, C.S., Doadrio, I., Sardà-Palomera, F., Almada, V.C. 2007. Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: The role of reservoirs. *Graellsia* 63:101-110.
- Witte, F., Goldschmidt, T., Goudswaard, P.C., Ligtvoet, W., van Oijen, M.J.P., Wanink, J.H. 1992. Species extinction and concomitant ecological changes in Lake Victoria. *Netherlands Journal of Zoology* 42:214-232.