

CONSECUENCIAS ECOLÓGICAS DE LA CREACIÓN DE EMBALSES EN EL ÁMBITO MEDITERRÁNEO : EL CASO DE LOS PECES

José Prenda*, Miguel Clavero**, Francisco Blanco* y Antonia Rebollo*.**

** Dpto. Biología Ambiental y S. P., C. U. El Carmen, Huelva.*

** Dpto. Biología Aplicada. Estación Biológica de Doñana (CSIC), Sevilla.*

Resumen

La construcción de embalses es una práctica generalizada en la cuenca mediterránea, inicialmente como consecuencia directa del déficit hídrico que periódicamente se produce en este ámbito geográfico a distintas escalas temporales. Desde una perspectiva ecológica general y considerando solo el medio acuático, la creación de embalses representa una profunda alteración del ecosistema fluvial original, con tres consecuencias ambientales fundamentales: 1) El embalse es otro tipo de ecosistema acuático, de naturaleza esencialmente léntica, en contraposición al carácter lótico del río no regulado. Se sustituye un tipo de ecosistema por otro distinto. En el medio aéreo sería equivalente, por ejemplo, a la transformación de un bosque en un pastizal. 2) Se genera una barrera que dificulta y en ocasiones impide totalmente, la dispersión de los distintos elementos que conforman la biocenosis acuática. 3) Favorece (y en no pocas ocasiones estimula) la diseminación y el establecimiento de organismos foráneos de carácter invasor con influencia negativa sobre la biota autóctona. El medio mediterráneo se caracteriza por la existencia de periodos de tiempo más o menos dilatados, dominados por un fuerte estrés hídrico. Esta adversidad ecológica ejerce una profunda influencia sobre las comunidades acuáticas y es un elemento clave en su configuración. Al mismo tiempo, el área dominada por el clima mediterráneo, en comparación con medio templados, se caracteriza por la existencia de numerosas cuencas fluviales, normalmente de pequeñas dimensiones, que someten a un completo aislamiento a las biocenosis acuáticas que las habitan. La combinación de condiciones ambientales adversas, a veces extremas, impuestas por la sequía, junto con el aislamiento resultante de la fragmentación del espacio en múltiples cuencas fluviales, componen un marco ecológico y evolutivo en el que ha surgido una elevada biodiversidad, constituida por numerosos taxones endémicos de distribución restringida. Este marco ecológico excepcional se está alterando significativamente en la actualidad a través de la sistemática regulación de la mayor parte de los cursos de agua que lo recorren. Ello supone una irreversible pérdida de biodiversidad. En este trabajo se revisan las principales alteraciones que sufren los ecosistemas fluviales fruto de la creación de embalses, a partir de información obtenida de nuestro propio trabajo y de lo publicado por otros autores. El trabajo se centra en la ictiofauna, componente clave del hábitat acuático.

Introducción

Es bien sabida la necesidad del agua para el desarrollo de las civilizaciones. La gran mayoría de las sociedades se han asentado en aquellas zonas con fácil acceso a tan preciado recurso. Por ello, la construcción de embalses y otras infraestructuras hidráulicas son ciertamente una de las más antiguas y extendidas obras de ingeniería (Matheny, 1976; Baxter, 1977). El ritmo de construcción de embalses ha aumentado de forma dramática en los últimos 50 años, en los que el número de grandes presas (más 15 metros de diferencia de cota) se ha multiplicado por más de 40 (ICOLD, 1998). En la actualidad la mayor parte de la superficie terrestre se encuentra drenada por ríos regulados (Ward y Standford, 1979; Petts, 1984) y se estima que alrededor de la mitad del agua dulce disponible en el planeta está retenida en más de 800.000 embalses (Rosemberg et al., 2000).

A esta situación mundialmente generalizada no ha sido ajena la Península Ibérica. La irregularidad climática y por ende de los caudales de los ríos ibéricos, ha determinado su masiva regulación, dando como resultado la construcción durante los últimos 100 años de más de 1000 grandes presas (MMA, 1998). Con este escenario, y especialmente con la futura construcción de nuevos embalses previstos en el Plan Hidrológico Nacional, España se sitúa a

la cabeza de Europa en cuanto a la regulación de caudales se refiere. Son varias las razones socioeconómicas que han fomentado la construcción de embalses, pudiendo destacar entre ellas las relativas a la regulación de las avenidas, la producción de energía hidroeléctrica y el abastecimiento de agua potable y de regadío, representando este último uso cerca del 90% del caudal regulado (Granado y Prenda, 1991).

El medio acuático mediterráneo se caracteriza por la existencia de períodos de tiempo de duración variable dominados por un fuerte estrés hídrico. Esta adversidad ecológica ejerce una profunda influencia sobre las comunidades acuáticas y es un elemento clave en su configuración (Prenda y Gallardo, 1996). Al mismo tiempo, el área dominada por el clima mediterráneo, en comparación con medios templados, se caracteriza por la existencia de una compleja red de cuencas fluviales, normalmente de pequeñas dimensiones, en el interior de las cuales las biocenosis acuáticas permanecen totalmente aisladas de las de otras cuencas. La combinación de condiciones ambientales adversas, a veces extremas, impuestas por la sequía, junto con el aislamiento resultante de la fragmentación del espacio en múltiples cuencas fluviales, componen un marco ecológico y evolutivo en el que han surgido biocenosis con una elevada biodiversidad y un importante componente de taxones endémicos. Este marco ecológico excepcional está siendo intensamente alterando a través de la sistemática regulación de la mayor parte de los cursos de agua que lo recorren (Prenda, 1992, 1998), llevando aparejada una irreversible pérdida de biodiversidad (Moyle y Leidy, 1992; Allan y Flecker, 1993; Pringle et al., 2000).

En términos generales, el embalsado de un río representa un cambio drástico de las características naturales del mismo. Desde una perspectiva ecológica general y considerando sólo el medio acuático, la creación de embalses ocasiona una profunda alteración del ecosistema fluvial original, cuyas consecuencias ambientales pueden resumirse en tres tipos fundamentales: 1) El embalse es otro tipo de ecosistema acuático, de naturaleza esencialmente léntica, en contraposición al carácter lóxico del río no regulado. Se sustituye un tipo de ecosistema por otro distinto. Haciendo una analogía con el medio aéreo, un cambio de tal magnitud equivaldría a la transformación de un bosque maduro en un pastizal. 2) Se genera una barrera que dificulta y en ocasiones impide totalmente, la dispersión de los distintos elementos que conforman la biocenosis acuática. 3) Favorece la diseminación y el establecimiento de organismos foráneos de carácter invasor con influencia negativa sobre la biota autóctona.

En este trabajo se revisan las principales alteraciones que sufren los ecosistemas fluviales fruto de la creación de embalses, centrándonos en la ictiofauna, componente clave del hábitat acuático, y basándonos en los tres tipos básicos de impacto expuestos. Para ello utilizamos información obtenida en nuestro propio trabajo, complementada con una revisión de lo publicado por otros autores.

Alteraciones en las características del hábitat acuático

La interrupción del flujo natural de un río con la construcción de una presa y el llenado del embalse asociado provocan cambios tan drásticos y fundamentales en el ecosistema acuático que puede hablarse directamente de destrucción del ecosistema fluvial. Éste es sustituido por un nuevo ecosistema artificial, cuyas similitudes con el que previamente existía prácticamente se limitan a la presencia de agua.

La diferencia fundamental entre un río y el embalse que se crea tras su represamiento es que se pasa de un sistema lótico, o de aguas corrientes, a un sistema léntico, de aguas quietas. Esta diferencia da lugar a cambios en las características físico-químicas y estructurales del ecosistema y en la composición de las comunidades que lo ocupan. Los sistemas lóticos son fundamentalmente heterótrofos, representando la producción primaria propia una fracción muy pequeña en comparación con la energía que por ellos circula obtenida a partir de materia orgánica de origen alóctono, producida en toda el área de drenaje del río. Los organismos plantónicos son en general un componente muy minoritario de las comunidades fluviales, ocupando únicamente zonas de aguas remansadas como grandes pozas. En cambio, los sistemas lénticos, entre ellos los embalses, son fundamentalmente autótrofos, siendo la mayor parte de la producción de origen autóctono y en ellos los organismos plantónicos pasan a ser dominantes (Baxter, 1977).

Por otra parte, la sustitución de un río por un embalse supone una enorme simplificación estructural, al eliminarse el complejo y heterogéneo conjunto de microhábitats propio del ambiente fluvial (rápidos, pozas, distintos tamaños de sustrato, etc) (Allan y Flecker, 1993). Esta drástica homogeneización estructural conlleva una reducción de la biodiversidad en el embalse, especialmente notoria en el caso de los macroinvertebrados acuáticos.

Efectos generales sobre la ictiofauna

Diversos estudios han puesto de manifiesto que la creación de un embalse produce importantes cambios en las comunidades de peces continentales, siendo normalmente las especies reófilas, que ocupan rápidos, sustituidas por especies adaptadas a ambientes lénticos. Las especies fluviales con requerimientos de hábitat muy estrictos tienden a desaparecer por completo de los embalses. En una revisión sobre los impactos producidos por 49 grandes embalses en todo el mundo, Craig (2000) detectó una reducción en la riqueza de especies en casi el 40% de los casos, así como una disminución de la abundancia en más de un 45% (Figura 1).

¿Se producen estos mismos impactos entre los peces continentales de la Península Ibérica? La ictiofauna autóctona ibérica carece casi por completo de especies propias de medios lénticos y/o especialistas estrictos del hábitat. La mayor parte de las especies ibéricas ha evolucionado bajo un régimen climático Mediterráneo. Una de las características más importantes de este clima es la variación intra e interanual en la distribución de las precipitaciones, dando lugar a una gran inestabilidad en sus ecosistemas acuáticos. En estos ambientes tan impredecibles se ha visto favorecida en los peces la capacidad de utilizar la práctica totalidad de los hábitats disponibles en los ecosistemas fluviales. Desde este punto de vista podría pensarse que, por sí mismo, el llenado de un embalse no debe suponer un impedimento definitivo para la presencia de las distintas especies de peces fluviales ibéricos. De hecho, la mayor parte de estas especies ha sido citada en alguna ocasión en embalses. Sin embargo el conocimiento sobre la utilización de las especies autóctonas del hábitat creado por los embalses es muy pobre, si no inexistente.

Efecto barrera

La construcción de una presa constituye el establecimiento de una barrera insalvable para la totalidad de los peces que habitan el río, dando lugar a una fractura de la cuenca hidrológica. El aislamiento es total para las comunidades que quedan aguas arriba de la presa con respecto a las que quedan aguas abajo. Estas últimas pueden recibir individuos desde el embalse, si

bien este tránsito depende del tipo de desagüe que disponga la presa. Como ejemplo, la mortalidad causada por el paso a través de las turbinas de generación hidroeléctrica puede llegar al 90% (Larinier, 2000).

El impacto de una presa como barrera resulta especialmente perjudicial para las especies migradoras, y, dentro de éstas, para las migradoras anádromas, aquellas que utilizan el medio fluvial como lugar de cría. La generalización del represamiento de ríos en todo el mundo ha supuesto importantes declives para determinados grupos de peces, que pueden considerarse amenazados a nivel global (Duncan y Lockwood, 2001). Entre ellos se encuentran los salmónidos de hábitos migratorios, cuyos efectivos han sufrido una drástica reducción, habiendo desaparecido en el último siglo de muchos de sus lugares tradicionales de cría. La fuerte filopatria de estos peces, que vuelven a criar al río donde nacieron, (Quinn y Dittman, 1990) los hace especialmente vulnerables al bloqueo de los cauces fluviales, ya que es mínimo el porcentaje de los salmones nacidos en un río que criarán en ríos vecinos.

Otro grupo amenazado a escala mundial por la construcción de presas es el de los esturiones (Birnstein et al., 1997). La práctica extinción del sollo (*Accipenser sturio*) en el Guadalquivir, un proceso relativamente bien documentado, se ha relacionado con la construcción en 1931 de la presa de Alcalá del Río (Sevilla), además de la sobrepesca (favorecida, por otro lado, con la barrera creada). Esta presa supuso además la desaparición del curso medio del Guadalquivir de diversas especies migradoras, como sábalos (*Alosa alosa*), sabogas (*A. fallax*), lampreas (*Petromyzon marinus*) y varias especies de mugílidos (Granado-Lorencio, 1991; García-González y Utrilla, 2002).

En las especies migradoras catádromas, que crían en el mar, el impacto de la barrera creada por una presa es menos drástico, al no impedir el acceso a las zonas de reproducción. Sin embargo estas barreras limitan de forma sustancial el hábitat disponible para dichas especies, lo que necesariamente se traduce en una reducción del número de efectivos. Entre las especies catádromas que se ven afectadas por la construcción de presas en todo el mundo destaca el caso de las anguilas (Fam. Anguillidae). La anguila europea (*Anguilla anguilla*) ocupó hasta hace tan solo cien años la práctica totalidad de los cursos de agua ibéricos, donde actuaba como uno de los pocos peces depredadores de nuestra fauna, además de como un importante recurso trófico para depredadores como la nutria (*Lutra lutra*) o los habitantes humanos de localidades ribereñas. La obstrucción con presas de la mayor parte de los cursos de agua ha hecho que el área de distribución de la anguila en la Península Ibérica se reduzca tan sólo a una franja costera que abarca menos del 20% de la superficie original (Figura 2).

Pero el aislamiento producido por una presa no afecta tan sólo a las especies migradoras, pudiendo tener importantes efectos sobre las poblaciones de peces dulceacuícolas estrictos. Estas especies viven recluidas en verdaderas islas ecológicas, las cuencas hidrológicas, y se ha comprobado que el número de especies que una cuenca alberga está íntimamente relacionado con el área de dicha cuenca, ajustándose a los principios de la biogeografía de islas (Sepkoski y Rex, 1974; Hugueny y Lèveque, 1994). Como ya se ha dicho, la creación de una presa fracciona una cuenca hidrológica sometiendo a la comunidad de peces que queda aguas arriba a un total aislamiento. Al ocupar esta comunidad una cuenca más reducida es mucho más sensible a eventos de carácter catastrófico y se intensifican las interacciones bióticas. Por todo ello es esperable que se reduzca el número de especies original (Rosenzweig, 1995).

A esta serie de acontecimientos predichos por la teoría hay que añadir al menos dos factores adicionales con repercusiones sobre la abundancia de individuos y la riqueza de especies del

embalse. (1) Con el llenado del embalse se crea, como se ha dicho, un nuevo hábitat en principio utilizable por la ictiofauna autóctona y que podría actuar como refugio en situaciones de intenso déficit hídrico, como sería una prolongada sequía. El embalse funcionaría desde este punto de vista como una gran poza estival con efecto positivo neto sobre los peces. (2) Sin embargo la presencia de especies exóticas depredadoras en la práctica totalidad de los embalses influye de forma negativa en el uso de los mismos como refugio por la ictiofauna autóctona, especialmente durante periodos críticos como es la sequía estival.

Como solución al efecto barrera de las presas se ha propuesto el establecimiento de pasos para peces en ellas. Estos pasos, desarrollados en su mayoría en Norteamérica y centro y norte de Europa, han demostrado ser efectivos en obstáculos de poca altura y para especies con una gran potencia natatoria, como es el caso de los salmónidos. Sin embargo su eficacia es dudosa para obstáculos con una altura importante en medios mediterráneos.

Especies introducidas

La introducción de especies es uno de los factores que influyen de forma más decisiva en la actual pérdida generalizada de biodiversidad. El impacto de las especies introducidas es especialmente grave en los ecosistemas acuáticos continentales, que al albergar especies con un alto grado de diferenciación y aislamiento se muestran muy sensibles a las invasiones de especies foráneas. Una vez que una especie de pez introducida se ha aclimatado, su erradicación resulta prácticamente imposible y su impacto es siempre negativo y altamente impredecible, lo que se ha dado en llamar *Efecto Frankenstein* (Moyle et al., 1987). En este sentido hay disponibles en la literatura científica bastantes estudios en los que se pone de manifiesto que la introducción de peces exóticos ha propiciado la desaparición de especies nativas (Taylor et al., 1984; Di Castri, 1991; Courtenay, 1993; Lever 1996).

En la Península Ibérica han sido introducidas con éxito hasta la fecha al menos 25 especies de peces continentales (Doadrio, 2001), con un aumento continuo desde los años 50 del siglo pasado (Elvira, 2001). Aunque los mecanismos implicados son poco conocidos, estas especies constituyen indudablemente una de las amenazas más importantes para la ictiofauna autóctona. García-Berthou y Moreno-Amich (2000) describen el proceso de introducción de especies en el lago Banyolas (Girona) durante el último siglo, relacionándolo con la desaparición en el mismo de varias especies autóctonas. Aparicio et al. (2001) muestran como en cuencas catalanas se ha producido de forma paralela un declive de las especies autóctonas y una expansión de las introducidas en los últimos 20 años .

A través de nuestro trabajo en el Guadiana medio (Prenda et al., 2002) hemos podido comprobar el impacto negativo del pez sol (*Lepomis gibbosus*) sobre el ecosistema fluvial. La distribución de las especies autóctonas en el área de estudio resultó estar fuertemente condicionada por la presencia del pez sol. Esta es sólo una muestra de cómo la ictiofauna introducida ejerce una influencia negativa sobre las comunidades autóctonas a través de mecanismos múltiples y complejos.

Ante este escenario, ¿qué papel están jugando los embalses en relación a las especies introducidas?. A partir de datos disponibles en la página web www.cotosdepesca.com se elaboró un listado de las especies de peces presentes en 108 embalses del tercio sur peninsular (Andalucía, Murcia, Badajoz, Albacete y Ciudad Real), con más de 390 registros. En la figura 3 se muestra la frecuencia de aparición de las distintas especies citadas, pudiendo observarse un claro dominio de aquéllas con origen alóctono. Aunque este listado está inevitablemente

sesgado hacia las especies con interés para la pesca, permite conocer el número mínimo de especies introducidas presentes en cada uno de los embalses (aún así no hay ninguna cita de la gambusia, *Gambusia holbrooki*, especie americana que sin duda se encuentra presente en la mayor parte de los embalses). Estos datos fueron comparados con el número de especies introducidas observadas durante nuestro trabajo de campo en 53 tramos fluviales de las cuencas del Guadalquivir y Guadiana. Los embalses resultaron tener en promedio 2,5 más especies introducidas que los tramos fluviales, diferencia altamente significativa ($t= 8.4$; $P < 0.000$) (Figura 4). Cabe resaltar que esta comparación no incluye, como se ha dicho, la presencia de gambusia en ningún embalse y sí en algunos de los tramos fluviales, por lo que la diferencia real debe ser aún mayor.

Utilizando los datos de Doadrio (2001) y datos propios se elaboró una base de datos con la distribución de peces en 25 cuencas fluviales independientes del sur y centro de la Península Ibérica (limitadas al norte por las cuencas del Tajo y el Júcar). El área de las cuencas resultó ser un poderoso predictor del número de especies introducidas que éstas albergan, pero el modelo mejora netamente al introducir la presencia o ausencia de embalses en la cuenca. Este modelo GLM explica el 92% de la varianza observada en el número de especies introducidas ($F= 119.3$; $P < 0.001$) (Figura 5).

Para cada una de estas 25 cuencas se calculó además un valor de conservación medio (VCm) inspirado en el propuesto por Doadrio et al. (1991). En el cálculo, a cada especie autóctona se le asignó un valor en función de la categoría de amenaza de la UICN propuesta para la misma por Doadrio (2001) (CR, 4; EN, 3; VU, 2; LR, 1). De igual modo se le asignó un valor negativo a cada especie introducida acorde con su grado potencial de piscivoría (ciprínidos y especies de pequeño tamaño, -1; especies depredadoras que no alcanzan 30 cm, -2; especies depredadoras mayores de 30 cm, -3). Al representar el valor de conservación medio (VCm) de cada cuenca frente a su área se observa, que aunque para cuencas sin embalses el VCm disminuía a medida que aumentaba el área, en las cuencas con embalses el índice era independiente al área de la cuenca, manteniéndose prácticamente constante al aumentar éste (figura 6). Es decir, la construcción de un embalse lleva aparejada una disminución apreciable del valor de conservación de la ictiofauna de la cuenca en la que se ubica, independientemente de cualquier otro factor ambiental.

¿Por qué determinan los embalses de una forma tan marcada la distribución de las especies introducidas? Como ya se ha comentado, la ictiofauna ibérica ha evolucionado, en general, en un ambiente altamente impredecible (los cursos de agua de régimen mediterráneo), por lo que las especies autóctonas pueden considerarse hipergeneralistas, o, desde otro punto de vista, especialistas en sobrevivir en ambientes muy cambiantes y temporalmente desfavorables. Muy al contrario, buena parte de las especies introducidas son propias de aguas quietas, hábitats originalmente muy escasos en el ámbito mediterráneo, y, muchas de ellas, depredadoras ictiófagas, comportamiento trófico prácticamente ausente entre las especies autóctonas. Es casi imposible que tales especies puedan sobrevivir en ambientes fluviales mediterráneos, sometidos a ciclos hidrológicos extremos, con drásticos cambios ambientales a varias escalas temporales y grandes oscilaciones en las disponibilidad de alimento.

Sin embargo, la creación de embalses proporciona hábitats adecuados donde muchas de estas especies exóticas pueden proliferar. Diversos trabajos han puesto de manifiesto que la alteración de los ecosistemas fluviales, la más importante de ellas la presencia de embalses, determinan el grado de invasión de las comunidades de peces por especies introducidas, especialmente bajo condiciones ambientales impredecibles (Herbold y Moyle, 1986; Ross,

1991). Corbacho y Sánchez (2001) atribuyen también a los embalses y otras alteraciones del medio una influencia negativa sobre la integridad de la ictiofauna en el curso medio del Guadiana.

Los embalses han sido por otra parte, los lugares donde se han llevado las introducciones. Éstas fueron de carácter oficial, efectuadas por la administración hasta la década de los setenta. Actualmente, la mayor parte de las especies alóctonas se introducen y se translocan por iniciativa particular, con lo que cualquier intento de control o regulación se vuelve extremadamente complicado (Elvira, 2001). Ruiz (1998) muestra cómo diversas especies introducidas hacen su aparición en el río Guadalete (Cádiz) justo tras el cierre de la presa de Zahara de la Sierra, donde durante años sólo se habían capturado especies autóctonas. De hecho, tras todo lo expuesto anteriormente, es difícil pensar que no exista una relación causa-efecto en la evolución paralela del número de especies introducidas y el número de grandes embalses en España durante los últimos cien años (Figura 7).

Consideraciones finales

Los embalses transforman drásticamente un ecosistema muy peculiar guiado por la corriente acuosa en un depósito inestable de agua, de menor productividad y significativamente menor biodiversidad que el río original. La ictiofauna del embalse se simplifica respecto a la del río y desaparecen las especies originales, que son sustituidas por especies exóticas de escaso valor conservacionista. Los embalses se convierten, por tanto, en potentes agentes de extinción. Por otro lado, el agua es el recurso esencial para la supervivencia y el desarrollo de las poblaciones humanas, al igual que lo es para la práctica totalidad del resto de seres vivos. Esta dependencia de los humanos del agua no debe servir para justificar un uso indiscriminado e incontrolado de este valioso recurso, sino todo lo contrario. La realidad, sin embargo, demuestra lo contrario: los ecosistemas acuáticos continentales se encuentran entre los más perturbados de cuantos se pueden reconocer en el planeta. La creación de embalses facilita el uso del agua, incrementa su disponibilidad y puede ser interpretada en términos de desarrollo de las sociedades humanas. También es una forma de alteración, de deterioro de ecosistemas naturales valiosísimos y frágiles, poseedores de una elevada biodiversidad a escala planetaria. Esta dicotomía desarrollo/conservación en relación a los ecosistemas acuáticos continentales, en especial a los fluviales, debe obligarnos a adoptar planteamientos sutiles, centrados en la economía de los recursos hídricos, en su aprovechamiento racional, antes que en su explotación indiscriminada.

Todas estas circunstancias deberían condicionar la política hidráulica de un país que pretende situarse entre los más avanzados del planeta, y que a menudo olvida que el nivel de desarrollo no solo se mide en términos de PIB, sino de la calidad ambiental que puede ofrecer a sus ciudadanos presentes y futuros.

Bibliografía

Allan, J. D. y Flecker, A. S., 1993. Biodiversity conservation in running waters: identifying the major factors that affect destruction of riverine species and ecosystems. *Bioscience* 43: 32-43.

Aparicio, E., Vargas, M. J., Olmo, J. M. y de Sostoa, A., 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes* 59, 11-19.

Baxter, R. M., 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 8: 255-283.

Birstein, V. J., Bemis, W. E. y Waldman, J. R., 1997. The threatened status of acipenseriform species: a summary. *Environmental Biology of Fishes* 48: 427-435.

Corbacho, C. and Sánchez, J. M., 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a Mediterranean-type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula). *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 699-707.

Courtenay, W. R. Jr., 1993. Biological pollution through fish introductions. En: McKnight, B. N. (Ed.): *Biological pollution: the control and impact of invasive exotic species*. Indiana Academy of Science, Indianapolis, pp. 35-61.

Craig, J., 2000. Large dams and freshwater fish biodiversity. En: Berkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., Acreman, M. (Eds). *Dams, ecosystem functions and environmental restoration*. Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town, www.dams.org.

Di Castri, F., 1991. The biogeography of Mediterranean animal invasions. En: Groves, R. H. & Di Castri, F. (Eds.): *Biogeography of Mediterranean invasions*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, pp. 439-452.

Doadrio, I. (Ed.), 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

Doadrio, I., Elvira, B. & Bernat, Y. (Eds.), 1991. Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

Duncan, J. R. y Lockwood, J. L., 2001. Extinction in a field of bullets: a search for causes in the decline of the world's freshwater fishes. *Biological Conservation* 102: 97-105.

García-Berthou, E. y Moreno-Amich, R., 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol.* 149: 271-284.

García-González, D. y Utrilla, C. G., 2002. Peces migradores, cómo les afectan las presas. *Quercus* 197: 18-22.

Granado, C. y Prenda, J., 1991. La conservación de los ríos frente a la construcción de embalses. *Quercus* 64: 30-35.

Granado-Lorencio, C., 1991. The effect of man on the fish fauna of the River Guadalquivir. *Fisheries Research* 12: 91-100.

Herbold, B. and Moyle, P. B., 1986. Introduced species and vacant niches. *American Naturalist* 128: 751-760.

Hugueny, B. y Léveque, C., 1994. Freshwater fish zoogeography in west Africa: faunal similarities between river basins. *Environmental Biology of Fishes* 39: 365-380.

ICOLD (International Commission on Large Dams), 1998. *World register of dams*. Paris: International Commission on Large Dams.

Kauffman, L. 1992., Catastrophic changes in species rich freshwater ecosystems: The lessons of Lake Victoria. *Bioscience* 42: 846-858.

Larinier, M., 2000. Dams and fish migration. En: Berkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J., Acreman, M. (Eds). *Dams, ecosystem functions and environmental restoration*. Thematic Review II.1 prepared as an input to the World Commission on Dams, Cape Town, www.dams.org.

Lever, C. 1996. *Naturalized fish of the world*. Academic Press, London.

Matheny, R. T., 1976. Maya lowland hydraulic systems. *Science* 193: 639-646.

MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 1998. *Libro blanco del agua en España*. Mma, Madrid.

Moyle, P. B. y Leidy, R. A., 1992. Loss of Biodiversity in aquatic ecosystems: evidence from fish faunas. En: Fielder, P. L. y Jain, S. K. (Eds). *Conservation biology: the theory and practice of nature conservation, preservation and management*. Chapman and Hall, New York.

Moyle, P. B., Li, H. W. y Barton, B., 1987. The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes of North America. En: Stroud, R. H. (Ed.) *The role of fish culture in fisheries management*. American Fisheries Society, Bethesda. pp. 415-426.

Nilsson, C. y Dynesius, M., 1994. Ecological effects of river regulation on mammals and birds: a review. *Regulated Rivers: Research and Management* 9: 45-53.

Petts, G. E., 1984. *Impounded rivers, perspectives for ecological management*. Wiley, Chichester.

Prenda, J. 1998. Consideraciones acerca de la restauración ecológica de los cursos fluviales. *Naturaleza, Deporte y Turismo en Andalucía*, 5: 12-17.

Prenda, J. y Gallardo, A., 1996. Self-purification, temporal variability and the macroinvertebrate community in small lowland Mediterranean streams receiving crude domestic sewage effluents. *Arch. Hydrobiol.* 136: 159-170.

Prenda, J., 1992. Estado de conservación de los ecosistemas fluviales ibéricos. *Quercus* 74: 31-34.

Prenda, J., Blanco, F. y Clavero, M., 2002. The impact of introduced centrarchids on native fish fauna and otter (*Lutra lutra*) diet in a Mediterranean river basin. Abstracts I Congress Biodiversity Conservation and Management, Vouziers, France. July 2002.

Pringle, C. M., Freeman, M. C. & Freeman, B. J., 2000. Regional effects of hydrologic alterations on riverine macrobiota in the New World: tropical–temperate comparisons. *BioScience* 50: 807–823.

Quinn, T. P. y A. H. Dittman., 1990. Pacific salmon migrations and homing: mechanisms and adaptive significance. *Trends in Ecology and Evolution* 5: 174–177.

Rosemberg, D. M., McCully, P. y Pringle, C. M., 2000. Globalscale environmental effects of hydrological alternations: introduction. *BioScience* 50: 746–751.

Rosenzweig, M. L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, New York.

Ross, S. T., 1991. Mechanisms structuring streamfish assemblages: are there lessons from introduced species?. *Environmental Biology of Fishes* 30: 359-368.

Ruiz, A. R., 1998. Fish species composition before and after construction of a reservoir on the Guadalete River (SW Spain). *Arch. Hydrobiol.* 142: 353-369

Sepkoski, J. J. y Rex, M. A., 1974. Distribution of freshwater mussels: coastal rivers as biogeographic islands. *Syst. Zool.* 23: 165-188.

Taylor, J. N., Courtenay, W. R. Jr. & McCann, J. A. 1984. Known impacts of exotic fishes in the continental United States. En: Courtenay, W. R. Jr & Stauffer, J. R. Jr. (Eds.): *Distribution, biology and management of exotic fishes*. John Hopkins Univ. Press, Baltimore MD, pp. 91-173.

Pies de figura

Figura 1. Impactos producidos por 49 grandes presas en todo el mundo sobre la ictiofauna, según la revisión de Craig (2000). Clave: A- Disminución en la abundancia de peces; B- Bloqueo de las migraciones; C- Desaparición de especies; D Aparición y proliferación de especies introducidas; E- Destrucción de zonas de reproducción.

Figura 2. Mapa de la distribución potencial de la anguila (*Anguilla anguilla*) en la Península Ibérica, comprendida entre la línea de costa y el límite impuesto por la presa más próxima a la desembocadura en cada río.

Figura 3. Frecuencia de aparición de distintas especies de peces continentales en 108 embalses del sur peninsular, según aparece en una página web de pesca deportiva (www.cotosdepesca.com). Clave de especies: Ccar: Carpa (*Cyprinus carpio*); Msal: Blacbás (*Micropterus salmoides*); Barb: Barbos (*Barbus* spp.); Cwil: Boga (*Chondrostoma willkommii*); Eluc: Lucio (*Esox lucius*); Lgib: Pez sol (*Lepomis gibbosus*); Ttin: Tenca (*Tinca tinca*); Caur: Carpín (*Carassius auratus*); Spyr: Cachuelo (*Squalius pyrenaicus*); Omyk: Trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*); Clem: Pardilla (*Chondrostoma lemmingii*); Imel: Pez gato (*Ictalurus melas*); Stru: Trucha común (*Salmo trutta*); Salb: Calandino (*Squalius alburnoides*). Las especies introducidas aparecen marcadas con *.

Figura 4. Comparación del número de especies introducidas presentes en 53 tramos fluviales de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir y en 108 embalses del sur de la Península Ibérica. El punto negro representa la media, la caja el error estándar y las barras la desviación estándar del número de especies introducidas en cada uno de los ecosistemas. T-test; $t = 8.4$, $P < 0.000$.

Figura 5. Relación entre el área y el número de especies introducidas en 25 cuencas hidrológicas independientes del centro y sur peninsular. Los puntos negros representan cuencas con embalses y los blancos cuencas sin regular.

Figura 6. Relación entre el área de 25 cuencas hidrológicas independientes y el valor de conservación medio (VCm) calculado para cada una de ellas (ver texto). Se diferencian las cuencas embalsadas (puntos negros, línea continua) de las cuencas sin presas (puntos blancos, línea discontinua).

Figura 7. Evolución del número de embalses (puntos blancos; fuente: mma, 1998) y de especies de peces continentales introducidas (puntos negros; fuente: Elvira, 2001) en España en los últimos 110 años.

Figura 1

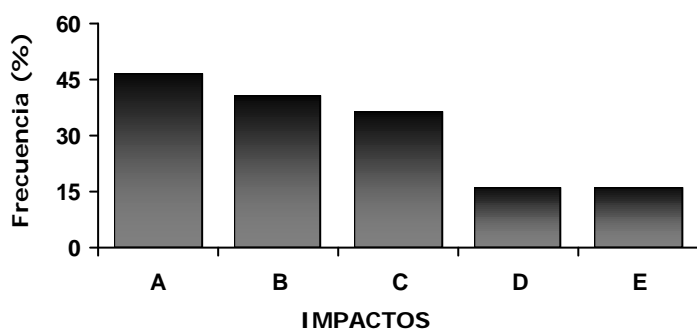


Figura 2

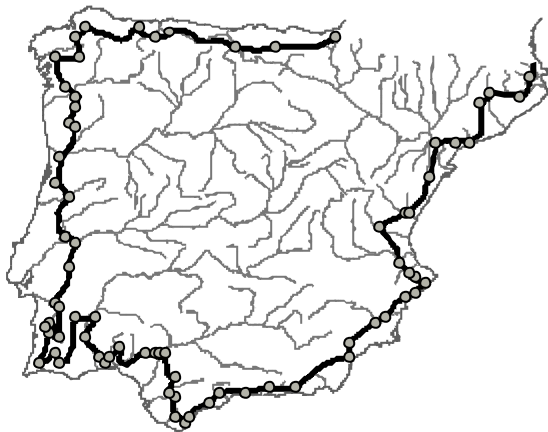


Figura 3

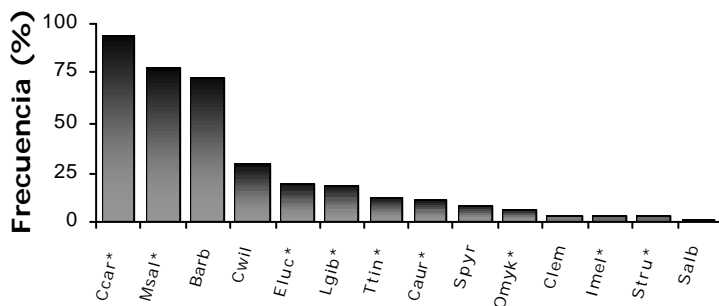


Figura 4

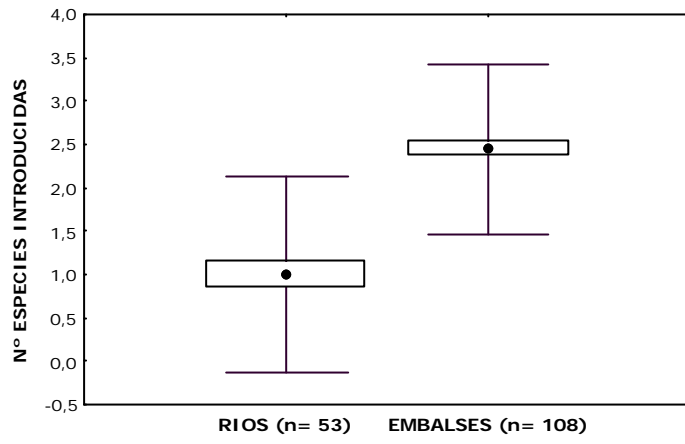


Figura 5

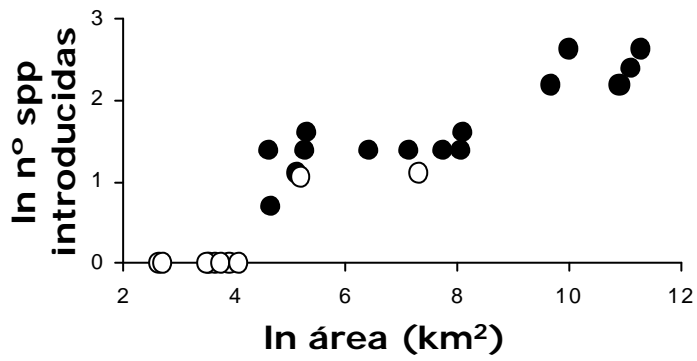


Figura 6

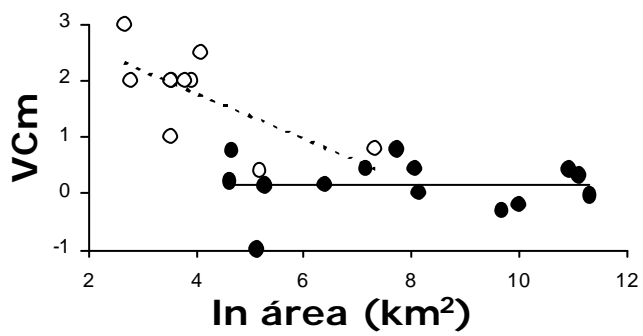


Figura 7

