

ESTRATEGIA NACIONAL DE RESTAURACIÓN DE RÍOS

Ministerio de Medio Ambiente

Subdirección General de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico

Universidad Politécnica de Madrid

E.T.S. Ingenieros de Montes

MESAS DE TRABAJO

Coordinación General: Marta González del Tánago

LA INVASIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS EN LOS RÍOS.

Coordinación:

Ignacio Doadrio. Museo Nacional de Ciencias Naturales

Manuel Aldeguer. Comisario de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Segura

Participantes:

Adolfo de Sostoa. Universidad de Barcelona

Benigno Elvira. Universidad Complutense de Madrid

Vicente Pérez. Representante de ASAJA en Andalucía

Antonio Aranda. Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Rural de Castilla la Mancha

Ramio Asensio. Federación Territorial de pesca de Álava

Carlos Fernández Delgado. Universidad de Córdoba

Gustavo González. ICTHIOS

Juan Antonio Martín Ventura. Confederación Hidrográfica del Norte

César Rodríguez. AEMS-Ríos con Vida

Juan Delibes. Medios de comunicación

Jose Antonio Alvaro. Iberdrola

Diego García de Jalón. ETSI Montes, UPM

Ignacio Vizcaíno Alvarez. ETSI Montes, UPM

Francisco Javier Sanchez. Ministerio de Medio Ambiente

José García Díaz. Confederación hidrográfica del Segura

Redacción del documento:

Fauna exótica: **Ignacio Doadrio.** Museo Nacional de Ciencias Naturales

Flora exótica: **Francisco Lara.** Universidad Autónoma de Madrid

Ricardo Garilleti. Universidad de Valencia

Madrid, Julio de 2007

Índice

1.- Introducción.....	6
1.1.- Características de la Ictiofauna Continental Ibérica.....	11
1.2.- Características de la Flora Riparia Ibérica.....	14
1.3.-Estado de conservación de la Ictiofauna Continental Autóctona.....	16
1.4.- Estado de conservación de la Flora Riparia Española.....	19
1.5.- Terminología Aplicada.....	21
2.- Especies Introducidas en España.....	23
2.1.- Fauna.....	23
2.1.1.- Peces.....	23
2.1.2.- Otra Fauna.....	26
2.2.-Flora.....	29
2.2.1.- Flora Riparia.....	29
2.2.2.- Otra Flora.....	33
2.3.- Ecología de las especies de fauna introducidas artificialmente en la Península Ibérica.....	33
2.4.- Ecología de las especies de flora introducidas artificialmente en la Península Ibérica.....	35
2.5.- Origen de la fauna exótica.....	36
2.5.1.- Peces.....	36
2.5.2.- Otra Fauna.....	38
2.5.3.- Flora.....	39
2.5.4.- Otra Flora.....	42

2.4.- Especies traslocadas de Fauna.....	42
2.5.- Especies traslocadas de Flora.....	45
3.- Impactos que provocan las especies aclimatadas.....	45
3.1. –Fauna.....	45
3.2.- Impactos de las especies más significativas de Fauna.....	48
3.2.1.- Trucha común (<i>Salmo trutta</i>).....	48
3.2.2.- Pez sol. (<i>Lepomis gibbosus</i>).....	49
3.2.3.- Gambusia. (<i>Gambusia holbrooki</i>).....	51
3.2.4.- Black-Bass. (<i>Micropterus salmoides</i>).....	51
3.2.5.-Lucio. (<i>Esox lucius</i>).	53
3.2.6.-Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>).	54
3.2.7.- Pez gato (<i>Ameiurus nebulosus</i>).....	54
3.2.8.- Siluro (<i>Silurus glanis</i>).....	55
3.2.9.-Alburno (<i>Alburnus alburnus</i>).....	55
3.2.10.- Lucioperca (<i>Sander lucioperca</i>).....	56
3.2.11.- Fundulo (<i>Fundulus heteroclitus</i>).....	57
3.2.12.- Pseudorasbora (<i>Pseudorasbora parva</i>).....	57
3.2.13.- Cangrejo rojo americano (<i>Procambarus clarkii</i>).....	58
3.2.14.- Mejillón cebra (<i>Dreissena polymorpha</i>).....	58
3.3.- Impactos producidos por el conjunto de las especies exóticas de fauna.....	59
3.4.- Flora.....	61
3.5.- Impactos de las especies más significativas de Flora.....	61
3.5.1.- Caña (<i>Arundo donax</i>).....	61
3.5.2.- Falsa Acacia (<i>Robinia pseudoacacia</i>).....	63
3.5.3.- Eucalipto rojo (<i>Eucaliptus camaldulensis</i>).....	64

3.5.4.- Eucalipto azul (<i>Eucaliptus globulus</i>).....	66
3.5.5.- Chopos (<i>Populus nigra</i> , <i>Populus nigra</i> cvars., <i>P. x canadensis</i>).....	67
3.5.6.- Madreselva del Japón (<i>Lonicera japonica</i>).....	69
3.5.7.- Amor de hombre (<i>Tradescantia fluminensis</i>).....	70
3.5.8.- Juncia olorosa (<i>Cyperus eragrostis</i>).....	71
3.5.9.- Polígono japonés (<i>Reynoutria japonica</i>).....	71
3.5.10. - Flor de espuma (<i>Ageratina adenophora</i>).....	73
3.5.11.- Jacinto de Agua (<i>Eichornia crassipes</i>).....	73
3.6.- Impactos producidos por el conjunto de las especies exóticas de Flora.....	74
3.7.- Impacto de las especies exóticas en las diferentes cuencas hidrográficas.....	75
3.7.1.- Peces.....	75
3.7.2.- Otra Fauna.....	85
3.7.3.- Flora Riparia.....	86
3.7.4.- Otra Flora.....	91
3.8.- Casos singulares, ejemplos.....	92
3.5.1.-Lago de Bañolas.....	92
3.5.2.- Río Guadarrama.....	95
4.- Marco de actuación.....	99
5.- Prevención y Control.....	101
5.1.- Prevención.....	101
5.1.1.- Educación (general y a sectores sociales:pescadores y acuaristas).....	102
5.1.2.- Legislación.....	103
5.1.3.- Falta de vigilancia	104
5.1.4.- Falta de coordinación entre administraciones.....	104
5.2.- Control.....	105

4.2.1.-Peces.....	105
4.2.2.- Otros.....	107
5. 3.- Casos singulares, ejemplos.....	108
4.3.1.- Empleo de ictiotóxicos Zoñar.....	108
4.3.2.- Control con pesca eléctrica Estena, Duero.....	111
6.- Bibliografía.....	113

1.- Introducción

La introducción de especies exóticas es una de las principales amenazas para la conservación de las especies autóctonas y de los ecosistemas en general (Lodge, 1993; Vitousek et al, 1996; Rainbow, 1998; Elton, 2000; Mooney and Hobbs, 2000).. Se considera que la introducción de especies alóctonas es junto con la pérdida de hábitats naturales una de la principales causas de extinción de especies animales en los últimos siglos. Los ecosistemas acuáticos son especialmente vulnerables ya que muchas de las especies acuáticas nativas tienen poco poder de dispersión y están restringidas a pequeños cuerpos de agua. Además, por su mayor fragilidad, los ecosistemas dulceacuícolas se ven especialmente alterados por estas introducciones (Kolar and Lodge, 2000).

En España la administración en época temprana percibió este problema, y así, La Ley 4/1989 de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, en su título IV, artículo 27, apartado b, establece la obligación de “Evitar la introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas en la medida que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos”. Algunas legislaciones autonómicas a través de sus competencias en materia de conservación de la naturaleza ha desarrollado alguna legislación adicional para impedir la introducción de especies exóticas en sus respectivos territorios.

También la legislación Europea se hace eco de esta preocupación y así la Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de fauna y flora silvestres (Directiva de Hábitats), establece que los Estados miembros “garantizarán que la introducción intencionada en la naturaleza de una especie que no

sea autóctona de su territorio se regule de modo que no perjudique a la fauna y flora silvestres autóctonas ni a sus hábitats naturales en su zona de distribución natural y, si lo consideraren necesario, prohibirán dicha introducción”. Igualmente, el Convenio sobre Diversidad Biológica, formulado en Río de Janeiro en 1992, establece que cada parte firmante “impedirá que se introduzcan, controlará o erradicará las especies exóticas que amenacen a ecosistemas, hábitats o especies”.

Los organismos acuáticos y la vegetación ripícola son especialmente afectados por la introducción de especies exóticas, dando origen a una elevada pérdida de diversidad.

En lo referente a los peces fluviales las introducciones son una de las principales causas de amenaza para la supervivencia e integridad genética de las especies nativas de peces en todo el mundo. Moyle *et al.* (1986) denominaron a este impacto “efecto Frankenstein” ya que las consecuencias que las introducciones (aún las bien intencionadas) producen en el medio suelen ser negativas y difícilmente predecibles. Los posibles beneficios a obtener (pesca, acuicultura extensiva, control de la vegetación) no compensan las presumibles pérdidas de biodiversidad en el ecosistema (Moyle y Moyle, 1995; Cowx, 1997).

En España la aclimatación de peces exóticos se halla entre los principales factores de amenaza que actúan negativamente sobre la supervivencia de las especies de peces fluviales autóctonos (Elvira 2002)

A escala global y como pérdida de diversidad tiene una gran importancia ya que la fauna de peces de agua dulce autóctona de la Península Ibérica es una de las más endémicas del mundo. Por tanto la introducción de especies exóticas en los medios acuáticos españoles tiene una incidencia sobre una fauna de peces única.

En cuanto a la flora ripícola se puede decir que la elevada introducción de especies exóticas es debido a que una de las características más importantes de los ecosistemas de ramblas y orillas de ríos es su variación continua, tanto en el espacio como en el tiempo, lo que afecta mucho a la biota que vive en estos lugares. Brevemente:

- En un momento dado, el ambiente ribereño ocupa un gradiente hídrico desde las laderas hasta las orillas, debido al aporte de agua por el río y por escorrentía desde las laderas (superficial o subterránea). Esto crea condiciones cambiantes que ofrecen diferentes posibilidades para el establecimiento de especies con requerimientos muy diversos.
- A lo largo del tiempo la ribera es dinámica debido a las avenidas periódicas y a los movimientos laterales del cauce, especialmente en los cursos medio y bajo. Esto modifica el ecosistema, rejuveneciéndolo en diferentes grados o eliminando aquellas plantas que no tienen capacidad para resistir las difíciles condiciones impuestas por las avenidas. También crea nuevos ambientes que pueden perdurar durante largos periodos de tiempo, concretamente las lagunas que se forman en muchos brazos de río abandonados, cuyas orillas son más ricas hídricamente que los mismos ríos y que mantienen condiciones físicas particulares (Naiman & Décamps 1997).

Por otra parte, ambas variaciones pueden ser más o menos locales y no aparecer de modo homogéneo a lo largo de un río. En condiciones naturales se forma un complejo mosaico de situaciones ecológicas muy diferentes, en el que alternan formaciones maduras con otras en diferente grado de rejuvenecimiento, siguiendo un conocido proceso cíclico que fue demostrado inicialmente para el río Garona (Décamps

et al. 1988). Esto se traduce inmediatamente en la existencia de variaciones florísticas locales, de acuerdo con esta diversidad ambiental.

Se ha propuesto (e.g. Hood & Naiman 2000) que estas variaciones en el tiempo favorecen una relajación de la competencia interespecífica, lo que, unido a la citada diversidad de ambientes presentes a lo largo de un río, hace que las **riberas sean zonas con alta riqueza florística**. Esto es así, independientemente del entorno en el que se encuentren. Aunque a primera vista esto puede resultar más llamativo en ambientes con mesoclima seco (región mediterránea española), donde el contraste con la vegetación climatófila es más evidente, también ocurre así en zonas climáticamente más suaves del norte ibérico. De hecho, en términos absolutos, los ríos de zonas con climas oceánicos son más ricos que los mediterráneos (Tabacchi *et al.* 1996; Lara *et al.* 2004).

A esto hay que añadir que las riberas –a no ser que están muy degradadas– forman un sistema continuo a lo largo de grandes extensiones de terreno, manteniendo conexiones biológicas que recorren gradientes ambientales muy dinámicos (desde la cabecera hasta zonas bajas, atravesando diferentes tipos de sustratos y climas). Por ello, tradicionalmente se han considerado que actúan como corredores biológicos y esto es especialmente cierto en el caso de las plantas. Aunque los datos son todavía parciales, parece claro que los neófitos se mueven fácilmente a lo largo de los ríos, tanto aguas abajo como aguas arriba (Nilsson *et al.* 1994), y que lo hacen con mayor frecuencia que a través de zonas alejadas de los cauces (DeFerrari & Naiman 1994).

En cuanto a la abundancia de especies exóticas en las ripisilvas, esta parece ser en general alta, por exactamente los mismos motivos. No se conocen datos para España a los que se pueda dar un valor general, ya que solamente se ha efectuado un estudio en ríos del sudeste árido (Tabacchi *et al.* 1996), que es difícilmente extrapolable a otros territorios, aún a los mediterráneos. Sin embargo, otros análisis realizados en diferentes

ambientes dan valores muy parecidos entre sí, que parecen indicar la pauta de la riqueza de especies alóctonas en medios riparios. Se encuentran similares porcentajes de especies exóticas en los ríos Mackenzie (Noroccidente de EE.UU., 24%), cuenca del Adour (Sudoccidente de Francia, 30%) o en varios ríos del sudafricano P.N. Kruger (20-30%) (Hood & Naiman 2000). Los porcentajes obtenidos son, probablemente, mucho mayores que los que se encuentran en las laderas inmediatamente adyacentes, como sugieren los datos sudafricanos, los únicos disponibles que hacen esta comparación. En las terrazas superiores de estos ríos el porcentaje de especies exóticas descendía hasta el 5-11%. Aunque no se conocen datos de comparación entre riberas y terrazas en otros territorios, la similitud entre los datos procedentes de las ripisilvas en las tres zonas sugiere que la abundancia de alóctonas en las riberas puede ser siempre mayor que en comunidades climatófilas.

Por otra parte, y aunque parezca evidente, es importante destacar que son las comunidades más ricas las que presentan una mayor proporción de especies exóticas (Naiman & Décamps 1997). Es decir, las comunidades que, de modo natural, son más importantes por su diversidad son las más afectadas por la presencia de especies invasoras. Esto parece lógico, ya que esta riqueza parece responder a una mayor heterogeneidad ambiental, que puede ser igualmente aprovechada por plantas alóctonas. Esta alta riqueza no es homogénea en una misma cuenca ni aún a lo largo de un mismo río. En la cuenca de Adour (Décamps & Tabacchi 1994) o de Vindel (Suecia, Nilsson *et al.* 1994) se ha constatado que en las orillas del cauce principal las alóctonas son más numerosas que en sus afluentes de menor importancia. Además, la distribución longitudinal de estas especies es muy diferente a la de las nativas (Tabacchi 1995; Planty-Tabacchi *et al.* 1996; Tabacchi *et al.* 1996): mientras las riberas de los tramos medios son las más ricas en especies totales, las exóticas parecen aumentar a medida

que se desciende altitudinalmente, lo que probablemente está relacionado con la mayor actividad humana en los valles. Como colofón, el porcentaje de exóticas es más bajo en ríos mediterráneos con caudales más irregulares (Tabacchi *et al.* 1996). Se trata de ríos con las comunidades naturales más pobres de los estudiados por estos autores.

En cuanto a España, los datos genéricos sobre el volumen total de la flora vascular indican que las plantas introducidas *en el conjunto del territorio* constituyen alrededor del 12% del total (Sanz Elorza *et al.* 2004) y solamente un 4% es considerado por estos autores como estrictamente riparia. Sin embargo, el número total ha de ser mayor, pues muchas plantas ruderales se encuentran también en las riberas, especialmente en las más alteradas. Sin embargo, es evidente que con la información de que se dispone no se puede llegar a ninguna conclusión segura sobre la importancia de la flora exótica en nuestras riberas en términos porcentuales. De los casos estudiados alrededor del mundo se puede deducir que la difusión de las diversas especies alóctonas es muy desigual y que sólo un número limitado de ellas son especialmente preocupante por su vitalidad y agresividad.

1.1.- Características de la Ictiofauna Continental Ibérica

La mayor parte de las invasiones que han sufrido nuestros ríos por parte de la fauna exótica han producido alteraciones en el medio acuático siendo particularmente importante el efecto que han tenido sobre los peces autóctonos de España. La importancia de la ictiofauna continental española trasciende de nuestras fronteras ya que por su composición y origen tiene unas particularidades muy especiales que se detallan a continuación.

Cincuenta y nueve especies de peces dulceacuícolas han sido descritas en la Península Ibérica, 11 de ellas en los últimos 6 años, lo que indica la falta de

conocimiento de este grupo de vertebrados (ver p. ej. Doadrio, 2002; Doadrio y Carmona, 2003a; Doadrio y Carmona, 2006; Doadrio et al 2007a y b) De las cincuenta y nueve especies, 49 son exclusivamente continentales y diez pueden realizar parte de su ciclo vital en aguas salobres y/o marinas. De las cuarenta y nueve especies continentales 37 especies son endémicas lo que supone más del 75% de la ictiofauna exclusivamente continental.

La Península Ibérica debe ser considerada, por tanto, un área de endemismos por el gran número de especies exclusivas que albergan y que no están presentes en otro lugar del mundo.

Ello es debido a que la Península Ibérica tiene un carácter insular para una fauna incapaz de atravesar las barreras geográficas que suponen el mar o los Pirineos. Su origen es por tanto anterior a la configuración que actualmente presenta la Península Ibérica y cuando estas barreras no estaban actuando.

Dos rutas han sido propuestas por diferentes autores para explicar la colonización de la Península Ibérica por la ictiofauna continental. La primera de ellas, y la más clásica, supone un origen en el este de Asia para la ictiofauna actual europea. Ésta penetraría a través de Siberia cuando el antiguo Mar de Obi, que unía el Atlántico y el Mediterráneo hace unos 37 millones de años, se cerró donde hoy se levantan los Urales. Desde aquí habrían penetrado posteriormente en la Península Ibérica, antes de que se levantaran totalmente los Pirineos (Banareescu, 1973, 1989). Esta teoría parece avalada por el registro fósil ya que los primeros fósiles de ciprínidos, la principal familia de peces de agua dulce, data en Europa del Oligoceno hace unos 34 millones de años (Cavender, 1991).y en España del Oligoceno superior hace 29 millones de años (De la Peña, 1995).

Los estudios evolutivos actuales han encontrado que nuestra ictiofauna es mucho más parecida a la de otros países mediterráneos que a la del Centro de Europa. Este fenómeno ha sido explicado por los autores clásicos, como una sustitución de la fauna centroeuropea por otra más moderna durante los periodos fríos de las últimas glaciaciones y por tanto la fauna más antigua se habría refugiado en los países mediterráneos.

Sin embargo, la afinidad entre las ictiofaunas mediterráneas, especialmente entre la ictiofauna existente a ambos lados del Estrecho de Gibraltar ha dado lugar a la formulación de otra hipótesis. Ésta sitúa la colonización de la Península Ibérica en 6 millones de años cuando el Mediterráneo se secó y el Paratethys, un inmenso lago de agua dulce existente en Europa Central, drenó en la cuenca seca del Mediterráneo. De esta forma, el Mediterráneo habría pasado una fase de agua dulce llamada Lago Mare que habría permitido la dispersión y colonización de los peces continentales a lo largo de la cuenca mediterránea (Bianco, 1990a) alcanzando la Península Ibérica.

Los últimos datos geológicos parecen indicar que esta fase de agua dulce afectó especialmente al este del Mediterráneo, pero más por efecto del régimen monzónico existente en el norte de África que por la influencia del Paratethys (Griffin, 2002). Sin embargo, el oeste del Mediterráneo se vio menos afectado aunque la colonización pudo darse al contactar estuarios de ríos que se aproximaron al desembocar cada vez más lejos por efecto de la desecación o por puentes intercontinentales (Doadrio y Carmona, 2003b).

Existen datos actuales para poder afirmar que el origen de la ictiofauna ibérica tuvo lugar en ambos periodos, es decir hace unos 29 millones de años y hace unos 6 millones de años.

Nos encontramos por tanto ante una fauna muy antigua sobre la que los fenómenos de selección han actuado intensamente.

Dentro la Península Ibérica, y durante gran parte de este periodo, la red hidrográfica no tuvo la configuración actual la cual data probablemente de finales del Plioceno comienzos del Pleistoceno hace 2,5-1,8 millones de años (Calvo et al., 1993). La mayor parte de la Península presentaba grandes lagos endorreicos que podían unirse o fraccionarse según las condiciones de temperatura y pluviosidad reinantes provocando la diferenciación y especiación de las poblaciones de peces en el interior peninsular. De esta forma, todavía en la Península, algunas especies tienen distribuciones que reflejan el antiguo sistema hidrográfico y nos ayudan a su reconstrucción histórica.

1.2.- Características de la Flora riparia ibérica

Una de las características más notables de la flora de la Península Ibérica es su alta diversidad. El número total de especies vegetales conocidas en la Península y Baleares ha ido aumentando en los últimos años, en buena medida como resultado de la elaboración de la *Flora Ibérica*. Se estima que conforma la flora española unas 10.000 especies, de las que en torno al 24% constituyen endemismos peninsulares. Sin entrar a considerar en detalle los motivos de esta notable riqueza, sí resulta interesante señalar la importancia que tiene la variedad climática y de elementos corológicos que se dan cita en el territorio. En las Islas Canarias se estima que su flora vascular asciende a unas 2200 especies y que algo más del 32% son endemismos.

Esta riqueza general se traslada a la flora que aparece en nuestras riberas. En la evaluación que se ha hecho para establecer un número aproximado de plantas propias de nuestras comunidades riparias, únicamente se han tenido en cuenta criterios fitocenológicos y no geomorfológicos. Es decir, se ha estudiado preferentemente

situaciones que conservaban formaciones vegetales maduras o que, correspondiendo a situaciones de degradación, todavía conservasen cierta naturalidad (bosques en buen estado o etapas arbustivas de degradación densas o más o menos abiertas), tratándose apenas los pastizales que suponen la máxima alteración. Así pues, se ha excluido las situaciones que, aunque topográficamente e hidrológicamente correspondieran al bosque o matorral de ribera o de vega, en la actualidad estas formaciones han sido totalmente aniquiladas.

Con esta perspectiva, y con datos procedentes de los estudios del 80% del territorio español, se puede estimar en unos 3000 los táxones que viven en el conjunto de nuestros ríos y ramblas. Es decir, aproximadamente un 30% del total de la flora ibérica. Esta flora aparece repartida en un número elevado de comunidades riparias, unas 65 si no consideramos las situaciones de mayor degradación.

Hay notables diferencias entre el grueso de las especies ribereñas que encontramos en los ríos de zonas mediterráneas o eurosiberianas. En su conjunto, las áreas mediterráneas son más diversas que las eurosiberianas. Consecuentemente, los datos disponibles indican un aumento general de riqueza desde la mitad norte de España hacia el sur. En la primera (que incluye territorios mediterráneos como los del Duero, el Ebro o el Alto Tajo) se han encontrado unas 1500 especies (Lara *et al.* 2004), mientras que en las meridionales exploradas (al Sur del Sistema Central, pero sin estudiar la cuenca del Guadalquivir y parte de la Sur) se han censado hasta la fecha unos 1600 táxones, cifra que aumentará a buen seguro cuando se concluyan el análisis de este territorio. En cuanto a la diversidad de comunidades, también el sur es más diverso (26 formaciones en la mitad norte frente a unas 40 en la sur).

Detrás de esta diferencia en las riquezas territoriales están la mayor amplitud del área mediterránea, los diferentes elementos corológicos que aparecen en ella, más

diversos que en el septentrión ibérico, o la abundancia de ramblas bajo climas y sustratos variados, situaciones que son muy particulares florísticamente. En cada una de estas zonas, la mayor o menor oceanidad/continentalidad modificará nuevamente la flora del territorio. El resultado es un mosaico de comunidades y floras regionales en el que unas van dejando gradualmente el sitio ante otras, más competitivas según van cambiando las condiciones locales. Algunas tienen rangos de extensión más amplios que otras, pero ninguna aparece en todas las riberas estudiadas.

No se tiene todavía una idea clara sobre el número total de especies introducidas que alberga nuestra flora riparia, pero sabemos que la difusión de éstas es muy desigual y que sólo un número limitado de ellas son, en las condiciones actuales, especialmente preocupantes por su vitalidad y agresividad.

1.3.-Estado de conservación de la Ictiofauna Continental Autóctona

De las 59 especies de peces continentales autóctonas que viven en la Península Ibérica, 52 especies deben ser incluidas en alguna categoría de amenaza (Tabla I). De esta forma en la Península existen: 10 especies en peligro crítico, 9 especies en peligro de extinción, 30 especies vulnerables y 6 en bajo riesgo.

Tabla.I Ictiofauna continental española y su grado de amenaza

<i>Especies</i>	UICN Categorías de Amenaza	UICN Tipos de amenaza
<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	CR A2d	1.4.6/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	VU A1acde	1.4.6/1.3.2.2/1.3.2.3/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Alosa alosa</i> (Linnaeus, 1758)	VU A1acde	1.4.6/1.3.2.2/1.3.2.3/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Alosa fallax</i> (La Cepède, 1803)	VU A1acde	1.4.6/1.3.2.2/1.3.2.3/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Atherina boyeri</i>	VU A1c	1.4.6/6.3.1/6.3.2/6.3.3/6.3.5

Risso, 1810		
<i>Platichthys flesus</i> (Linnaeus, 1758)	NT	
<i>Syngnathus abaster</i> Risso, 1827	NT	
<i>Salmo salar</i> Linnaeus, 1758	EN A1bd	1.4.6/1.3.2.2/1.3.2.3/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	VU 1cde	1.4.6/1.3.2.2/6.3.1/6.3.2/6.3.3/8.4
<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	CR B1+2bcde	1.4.6/2.2/6.3.1/6.3.2/
<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	EN B1+2abcde	1.4.6/6.3.1/6.3.2/
<i>Barbatula barbatula</i> Linnaeus, 1758	VU A2ce	1.9/2.2/1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Cobitis calderoni</i> Bacescu, 1962	VU A1ace+2ce	1.9/2.2/1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Cobitis paludica</i> (de Buen, 1930)	VU A2ce	1.9/2.2/1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Cobitis vettonica</i> Doadrio & Perdices, 1997	EN B1+2bcd	7.1/1.9/2.2/1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Cobitis cf. victoriae</i>	VU A2ce	1.9/2.2/1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Anaecypris hispanica</i> (Steindachner, 1866)	EN A1ace, B1+2ce	1.4/2.2/1.5/7.1
<i>Barbus bocagei</i> Steindachner, 1865	LR/nt	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus comizo</i> Steindachner, 1865	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus graellsii</i> Steindachner, 1866	LR/nt	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus guiraonis</i> Steindachner, 1866	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus haasi</i> Mertens, 1924	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus meridionalis</i> Risso, 1827	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus microcephalus</i> Almaça, 1967	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Barbus sclateri</i> Günther, 1868	LR/nt	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Achondrostoma arcasii</i> (Steindachner, 1866)	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/
<i>Parachondrostoma arrigonis</i> (Steindachner, 1866)	CR B1+2abcde	1.4/2.1/2.2
<i>Pseudochondrostoma duriense</i> (Coelho, 1985)	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Pseudohondrostoma lemmingii</i>	VU A2ce	2.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6

(Steindachner, 1866)		
<i>Iberochondrostoma lusitanicum</i> (Collares-Pereira, 1980)	VU A2ce	2.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Iberochondrostoma almakai</i> (Coelho, Mesquita and Collares-Pereira, 2005)	VU A2ce	2.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Achondrostoma oligolepis</i> (Robalo, Doadrio, Almada & Kottelat, 2005)	VU A2ce	1.9/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Achondrostoma occidentale</i> Robalo, Almada, Santos, Moreira, and Doadrio. 2005	VU A2ce	.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Parachondrostoma miegii</i> (Steindachner, 1866)	LR/nt	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Iberochondrostoma oretanum</i> (Doadrio & Carmona, 2003)	CR B1+2abcde	1.4.6/1.9
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner, 1865)	LR/nt	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Iberochondrostoma sp</i> Doadrio & Elvira, en prensa	EN A1ae, B1+2bcde	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/8.4
<i>Parachondrostoma turiense</i> Elvira, 1987	EN B1+2bcde	1.9/2.2/1.4
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i> Steindachner, 1866	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio y Madeira, 2004	NT	
<i>Phoxinus phoxinus</i> (Linnaeus, 1758)	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Squalius alburnoides</i> Steindachner, 1866	LR/lc--	2.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Squalius aradensis</i> Bogutskaya, Rodrigues & Collares-Pereira, 1998	VU A2ce	2.2/1.3.6/1.4
<i>Squalius carolitertii</i> Doadrio, 1987	VU A2ce	2.1/2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Squalius castellanus</i> Doadrio, Perea y Alonso, 2007	CR B1+2ce	1.4/2.1/2.2
<i>Squalius laietanus</i> (Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007)	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Squalius malacitanus</i> Doadrio y Carmona 2006	CR B1+2ce	1.4/2.1/2.2
<i>Squalius palaciosi</i> Doadrio, 1980	CR B1+2abcde	2.2/1.4/6.2
<i>Squalius pyrenaicus</i> Günther, 1868	VU A2ce	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3

<i>Squalius torgalensis</i> Bogutskaya, Rodrigues & Collares-Pereira, 1998	VU A2ce	2.2/1.3.6/1.4
<i>Squalius valentinus</i> Doadrio y Carmona, 2006	EN B1 + 2c	2.2./1.4/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	NT	
<i>Aphanius baeticus</i> Doadrio, Carmona & Fernandez-Delgado, 2002	CR B1+2abcde	1.9/1.4/2.1/2.2/1.5/1.3.6/6.1
<i>Aphanius iberus</i> (Valenciennes, 1846)	EN B1+2abcde	1.9.1/1.9.3/1.4/2.1/2.2/1.5/6.1
<i>Valencia hispanica</i> (Valenciennes, 1846)	CR B1+2abcde	7.1/1.9.1/1.9.3/1.4/2.1/2.2/1.5
<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	VU A2ce	1.9.1/1.4/2.2/6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6
<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	EN A2ce	1.4/1.2.1/1.9
<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	CR B1+2ce	1.4/1.2.1/1.9/6.3.1/6.3.2/6.3.3
<i>Petromyzon marinus</i> Linnaeus, 1758	VU B1+2abcd	6.3.1/6.3.2/6.3.3/1.3.6

1.4.-Estado de conservación de la vegetación riparia española

Como es bien sabido, las cualidades físicas y bióticas de las riberas han causado una intensa transformación de la vegetación que originalmente se desarrollaba en ellas, al ser aprovechado su espacio natural por la agricultura. Esto es especialmente cierto para las vegas, particularmente las de valles amplios de ríos con caudal importante, pero lo es también para las orillas. En toda Europa la vegetación de las riberas ha sido profundamente alterada. En algunos casos la alteración ha supuesto la reducción de la amplitud de estos bosques y su empobrecimiento florístico, acompañado de la introducción de plantas alóctonas. En numerosas ocasiones el uso humano del territorio ha llevado a la destrucción absoluta de estos ecosistemas.

En la actualidad, las manifestaciones vegetales mejor conservadas corresponden generalmente a zonas de difícil acceso o con escasa o nula productividad agrícola, todo lo más con acceso restringido de ganado. En el caso de ríos con caudal continuo, esto

ocurre con más frecuencia en zonas montañosas, donde se concentran la mayoría de los puntos con la mejor conservación en el territorio español (e.g. Garilleti *et al.* 2003). Sin embargo, una longitud muy importante de nuestros ríos discurre por terrenos llanos o de pendientes suaves, como son las mesetas o las llanuras de los pisos bajos en el levante. En estas topografías los usos agrícolas de las vegas y aún las orillas han destruido la práctica totalidad de la vegetación riparia natural, llegando a ser prácticamente inexistente en las llanuras levantinas. La alta degradación de las riberas da lugar típicamente a formaciones abiertas cuya flora se banaliza rápidamente con la llegada de plantas helionitrófilas, entre las que hay muchas exóticas. Aunque no hay datos concretos para España, es muy probable que la mayor destrucción de las riberas en tramos medios y bajos lleve consigo un aumento en el número de las especies introducidas, al igual que ocurre en otras zonas del planeta (Tabacchi *et al.* 1996).

El caso de las ramblas es notablemente diferente. Aunque el nivel freático es más accesible que en las laderas circundantes, las ramblas no han sido apenas ocupadas por cultivos, ya que la abundancia de cantos, la falta de suelo y la inestabilidad características de estos medios hacen que no sean productivos. Sin embargo, en la mayoría de los casos son pastoreados por ganado ovino y se aprovechan para la extracción de gravas, actividad esta última que indefectiblemente destruye la vegetación de la rambla. Debido a estos usos, que en general son menos intensos, la conservación de la vegetación de las ramblas es, por lo común, mejor de lo que cabría esperar de acuerdo con su accesibilidad o topografía. Todo ello no quiere decir que las ramblas muestren generalmente una buena conservación, sino simplemente que es posible encontrar restos de vegetación edafohigrófila, en diferentes situaciones de conservación, con más frecuencia que en los ríos de las llanuras.

1.5.- Terminología Aplicada

Es necesario antes de abordar la problemática actual de las especies exóticas la revisión de algunos términos utilizados para los organismos de agua dulce, entre los que se encuentran especie exótica, invasora o aclimatada. Aquí hacemos referencia a la terminología propuesta por Copp et al., (2005) con pequeñas modificaciones.

Los términos se basan en la capacidad de cruzar los organismos barreras geográficas, ambientales o reproductivas ya sea por desaparición de las mismas o por la capacidad de cruzarlas con ayuda o no del hombre. En la figura 1 tomada de Copp et al., (2005) se esquematiza el significado de algunos términos

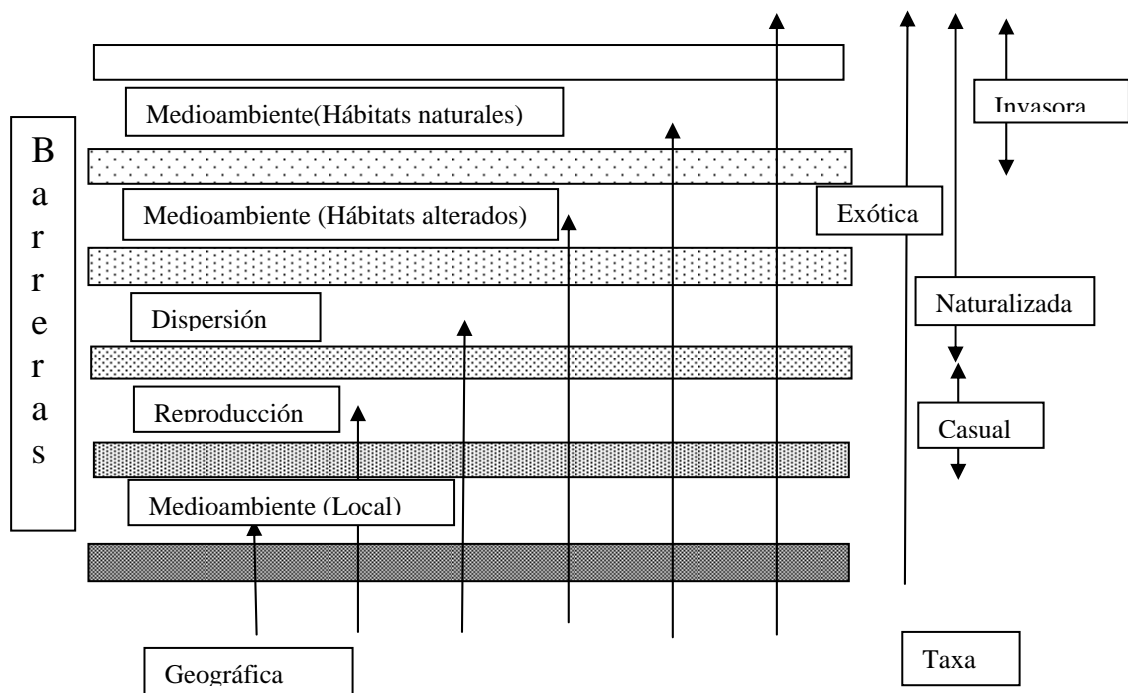


Figura 1.(Copp et al., 2005): Representación esquemática de las barreras que limitan la dispersión de los organismos introducidos. 1.-Barreras geográficas (entre y dentro de un continente). 2.- Barreras medioambientales locales (factores bióticos y abióticos en el lugar de la introducción). 3.- Barreras reproductivas (inhibición o interferencia durante

la reproducción o la incubación). 4.- Medioambiental alterada (Modificados por el hombre). 5.- Medioambiental (hábitas naturales)

Por tanto se puede definir un organismo exótico, alóctono o no nativo como una especie, subespecie o población (incluyendo gametos, propagulos o parte de un organismo que puede sobrevivir y reproducirse) que no esta presente en un área geográfica determinada por dispersión natural. Su presencia en el área es debida directa o indirectamente al hombre. Esto incluye especies manejadas por el hombre desde el neolítico.

Un organismo invasor es una especie, subespecie o población que se extiende con o sin ayuda del hombre en habitaos naturales o seminaturales produciendo un cambio significativo en la composición, estructura, o los procesos de los ecosistemas o causan pérdidas económicas en las actividades humanas (Scalera y Zaghi, 2004).

Un organismo no aclimatado es cualquier especie, subespecie o población que no se reproduce de forma natural en la nueva área geográfica sin intervención del hombre. Es el caso en España del salmón del Danubio que mantiene sus poblaciones en el río Tormes debido a continuas repoblaciones de la administración. Un organismo casual es aquel que no completa gran parte de su ciclo vital debido a las condiciones adversas (por ej. alimentación).

Un organismo aclimatado o naturalizado es cualquier especie subespecie o población exótica que después de la introducción se ha establecido en la naturaleza debido a que puede soportar las condiciones medioambientales locales y completar su ciclo vital, incorporándose a la comunidad residente.

Este informe se cinncunscribe al ámbito del Ecosistema fluvial. Definido este como todo el ecosistema acuático desde que nace hasta que desemboca en el mar en el caso de los ríos y a aquellos ecosistemas acuáticos que forman lagos naturales con

aguas permanentes. Además, se integra como ecosistema fluvial el bosque de ribera acompañante.

2.- Especies Introducidas en España

2.1.- Fauna

2.1.1.- Peces

Veintisiete especies exóticas de peces viven en los ríos de la Península Ibérica de las cuales veinticinco pueden considerarse aclimatadas, en la tabla II tomada de Elvira y Almodovar (2001) con modificaciones se detallan las especies exóticas cual fue el año de su introducción el propósito de la misma, si están o no aclimatadas, si pueden ser consideradas invasoras y cual es su distribución geográfica en España. Se señalan en rojo aquellas especies que particularmente inciden de una forma muy negativa en los ecosistemas ibéricos. Se trata de especies invasoras con amplia distribución. Sin embargo, también incluimos dos especies con área de distribución reducida una en el suroeste ibérico: el chanchito (*Cichlasoma facetum*) y otra en el nordeste español *Pseudorasbora parva*. El chanchito tiene un área de distribución que se solapa con el área de una de las especies endémicas de la Península Ibérica más emblemática el jarabugo (*Anaecypris hispanica*) habiéndose encontrado que el jarabugo es parte de la dieta del chanchito (Blanco-Garrido com. pers.). La especie *Pseudorasbora parva* es una invasora con un gran poder de dispersión que se ha extendido rápidamente por Europa y África, es esperable que en España se extienda también con gran rapidez. Transmite una enfermedad que se considera responsable de la desaparición de poblaciones de pequeños ciprínidos endémicos de Europa como *Leucaspius delineatus* (Gozlan et al., 2005). No se incluye la trucha arcoiris (*Oncorhynchus mykiss*) debido a

que su distribución es amplia pero las poblaciones reproductoras tienen una distribución muy restringida.

Tabla II.- Especies exóticas de peces introducidas en España y sus características.

Especies	Fecha Introducción	Propósito Introducción	Aclimatada	Invasora	Distribución
<i>Cyprinus carpio</i>	XVII	Ornamental	Si	Si	Amplia
<i>Carassius auratus</i>	XVII	Ornamental	Si	No	Amplia
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	XIX	Pesca deportiva	Sólo muy localmente	Si	Amplia
<i>Salvelinus fontinalis</i>	XIX	Pesca deportiva	Si	Si	Reducida
<i>Salmo trutta</i> <i>Poblaciones centroeuropeas</i>	XIX	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Rutilus rutilus</i>	1910-1913	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas	Si	Si	Reducida
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1910-1913	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas	Si	Si	Reducida
<i>Ameiurus melas</i>	1910-1913	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas	Si	Si	Amplia
<i>Lepomis gibbosus</i>	1910-1913	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas	Si	Si	Amplia
<i>Gambusia holbrooki</i>	1921	Control de mosquitos (Malaria)	Si	Si	Amplia
<i>Esox lucius</i>	1949	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Micropterus salmoides</i>	1955	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Hucho hucho</i>	1968	Pesca deportiva	No	No??	Reducida
<i>Fundulus heteroclitus</i>	1970-1973	Acuaristas??	Si	Si	Amplia
<i>Silurus glanis</i>	1974	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Perca fluviatilis</i>	1970-1979	Pesca deportiva	Si	Si	Reducida
<i>Sander lucioperca</i>	1970-1979	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	1983-1984	Acuicultura	Si??	Si??	Reducida
<i>Cichlasoma facetum</i>	1980-1986?	Acuaristas	Si	Si	Reducida
<i>Alburnus alburnus</i>	1992	Pesca deportiva	Si	Si	Amplia
<i>Acipenser baeri</i>	1995	Acuicultura	No	No?	Reducida
<i>Abramis bjoerkna</i>	1995	Pesca deportiva	Si	Si	Reducida
<i>Ictalurus punctatus</i>	1995	Acuicultura	Si?	Si?	Reducida
<i>Aphanius fasciatus</i>	1997	Acuaristas	Si?	Si?	Reducida
<i>Poecilia reticulata</i>	2000	Acuaristas	Si	Si	Reducida

<i>Cobitis bilineata</i>	2000	Pesca deportiva	Si	No?	Reducida
<i>Pseudorasbora parva</i>	2002	Acuaristas	Si	Si	Reducida

En España teniendo en cuenta que el número de especies es 59 la ictiofauna exótica constituye el 45% de la ictiofauna autóctona y el 55%. Si consideramos sólo las especies estrictamente fluviales ocupa el 4º país de Europa con mayor número de especies exóticas sólo superado por Francia, Italia, Rusia y República Checa. (Copp et al., 2005). Pero en proporción al número de especies somos el tercer país después de Francia e Italia. Comparado con América la proporción de introducciones es superior al 14,5% que ha sido citado para 125 cuencas hidrográficas de Norte América (Gido y Brown, 1999).

En la figura 2 tomada de Elvira y Almodovar (2001) se puede observar hasta el año 2001 como ha sido el ritmo de introducciones de especies en España.

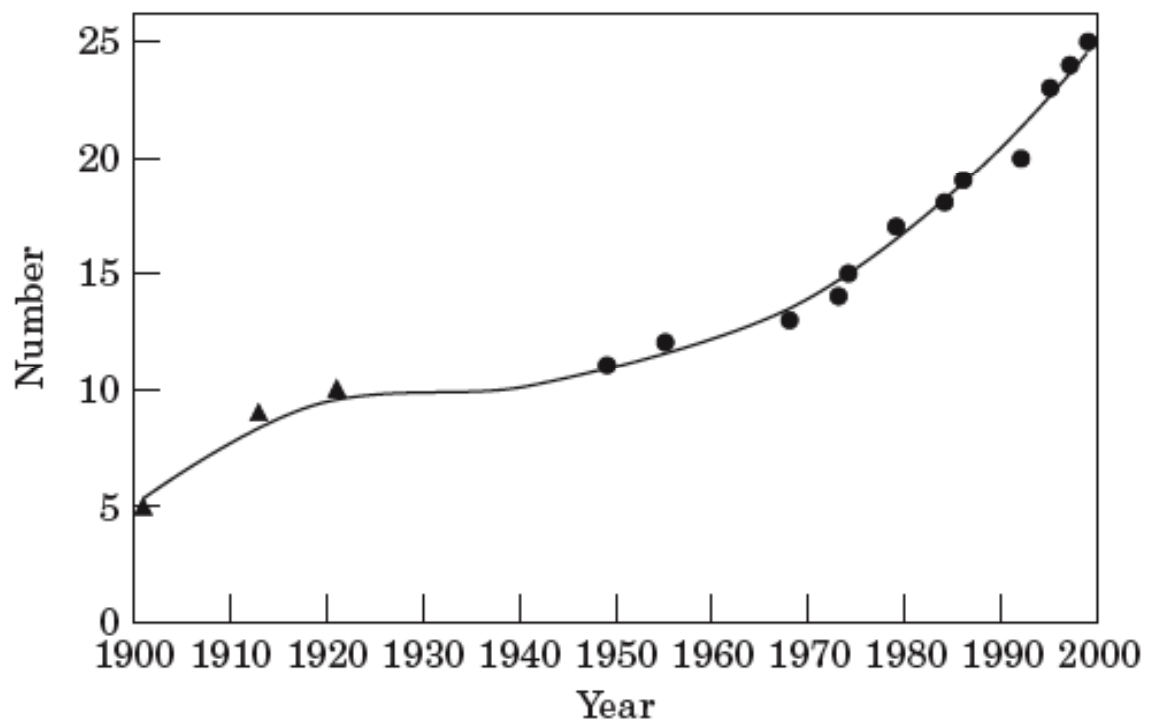


Figura 2.- Numero acumulado de especies exóticas por décadas (Elvira y Almodovar, 2001)

Aunque no son muchos los trabajos que establecen una relación directa entre la introducción de especies exóticas y la extinción de las especies autóctonas un análisis de los datos publicados por la IUCN permite establecer que el 54% de las especies extinguidas lo han sido en parte por la introducción de especies exóticas y en un 20 % exclusivamente por la presencia de estas (Clavero y García-Berthou, 2005). De las 27 especies introducidas artificialmente en España 10 proceden de América y 17 de otros lugares de Europa y Asia.

De los 27 peces introducidos 7 fueron introducidos como ornamentales o por acuaristas, 3 por escapes de piscifactorías dedicadas a su cultivo, una para combatir la malaria mediante el control de vectores, 4 para mejorar los ecosistemas españoles aumentando su diversidad y 12 para su pesca deportiva o asociada a esta.. En la actualidad los escapes de las granjas de peces, el cultivo de peces ornamentales y especialmente la pesca deportiva son los principales agentes que causan la introducción de especies exóticas en nuestro País.

2.1.2 Otra Fauna.

Además, de la gran cantidad de especies de peces introducidas en nuestros ríos. Existe otra fauna que ha causado y causa efectos negativos sobre las especies autóctona y el ecosistema fluvial (Tabla III). Entre los mamíferos caben destacar tres especies: visón americano (*Mustela vison*), castor (*Castor fiber*) y coipu (*Myocastor coypus*). El visón americano fue introducido accidentalmente a través de escapes de granjas peleteras y causa un gran impacto a través de depredación sobre otras especies y por la

trasmisión de la plasmocitosis o enfermedad Aleutiana del visón. El castor fue introducido intencionadamente para favorecer sus poblaciones amenazada en otros lugares. Tiene efectos importantes sobre el ecosistema fluvial, alterando el régimen de caudales y hábitat de especies fluviales. El coipú fue introducido por escapes de granjas peleteras y tiene un gran impacto sobre la vegetación acuática y de ribera.

Entre los reptiles la especie mas destacada es el galápago de Florida (*Trachemys scripta*) introducida en España por su interés como especie ornamental es un voraz depredador que puede transmitir salmonelosis a sus propietarios. Otra especie más restringida en distribución pero igualmente depredadora es la tortuga china de caparazón blando (*Pelodiscus sinensis*)

Sin embargo, después de los peces son los invertebrados los que un mayor número de especies exóticas tienen en nuestro país. Entre ellos destacan cuatro moluscos: mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), almeja asiática (*Corbicula fluminea*), caracol del cieno de Nueva Zelanda (*Potamopyrgus antipodarum*) y el caracol malasio (*Melanoides tuberculata*). Entre estos es el mejillón cebra el que ha centrado el interés en los últimos años por su gran poder de dispersión y las graves pérdidas económicas que causa.

Dentro de los artrópodos seis crustáceos están ampliamente extendidos. Entre los que destacan cuatro especies de cangrejos: cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*), cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*), cangrejo australiano (*Cherax destructor*) y cangrejo chino de mitones (*Eriocheir sinensis*). Siendo el cangrejo rojo el que ha tenido un impacto mayor en nuestros ecosistemas tanto por la destrucción de vegetación, depredación de diferentes organismos como por la trasmisión de la afanomicosis, principal causa de la desaparición del cangrejo de río autóctono.

El gusano ancla (*Lernaea cyprinacea*) tiene también un efecto negativo sobre la fauna de peces, especialmente en las cuencas meridionales que presentan el mayor número de endemismos

Tabla III.- Especies exóticas de especies, no peces, introducidas en España y sus características. En rojo las que en la actualidad provocan mayores alteraciones en los ecosistemas fluviales

Especies	Fecha de introducción	Propósito introducción	Aclimatada	Invasora	Distribución
<i>Mustela vison</i>	Decada de 1960	Escapes de Granjas peleteras	X	X	Amplia
<i>Castor fiber</i>	2003	Conservación	¿?	X	Restringida
<i>Myocastor coypus</i>	Década de 1970	Escapes de granjas peleteras	X	X	Restringida
<i>Trachemys scripta</i>	1983	Ornamental	X	X	Amplia
<i>Pelodiscus sinensis</i>	1990	Ornamental	-	X	Reducida
<i>Dreissena polymorpha</i>	2001	Accidental asociada a la pesca	X	X	Amplia
<i>Corbicula fluminea</i>	Década 1980	Accidental asociada a la pesca	X	X	Amplia
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	¿?	Accidental asociada a la pesca. Agua de lastre	X	X	Reducida
<i>Melanoides tuberculata</i>	Década 1980	Accidental asociada a la pesca	X	X	Reducida
<i>Artemia franciscana</i>	Década 1980	Accidental Cultivos de peces	X	X	Reducida
<i>Procambarus clarkii</i>	1974	Pesca	X	X	Amplia

comercial					
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	1974	Pesca deportiva	X	X	Amplia
<i>Cherax destructor</i>	2003	Cultivo	X	X	Reducida
<i>Eriocheir sinensis</i>	Década de 1980	Agua de lastre	X	X	Reducida
<i>Lernaea cyprinacea</i>	Década de 1960	Acuicultura	X	X	Amplia

2.2.- Flora

2.2.1.- Flora Riparia

Al igual que ocurre en muchos otros países, se pone de manifiesto que el componente de alóctonas invasoras de la flora española es muy importante y se encuentra en continuo aumento (Sanz-Elorza *et al.* 2001).

Aunque En España no se han prodigado los estudios sobre plantas introducidas, existen algunas aportaciones parciales relevantes (Casasayas 1989, Molina *et al.* 1991, Meaza *et al.* 1997, Campos & Herrera 1997, 1998, 1999) y se cuenta con una lista preliminar de plantas alóctonas para el conjunto de España (Sanz-Elorza, 2004), además de otra dedicada a las plantas alóctonas con claro comportamiento invasor (Sanz-Elorza *et al.* 2001). Pero no se cuenta con un catálogo exhaustivo de las especies vegetales introducidas que afectan a los ambientes riparios.

A partir de los datos publicados en Lara *et al.* (2004) para los ríos de la mitad norte peninsular y de datos, aún inéditos, que este mismo equipo ha obtenido del estudio de los ríos de la mayor parte de la mitad sur peninsular y Baleares, se ha elaborado el siguiente listado de especies exóticas, que incluye únicamente a las más frecuentes en los ríos españoles (Tabla IV). Una versión preliminar de esta lista ha aparecido recientemente en González del Tánago *et al.* (2006).

Tabla IV.- Especies exóticas de flora riparia.

Árboles		
Nombre científico	Familia	Nombre común
<i>Acacia dealbata</i>	Fabaceae (Mimosoideae)	Mimosa
<i>Acacia melanoxylon</i>	Fabaceae (Mimosoideae)	Acacia
<i>Acacia saligna</i>	Fabaceae (Mimosoideae)	Acacia azulada
<i>Acer negundo</i>	Aceraceae	Negundo
<i>Ailanthus altissima</i>	Simaroubaceae	Ailanto
<i>Cupressus arizonica</i>	Cupressaceae	Arizónica
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cupressaceae	Ciprés
<i>Cydonia oblonga</i>	Rosaceae	Membrillo
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Elaeagnaceae	Árbol del paraíso
<i>Eucaliptus camaldulensis</i>	Myrtaceae	Eucalipto rojo
<i>Eucaliptus globulus</i>	Myrtaceae	Eucalipto azul
<i>Gleditsia triacanthos</i>	Fabaceae (Caesalpinoideae)	Acacia de tres espinas
<i>Ligustrum japonicum</i>	Oleaceae	Aligustre del Japón
<i>Ligustrum lucidum</i>	Oleaceae	Aligustre del Japón
<i>Malus domestica</i>	Rosaceae	Manzano
<i>Morus alba</i>	Moraceae	Morera
<i>Morus nigra</i>	Moraceae	Morera
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Fabaceae (Caesalpinoideae)	Espina de Jerusalén
<i>Phytolacca dioica</i>	Phytolaccaceae	Ombú
<i>Pinus radiata</i>	Pinaceae	Pino de Monterrey
<i>Platanus hispanica</i>	Platanaceae	Plátano
<i>Platanus orientalis</i>	Platanaceae	Plátano
<i>Populus nigra</i> cvars.	Salicaceae	Chopo lombardo, chopo
<i>P. x canadensis</i>	Salicaceae	Chopo del Canadá
<i>P. deltoides</i>	Salicaceae	Chopo americano
<i>Prunus cerasifera</i>	Rosaceae	Ciruelo silvestre
<i>Prunus domestica</i>	Rosaceae	Ciruelo
<i>Prunus dulcis</i>	Rosaceae	Almendro
<i>Pyrus communis</i>	Rosaceae	Peral
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	Falsa Acacia
<i>Salix babylonica</i>	Salicaceae	Sauce llorón
<i>Salix x sepulchralis</i>	Salicaceae	Sauce llorón
<i>Sophora japonica</i>	Fabaceae	Acacia del Japón
<i>Ulmus pumila</i>	Ulmaceae	Olmo siberiano
<i>Ulmus laevis</i>	Ulmaceae	Olmo pedunculado

Arbustos		
Nombre científico	Familia	Nombre común
<i>Buddleja davidii</i>	Loganiaceae	Budleya
<i>Gomphocarpus fruticosus</i>	Apocynaceae	Arbusto de la seda
<i>Lantana camara</i>	Verbenaceae	Lantana
<i>Ligustrum ovalifolium</i>	Oleaceae	Aligustre de California
<i>Lycium barbarum</i>	Solanaceae	Cambrón
<i>Opuntia maxima</i>	Cactaceae	Chumbera
<i>Pyracantha coccinea</i> (Trasloc.)	Rosaceae	Espino de fuego
<i>Punica granatum</i>	Punicaceae	Granado

<i>Ricinus communis</i>	Euphorbiaceae	Ricino
<i>Rhus coriaria</i>	Anacardiaceae	Zumaque
<i>Salix viminalis</i>	Salicaceae	Mimbre
<i>Tamarix parviflora</i>	Tamaricaceae	Taray
<i>Vinca difformis</i>	Apocynaceae	Vincapervinca

Lianas		
Nombre científico	Familia	Nombre común
<i>Araujia sericifera</i>	Asclepiadaceae	Miraguano
<i>Cynanchum acutum</i>	Asclepiadaceae	Matacán
<i>Fallopia baldschuanica</i>	Polygonaceae	Velo de novia
<i>Fallopia dumetorum</i>	Polygonaceae	Polígono trepador
<i>Lonicera japonica</i>	Caprifoliaceae	Madreselva del Japón
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	Vitaceae	Parra virgen
<i>Periploca graeca</i>	Asclepiadaceae	Periploca
<i>Senecio mikanooides</i>	Asteraceae	Senecio hiedra

Herbáceas		
Nombre científico	Familia	Nombre común
<i>Agave americana</i>	Agavaceae	Pita
<i>Agave fourcroydes</i>	Agavaceae	Pita
<i>Agave sisalana</i>	Agavaceae	Sisal
<i>Ageratina adenophora</i>	Asteraceae	Flor de espuma
<i>Amaranthus albus</i>	Amaranthaceae	Bledo blanco
<i>Amaranthus blitoides</i>	Amaranthaceae	Bledo
<i>Amaranthus retroflexus</i>	Amaranthaceae	Bledo
<i>Amaranthus viridis</i>	Amaranthaceae	Amaranto verde
<i>Artemisia verlotiorum</i>	Asteraceae	Ajenjo
<i>Arundo donax</i>	Poaceae	Caña
<i>Aster pilosus</i>	Asteraceae	--
<i>Aster squamatus</i>	Asteraceae	--
<i>Bidens aurea</i>	Asteraceae	Té de río
<i>Bidens frondosa</i>	Asteraceae	Acahualillo
<i>Bidens pilosa</i>	Asteraceae	Saetilla
<i>Bidens subalternans</i>	Asteraceae	Amor seco
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Chenopodiaceae	Hierba hormiguera
<i>Conyza albida</i>	Asteraceae	Coniza
<i>Conyza bonariensis</i>	Asteraceae	Rabo de gato
<i>Conyza canadensis</i>	Asteraceae	Coniza
<i>Conyza sumatrensis</i>	Asteraceae	Zamárraga
<i>Cortaderia selloana</i>	Poaceae	Cortadera
<i>Cuscuta campestris</i>	Cuscutaceae	Cuscuta
<i>Cyperus involucratus</i> (<i>C. alternifolius</i> subsp. <i>flabelliformis</i>)	Cyperaceae	Falso papiro
<i>Cyperus eragrostis</i>	Cyperaceae	Juncia olorosa
<i>Datura stramonium</i>	Solanaceae	Estramonio
<i>Eleusine indica</i>	Poaceae	Pata de gallina
<i>Helianthus tuberosus</i>	Asteraceae	Tupinambo
<i>Heliotropium curassavicum</i>	Boraginaceae	Heliotropo
<i>Impatiens balfourii</i>	Balsaminaceae	Nometoques
<i>Ipomoea acuminata</i>	Convolvulaceae	Campanilla

<i>Ipomoea sagittata</i>	Convolvulaceae	Campanilla
<i>Juncus tenuis</i>	Juncaceae	--
<i>Lippia filiformis</i>	Verbenaceae	--
<i>Lippia nodiflora</i>	Verbenaceae	--
<i>Lunaria annua</i>	Brassicaceae	Lunaria
<i>Lycopersicon esculentum</i>	Solanaceae	Tomate
<i>Mesembryanthemum cristalinum</i>	Aizoaceae	Hierba Escarchada
<i>Nicotiana glauca</i>	Solanaceae	Tabaco moruno
<i>Nothoscordum inodorum</i>	Alliaceae	Ajo oloroso
<i>Oenothera biennis</i>	Onagraceae	Onagra
<i>Oenothera glazioviana</i>	Onagraceae	Enotera
<i>Paspalum dilatatum</i>	Poaceae	--
<i>Paspalum distichum</i>	Poaceae	Gramma de agua
<i>Paspalum paspalodes</i>	Poaceae	Gramma de agua
<i>Paspalum vaginatum</i>	Poaceae	Gramilla Blanca
<i>Phyla canescens</i>	Verbenaceae	--
<i>Phytolacca americana</i>	Phytolaccaceae	Hierba carmín
<i>Reynoutria japonica</i>	Polygonaceae	Polígono japonés
<i>Rubia tinctorum</i>	Rubiaceae	Rubia de tintes
<i>Selaginella kraussiana</i>	Sellaginellaceae (Lycopodiophyta)	Selaginela
<i>Solanum bonariense</i>	Solanaceae	Hierba de Santa María
<i>Sorghum halepense</i>	Poaceae	Sorgo
<i>Sporobolus indicus</i>	Poaceae	Cañota
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Commelinaceae	Amor de hombre
<i>Tritonia x crocosmiflora</i>	Iridaceae	Crocosmia
<i>Tropaeolum majus</i>	Tropaeolaceae	Capuchina
<i>Verbena supina</i>	Verbenaceae	Verbena menor
<i>Xanthium spinosum</i>	Asteraceae	Cepacaballo
<i>Xanthium strumarium</i>	Asteraceae	Cadillo
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Araceae	Cala
<i>Zygophyllum fabago</i>	Zygophyllaceae	Morsana

La lista de especies introducidas en España de Sanz-Elorza *et al.* 2004), integra un total de 937 táxones (especies y subespecies) de las que 13 son pteridófitos, 25 gimnospermas, 694 dicotiledóneas (en 98 familias) y 205 monocotiledóneas (en 19 familias). Las familias más importantes son gramíneas y compuestas (cada una con casi 100 táxones), leguminosas (67), solanáceas (casi 50) y liliáceas y rosáceas (alrededor de 30). En el espectro de ambientes colonizados las que son especialistas de ribera representarían tan solo el 4%.

La lista que aquí presentamos incluye tan solo a las alóctonas más comunes en los ríos. Puesto que muchas alóctonas que se naturalizan ocasionalmente en riberas o

ramblas lo hacen en tramos especialmente degradados (su comportamiento habitual es el de especies ruderales o viarias), la lista no es exhaustiva; sin embargo, sí puede considerarse, a grandes rasgos, como representativa del conjunto de la flora introducida en las riberas. La lista integra un total de 118 especies de plantas (algo más del 12% de la lista general, aunque no son plenamente coincidentes), de las que 1 es un pteridófito, 3 son gimnospermas, 95 son dicotiledóneas (en 38 familias) y 19 monocotiledóneas (en 8 familias). Las familias mejor representadas son bastante coincidentes: Asteraceae (16 especies), Poaceae (9), Rosaceae (7), Fabaceae (7, en tres subfamilias), Salicaceae (6), Verbenaceae (5) y Solanaceae (5).

2.2.2.- Otra Flora

Se destacan aquí dos especies acuáticas que inciden negativamente en los ecosistemas el helechito de agua (*Azolla filicularis*) y el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*).

El helechito de agua ha sido introducido accidentalmente en cultivos de arroz y también desde estanque donde se introduce como especie ornamental se encuentra aclimatada en España comportándose como invasora y con una amplia distribución.

El jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) se introdujo en la década de 1980, probablemente accidentalmente desde estanques donde es cultivada como ornamental. En la actualidad se encuentra aclimatada en cursos de la cuenca mediterránea y de la mitad meridional de España. Es una especie invasora que se propaga con facilidad y que puede dar lugar a importantes alteraciones de los ecosistemas fluviales.

2.3.- Ecología de las especies de fauna introducidas artificialmente en la Península Ibérica

Excepto los salmónidos y el cangrejo señal la mayor parte de las especies introducidas en la Península Ibérica ocupan los tramos medios y bajos de los ríos, observándose que en contraposición la riqueza de especies nativas en estos tramos disminuye. Este hecho se interpreta como un problema de competencia entre especies nativas y exóticas, desplazando estas últimas a las primeras. Sin embargo, el hecho de la competencia es difícil de demostrar en condiciones no controladas.

Otra explicación más evidente es que la mayor parte de las sueltas de las especies exóticas se realiza en tramos bajos, donde suelen situarse los grandes Embalses. Por tanto la colonización de las zonas altas depende del tiempo en que estas especies fueron soltadas y de su capacidad de colonización (Vila-Gispert et al., 2005). A pesar de ello muchas de las especies a pesar del tiempo transcurrido desde su suelta han sido incapaces de colonizar las zonas altas de los ríos.

Esta incapacidad de algunas especies exóticas a colonizar las partes altas de los ríos suele ser explicada por dos hechos: las condiciones ambientales de los cuerpos de agua donde son soltadas y la biología de las especies exóticas.

Es importante decir que de forma natural a las especies introducidas no les es fácil adaptarse a los regímenes hidrológicos locales para constituir poblaciones estables y perdurables en el tiempo (Minckley & Meffe, 1987; Baltz & Moyle, 1993), en contraposición con las especies nativas (Moyle et al, 1986). En los climas mediterráneos con un gran estrés hídrico en verano y una enorme pluviosidad otoñal las especies exóticas encuentran un medio muy hostil para su colonización. Sin embargo, la alteración del medio por parte del hombre con acciones como la construcción de infraestructuras hidráulicas ha favorecido la regulación de los cauces atenuando el carácter impredecible de la hidrología del mediterráneo. Por tanto al convertirse en más

“estables” ,de forma artificial, los ríos mediterráneos se ha favorecido a las especies exóticas en la Península Ibérica (Elvira, 1995a; 1998).

La mayor parte de los tramos medios y bajos de nuestros ríos han pasado de un ambiente lótico, con agua corriente y caudal variable en función de la estacionalidad natural estival, al que están adaptadas nuestras especies autóctonas a presentar un ambiente léntico, con aguas más profundas y sin apenas corriente. De hecho, la construcción de embalses es uno de los principales factores que determina el estado de conservación de las comunidades piscícolas (Clavero et al, 2004).

Pero las características biológicas de las especies invasoras son fundamentales para comprender su éxito en estas áreas. Un análisis de la biología de exóticas y autóctonas reveló que las especies exóticas de peces introducidas en la Península Ibérica están caracterizadas por un gran tamaño, gran longevidad, madurez tardía, alta fecundidad, pocas puestas por año y un corto periodo reproductor mientras que las especies nativas de la Península se caracterizan justamente por las características opuestas (Vila-Gispert et al., 2005). Sin embargo, dentro de las especies ibéricas también hubo diferencias significativas entre aquellas que viven en grandes ríos y las de pequeños ríos mediterráneos lo que indica la necesidad de evitar traslocaciones entre cuencas (Vila-Gispert et al., 2005).

2.4.- Ecología de las especies de flora introducidas en la Península Ibérica

La mayor parte de las especies de plantas exóticas que colonizan las riberas españolas encuentran acomodo en las zonas más degradadas de los tramos medio y bajo de los ríos. En estas zonas es donde encuentran condiciones especialmente adecuadas. Por una parte, las zonas más alteradas suponen la aparición de nichos donde la competencia con especies autóctonas es menor y por otra, los tramos bajos de los ríos son zonas térmicamente favorables para el desarrollo de plantas de óptimo tropical o

subtropical, que es el caso generalizado de la flora exótica ibérica. La variabilidad de las riberas, a la que se aludió en la introducción, es también la causa de que alberguen numerosas especies nitrófilas y pioneras, a veces incluso xerófilas, que son frecuentes también en medios ruderales.

2.5.- Origen de la fauna exótica

2.5.1 Peces

De las 27 especies exóticas de peces, tres tendrían un origen asiático aunque dos de ellas presentan poblaciones también en Europa, una en América del sur, 14 en Europa principalmente especies del norte y centro de Europa y 9 en América del Norte (Tabla V)

Tabla V.- Especies de peces introducidas en España y origen de las mismas

Especies	Origen	Propósito Introducción
<i>Cyprinus carpio</i>	Asia	Ornamental
<i>Carassius auratus</i>	Asia	Ornamental
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Norte América	Pesca deportiva
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Salmo trutta</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Poblaciones centroeuropeas</i>		
<i>Rutilus rutilus</i>	Europa	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Europa	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas
<i>Ameiurus melas</i>	Norte América	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas
<i>Lepomis gibbosus</i>	Norte América	Mejorar las poblaciones naturales del Lago de Bañolas
<i>Gambusia holbrooki</i>	Norte América	Control de mosquitos (Malaria)
<i>Esox lucius</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Micropterus salmoides</i>	Norte América	Pesca deportiva
<i>Hucho hucho</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Fundulus heteroclitus</i>	Norte América	Acuaristas??
<i>Silurus glanis</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Perca fluviatilis</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Sander lucioperca</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	Norte América	Acuicultura

<i>Cichlasoma facetum</i>	América del sur	Acuaristas
<i>Alburnus alburnus</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Acipenser baeri</i>	Europa	Acuicultura
<i>Abramis bjoerkna</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Ictalurus punctatus</i>	Norte América	Acuicultura
<i>Aphanius fasciatus</i>	Europa	Acuaristas
<i>Poecilia reticulata</i>	Norte América	Acuaristas
<i>Cobitis bilineata</i>	Europa	Pesca deportiva
<i>Pseudorasbora parva</i>	Asia	Acuaristas

El origen de las introducciones en España recientemente parece estar relacionado en gran medida con la pesca deportiva. Según García-Berthou et al. (2005) el camino de introducción de muchas especies en España vendría a través de Francia, independientemente de su origen inicial. En la figura 3 tomada de García Berthou et al (2005) se muestra el camino seguido por las introducciones desde los países donadores a los países que reciben las introducciones, los números situados en la izquierda son las introducciones de un país en otro y a la derecha el número total de especies introducidas de origen conocido.

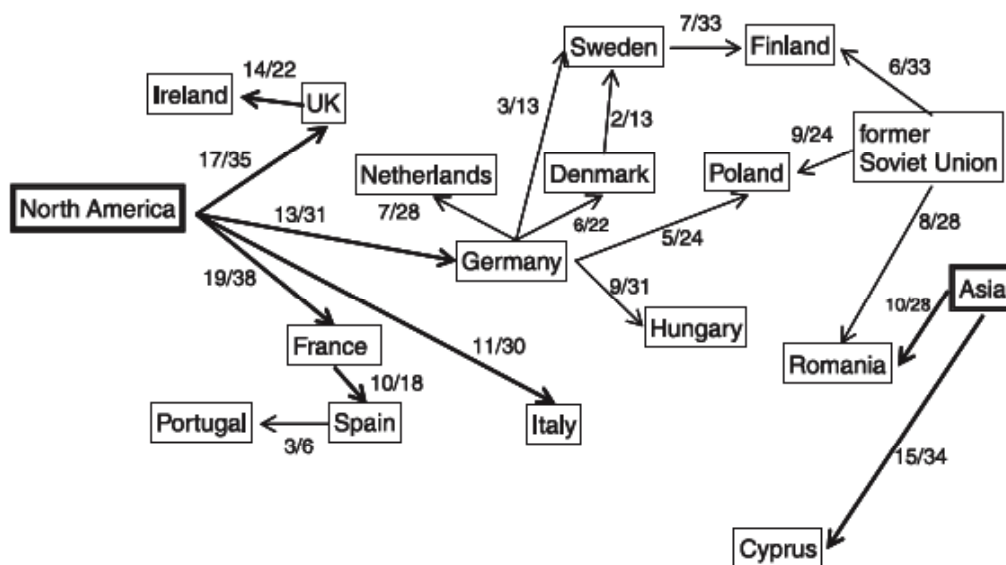


Figura 3.- Camino que siguen las especies exóticas de peces desde sus países de origen hasta las áreas receptoras.

2.5.2.- Otras especies de fauna

Para otra fauna el origen es más diverso con 4 especies de América del Norte, 2 de Europa, una de América del Sur, una de Australia, una de Nueva Zelanda y 56 asiáticas. Destaca el bajo número de especies tropicales y la presencia de un número importante de especies de Norte América y Asia (Tabla VI). Muchas de ellas al igual que ocurre con la ictiofauna fueron introducidas no desde su país de origen sino a través del comercio europeo.

Tabla VI.- Especies, no peces , introducidas en España y su origen de procedencia

Especies	Origen	Propósito introducción
<i>Mustela vison</i>	Norte América	Escapes de Granjas peleteras
<i>Castor fiber</i>	Europa	Conservación
<i>Myocastor coypus</i>	América del Sur	Escapes de granjas peleteras
<i>Trachemys scripta</i>	Norte América	Ornamental
<i>Pelodiscus sinensis</i>	Asia	Ornamental
<i>Dreissena polymorpha</i>	Europa-Asia	Accidental asociada a la pesca
<i>Corbicula fluminea</i>	Asia	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	Nueva Zelanda	Accidental asociada a la pesca
<i>Melanoides tuberculata</i>	Asia	Accidental asociada a la pesca
<i>Artemia franciscana</i>	Norte América	Accidental Cultivos de peces
<i>Procambarus clarkii</i>	Norte América	Pesca comercial
<i>Pacifastacus leniusculus</i>		Pesca deportiva
<i>Cherax destructor</i>	Australia	Cultivo
<i>Eriocheir sinensis</i>	Asia	Agua de lastre
<i>Lernaea cyprinacea</i>	Asia	Acuicultura

2.5.3.- Origen de la flora exótica

Según Sanz-Elorza *et al.* (2004), la mayor parte de las plantas introducidas en España proceden de América: unas 360 o el 38'5% del total; de ellas cerca de 160 son norteamericanas, algo más de 90 sudamericanas y unas 110 son de la zona tropical. Asia es también el continente de origen de muchas otras plantas introducidas en España (más de 170 o superior al 18%). Otras áreas importantes de origen son el Mediterráneo (algo más de 70 o 7,5%) y la región Capense sudafricana (también cerca de 70). La flora de origen tropical supondría más del 30% del total.

En cuanto al modo de introducción, los datos de Sanz-Elorza *et al.* (2004) para el conjunto de la flora alóctona reflejan tres causas principales: el 48% habrían sido introducidas por razones ornamentales (jardinería), el 31% de forma no intencionada (malas hierbas e involuntarias) y el 21% para su cultivo y aprovechamiento (agricultura y silvicultura).

A continuación se refleja el área de origen y la causa de introducción para las especies alóctonas presentes en las riberas que hemos seleccionado para este informe (Tabla VII).

Tabla VII.- Origen y causas de la introducción de la flora riparia.

Árboles		
Nombre científico	Origen	Causa de la introducción
<i>Acacia dealbata</i>	Australia	Jardinería
<i>Acacia melanoxylon</i>	Australia	Silvicultura
<i>Acacia saligna</i>	Australia	Jardinería
<i>Acer negundo</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Ailanthus altissima</i>	China	Jardinería
<i>Cupressus arizonica</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Cupressus sempervirens</i>	Mediterráneo Oriental	Jardinería
<i>Cydonia oblonga</i>	SW Asia	Agricultura

<i>Elaeagnus angustifolia</i>	SW y C Asia	Jardinería
<i>Eucaliptus camaldulensis</i>	Australia	Silvicultura
<i>Eucaliptus globulus</i>	Australia	Silvicultura
<i>Gleditsia triacanthos</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Ligustrum japonicum</i>	Japón	Jardinería
<i>Ligustrum lucidum</i>	China	Jardinería
<i>Malus domestica</i>	Cáucaso	Agricultura
<i>Morus alba</i>	China	Agricultura
<i>Morus nigra</i>	SW Asia	Agricultura
<i>Parkinsonia aculeata</i>	Neotrópico	Jardinería
<i>Phytolacca dioica</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Pinus radiata</i>	América del Norte	Silvicultura
<i>Platanus hispanica</i>	Artificial	Jardinería
<i>Platanus orientalis</i>	Mediterráneo Oriental	Jardinería
<i>Populus nigra</i> cvars.	Eurasia y artificial	Silvicultura
<i>P. x canadensis</i>	Artificial	Silvicultura
<i>P. deltoides</i>	América del Norte	Silvicultura
<i>Prunus cerasifera</i>	Europa E y Asia SW	Jardinería
<i>Prunus domestica</i>	Cáucaso	Agricultura
<i>Prunus dulcis</i>	SW Asia	Agricultura
<i>Pyrus communis</i>	Cáucaso	Agricultura
<i>Robinia pseudoacacia</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Salix babylonica</i>	China	Jardinería
<i>Salix x sepulchralis</i>	Artificial	Jardinería
<i>Sophora japonica</i>	E de Asia	Jardinería
<i>Ulmus pumila</i>	C y E de Asia	Jardinería
<i>Ulmus laevis</i>	Europa	Jardinería

Arbustos		
Nombre científico	Origen	Causa de la introducción
<i>Buddleja davidii</i>	China y Tibet	Jardinería
<i>Gomphocarpus fruticosus</i>	Región Capense	Jardinería
<i>Lantana camara</i>	Neotrópico	Jardinería
<i>Ligustrum ovalifolium</i>	Japón	Jardinería
<i>Lycium barbarum</i>	China	Jardinería
<i>Opuntia maxima</i>	América Central	Jardinería
<i>Pyracantha coccinea</i> (Trasloc.)	Mediterráneo	Jardinería
<i>Punica granatum</i>	SW Asia	Agricultura
<i>Ricinus communis</i>	E de África	Agricultura
<i>Rhus coriaria</i>	Mediterráneo E y SW Asia	Agricultura
<i>Salix viminalis</i>	Europa	Agricultura
<i>Tamarix parviflora</i>	N África	Jardinería
<i>Vinca difformis</i>	Mediterráneo Central	Jardinería

Lianas		
Nombre científico	Origen	Causa de la introducción
<i>Araujia sericifera</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Cynanchum acutum</i>	Mediterráneo y SW Asia	Involuntaria
<i>Fallopia baldschuanica</i>	Himalaya	Jardinería
<i>Fallopia dumetorum</i>	E Europa y W Asia	Jardinería
<i>Lonicera japonica</i>	E Asia	Jardinería
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	América del Norte	Jardinería

<i>Periploca graeca</i>	SE Europa y W Asia	Jardinería
<i>Senecio mikanooides</i>	Región Capense	Jardinería

Herbáceas		
Nombre científico	Origen	Causa de la introducción
<i>Agave americana</i>	Méjico	Jardinería
<i>Agave fourcroydes</i>	Neotrópico	Agricultura
<i>Agave sisalana</i>	Neotrópico	Agricultura
<i>Ageratina adenophora</i>	Méjico	Involuntaria
<i>Amaranthus albus</i>	América del Norte	Mala Hierba
<i>Amaranthus blitoides</i>	América del Norte	Mala Hierba
<i>Amaranthus retroflexus</i>	América del Norte	Mala Hierba
<i>Amaranthus viridis</i>	Paleotrópico	Mala Hierba
<i>Artemisia verlotiorum</i>	China	Involuntaria
<i>Arundo donax</i>	S y C Asia	Agricultura
<i>Aster pilosus</i>	América del Norte	Involuntaria
<i>Aster squamatus</i>	América	Jardinería
<i>Bidens aurea</i>	C y N América	Involuntaria
<i>Bidens frondosa</i>	América del Norte	Involuntaria
<i>Bidens pilosa</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Bidens subalternans</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Chenopodium ambrosioides</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Conyza albida</i>	América del Sur	Involuntaria
<i>Conyza bonariensis</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Conyza canadensis</i>	América del Norte	Involuntaria
<i>Conyza sumatrensis</i>	América del Sur	Involuntaria
<i>Cortaderia selloana</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Cuscuta campestris</i>	América del Norte	Mala Hierba
<i>Cyperus involucratus</i> (<i>C. alternifolius</i> subsp. <i>flabelliformis</i>)	África tropical	Jardinería
<i>Cyperus eragrostis</i>	Neotrópico	Jardinería
<i>Datura stramonium</i>	América	Involuntaria
<i>Eleusine indica</i>	Paleotrópico	Mala hierba
<i>Helianthus tuberosus</i>	América del Norte	Agricultura
<i>Heliotropium curassavicum</i>	Neotropical	Involuntaria
<i>Impatiens balfourii</i>	Himalaya	Jardinería
<i>Ipomoea acuminata</i>	Neotrópico	Jardinería
<i>Ipomoea sagittata</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Juncus tenuis</i>	América del Norte	Involuntaria
<i>Lippia filiformis</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Lippia nodiflora</i>	Pantropical	Jardinería
<i>Lunaria annua</i>	SE Europa	Jardinería
<i>Lycopersicon esculentum</i>	América del Centro y Sur	Agricultura
<i>Mesembryanthemum cristalinum</i>	Región Capense	Jardinería
<i>Nicotiana glauca</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Nothoscordum inodorum</i>	Europa	Jardinería
<i>Oenothera biennis</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Oenothera glazioviana</i>	Inglaterra	Jardinería
<i>Paspalum dilatatum</i>	Neotrópico	Mala hierba
<i>Paspalum distichum</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Paspalum paspalodes</i>	Neotrópico	Involuntaria
<i>Paspalum vaginatum</i>	Neotrópico	Involuntaria

<i>Phyla canescens</i>	América	Jardinería
<i>Phytolacca americana</i>	América del Norte	Jardinería
<i>Reynoutria japonica</i>	Japón	Jardinería
<i>Rubia tinctorum</i>	C y W de Asia	Agricultura
<i>Selaginella kraussiana</i>	C y S de África	Jardinería
<i>Solanum bonariense</i>	América del Sur	Jardinería
<i>Sorghum halepense</i>	Paleotrópico	Mala hierba
<i>Sporobolus indicus</i>	Neotrópico	Mala hierba
<i>Tradescantia fluminensis</i>	Neotrópico	Jardinería
<i>Tritonia x crocosmiflora</i>	Artificial	Jardinería
<i>Tropaeolum majus</i>	Sudamérica	Jardinería
<i>Verbena supina</i>	Mediterráneo Oriental	Involuntaria
<i>Xanthium spinosum</i>	América del Sur	Mala hierba
<i>Xanthium strumarium</i>	América	Involuntaria
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Región Capense	Jardinería
<i>Zygophyllum fabago</i>	SE Europa y W Asia	Involuntaria

Según estos datos, la flora alóctona presente en los ríos tendría también un origen mayoritario en América (55 especies, 47%). Asia sería igualmente el segundo continente de origen (25 especies, 21%). Además, 14 son plantas europeas o euroasiáticas, 8 africanas (sólo cuatro de la región Capense), 5 australianas, 1 pantropical, 3 paleotropicales y 4 de origen artificial (híbridos de jardinería). Son de origen tropical alrededor del 30% de las plantas riparias españolas.

Por el modo de introducción, 61 lo han sido por la jardinería (52%), 24 para su cultivo (20%) y 33 de manera involuntaria (28%).

2.5.4.- Otras especies de flora

Las dos especies que consideramos en este apartado el helecho de agua (*Azolla filiculoides*) y el jacinto de agua (*Eichornia crassipes*) son originarios de América del sur.

2.6.- Especies trasladadas

2.6.1.- Fauna

No sólo las especies exóticas provenientes de otros países, fuera del ámbito de la Península Ibérica, pueden causar impactos en la fauna local, las traslocaciones de peces

de una cuenca en otra son otra causa de pérdida de diversidad biológica. Como ya se ha expresado anteriormente la ictiofauna ibérica por su origen es diferente a la del resto de la ictiofauna europea. Entre las particularidades de la ictiofauna ibérica, además de su alto número de endemismos, destaca la presencia de comunidades de peces diferentes en cada cuenca hidrográfica. Este fenómeno se debe a un aislamiento geográfico entre ellas muy antiguo, al menos de forma global.

Por tanto, las traslocaciones de peces de unas cuencas en otras dentro de la Península Ibérica deben de tener un impacto tan negativo como las especies exóticas. Sin embargo, este fenómeno ha sido menos estudiado y se carece de datos de relevancia científica.

En algunos casos es difícil establecer si se trata de introducciones o traslocaciones es el caso de dos especies la tenca (*Tinca tinca*) y el gobio (*Gobio lozanoi*). De la primera de ellas existe material arqueológico de yacimientos ibéricos en el suroeste pero se carece de datos de su distribución original, pudiéndose tratar de ejemplares transportados por el hombre desde localidades lejanas. Sin embargo, su distribución en cauces naturales es bastante restringida y similar durante los últimos 60 años por lo que difícilmente podemos considerarla como una especie invasora.

Muy diferente es el caso del gobio (*Gobio lozanoi*) cuya distribución se ha extendido en los últimos 60 años ampliamente por toda la Península desde áreas muy localizadas del norte español y sur de Francia. El impacto que ha tenido en las comunidades del sur de la Península se desconoce.

Las fechas y el origen de otras traslocaciones de peces se conocen más detalladamente es el caso del piscardado (*Phoxinus phoxinus*) cuya introducción desde las poblaciones cantábricas a la cuenca del Duero fue realizada a principios del siglo XX en

el río Pedroso (Vizcaínos de la Sierra) como especie forrajera para las truchas. En los últimos años se ha extendido por casi la totalidad de la cuenca del Duero.

También cabe destacar la presencia de una pequeña población de lobo de río introducida en el río Órbigo a partir de poblaciones del Ebro probablemente por su utilización como cebo vivo en la pesca deportiva. De hecho este ha sido el origen de la introducción en diversas cuencas del norte de España de la colmilleja (*Cobitis paludica*) una especie del centro y sur de la Península. Sin embargo, tanto el lobo de río como la colmilleja por su carácter de pez bentónico y limitada dispersión parecen tener un periodo de colonización más largo.

Los ríos de la costa catalana al igual que con las especies exóticas son de los más afectados por las traslocaciones desde antiguo destacando la presencia de la madrilla (*Parachondrostoma miegii*) una especie Ebro-cantábrica en muchos ríos catalanes.

La mayor parte de estas traslocaciones han sido realizadas por el hombre con el fin de favorecer la pesca deportiva (especies forrajeras, cebos, u objeto de pesca). Sin embargo, un nuevo fenómeno de características impredecibles surgió con la implantación de los grandes trasvases entre cuencas. Así el trasvase Tajo-Segura que pone en comunicación las aguas de las cuencas del Tajo, Júcar, Segura y Guadiana ha sido una de las más importantes fuentes de traslocaciones. Desde la cuenca donante del Tajo se han introducido en el Júcar el calandino (*S. pyrenaicus*) y la boga de río (*Pseudochondrostoma polylepis*), desde el Júcar al Segura la boga de río y el gobio (*G. lozanoi*) y desde el Tajo al Guadiana la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*).

De entre estas introducciones la presencia en el río Júcar de la boga de río ha sido considerada, junto a la fuerte regulación que sufre esta cuenca, la principal causa del declive que ha sufrido la loina (*Chondrostoma arrigonis*). Sin embargo, no se conocen los mecanismos de exclusión entre ambas especies. El comportamiento

agresivo de la boga de río y su hábitat y biología muy similar pueden estar entre estos mecanismos.

Sin embargo, la existencia de estos grandes trasvases enmascara el efecto de trasvases mas pequeños que se hacen entre cuencas con faunas diferentes pero que administrativamente pertenecen a la misma unidad hidrográfica.

2.6.2.- Flora

Numerosas especies de plantas que son autóctonas en áreas más o menos amplias de España han sido introducidas en los ríos de otras zonas donde previamente no existían. La consideración de estas especies trasladadas es mucho más problemática que la de las exóticas, pues es infinitamente más difícil justificar su carácter no natural en el área, sobre todo si han sido introducidas en tiempos remotos. Además gozan de la etiqueta protectora de “autóctonas”, concepto de escaso valor si no se refiere a un área muy limitada.

Algunas especies trasladadas en España son especialmente dañinas, pues han llegado a alterar profundamente las condiciones iniciales de numerosos tramos de ríos. Así, por ejemplo, álamos (*Populus alba*), chopos (*Populus nigra*), olmos (*Ulmus minor*) y castaños (*Castanea sativa*) se han plantado y se siguen plantando por doquier sin consideración alguna sobre su naturalidad en la zona. La alteración paisajística y ecológica que pueden llegar a ocasionar estas especies de árboles en tramos inadecuados de los ríos es muy profunda.

3.- Impactos que provocan las especies aclimatadas.

3.1. Fauna

Algunos de los impactos que causan las especies exóticas en España son bien conocidos es el caso de las repoblaciones con truchas procedentes de otros países o

la depredación de fauna por la introducción de peces piscívoros. Sin embargo, en muchos casos se conoce mejor las consecuencias, desaparición de ictiofauna, que los mecanismos implicados en este proceso.

La dificultad en estos estudios es debido a la necesidad de experimentos de mesocosmos con variables controladas y a que los factores que interactúan pueden ser múltiples.

En España se señalan como posibles causas de interacción negativa de las especies exóticas con las nativas las siguientes: depredación, hibridación, introducción de enfermedades, hibridación, alteración del hábitat y competencia por los recursos o por el espacio.

Muchas de las especies introducidas lo han sido para favorecer la pesca deportiva esto ha llevado a la introducción de especies piscívoras. Especies que de forma natural están ausentes de la Península Ibérica. El estudio de contenidos estomacales demuestra el impacto que estas especies black-bass, lucio, lucio, siluro, pez gato... tienen sobre la fauna autóctona. En algunos estudios se ha constatado la presencia en la alimentación de estas especies de peces considerados en peligro de extinción como el fraile o el jarabugo.

La gambusia y el fúndulo parecen ser la causa de extinción del salinete, el fartet y Samaruc endemismos españoles por competencia. Los estudios han demostrado que el éxito reproductivo de estas especies exóticas hace que aumenten sus densidades compitiendo por el alimento y por el espacio con las especies autóctonas.

La alteración del hábitat provocando un paso de aguas claras con macrófitos a un sistema de aguas turbias sin vegetación y con alteraciones en la comunidad de invertebrados y de las poblaciones de peces ha sido demostrada para muchas especies bentónicas introducidas como la carpa, el cangrejo rojo, el pez gato etc..

La hibridación por introducción de poblaciones y especies exóticas incide de forma muy particular en las poblaciones de salmónidos, de hecho gran parte de las poblaciones mediterráneas de la trucha están hibridadas con poblaciones de piscifactoría procedente de otros países. Por tanto existe una pérdida importante de diversidad biológica perdiéndose características singulares que las poblaciones autóctonas han desarrollado para adaptarse a las condiciones locales. Aunque no se han citado casos de hibridación entre las especies de ciprínidos foráneas y los endemismos españoles es en teoría posible ya que algunas especies como el alburno (*Alburnus alburnus*), el rutilo (*Rutilus rutilus*) y el gardí (*Scardinius erythrophthalmus*) son especies que en los países donde viven hibridan con facilidad con otras especies.

La introducción de parásitos que se ha demostrado como causa de la extinción de muchas especies es quizás el fenómeno menos estudiado en España. Sólo la afanomicosis producida por el hongo *Aphanomyces astaci* ha sido objeto de interés por los científicos españoles. Sin embargo, algunas especies de peces como *Pseudorasbora parva* son portadoras de patógenos que están llevando a la extinción a otras especies de ciprínidos. La introducción de la lucioperca y el mejillón cebra en España puede dar lugar a la presencia de bucefaliasis otra enfermedad que impacta en poblaciones de ciprínidos.

El impacto de las especies exóticas se acentúa cuando los procesos naturales son alterados por contaminación o por regulación de caudales. La contaminación favorece la hibridación al perderse las señales de reconocimiento entre especies. La regulación de caudales origina pérdida de regimenes naturales en la Península caracterizados por un gran estrés hídrico durante el verano y al que la mayor parte de las especies exóticas no están adaptadas.

3.2.- Impactos de las especies más significativas de fauna

A continuación se señalan los impactos conocidos para las especies más extendidas en la Península Ibérica o con mayor potencial para su colonización:

3.2.1.- Trucha común (*Salmo trutta*)

Aunque se trata de una especie autóctona las poblaciones ibéricas muestran características diferentes a la mayor parte de las europeas. Por tanto la introducción de poblaciones domésticas procedente de otras regiones produce hibridación y pérdida de las características singulares de las poblaciones ibéricas. Como en la mayoría de los peces ibéricos las truchas tampoco son genéticamente homogéneas mostrando una diferenciación poblacional. Esta diferenciación ha sido dividida por Machordom et al., (2000) en cinco regiones o cinco unidades evolutivas significativas: Atlántico norte, Duero, Tajo, Mediterráneo, Sureste ibérico.

La incidencia de la hibridación en estas cuencas ha sido muy diferente siendo las poblaciones del noroeste peninsular las menos afectadas y la cuenca del Tajo y del sur de España las más afectadas (Almodovar et al., 2006). En la figura 4 se observa el grado de introgresión o hibridación entre las diferentes unidades evolutivas según (Almodovar et al., (2006).

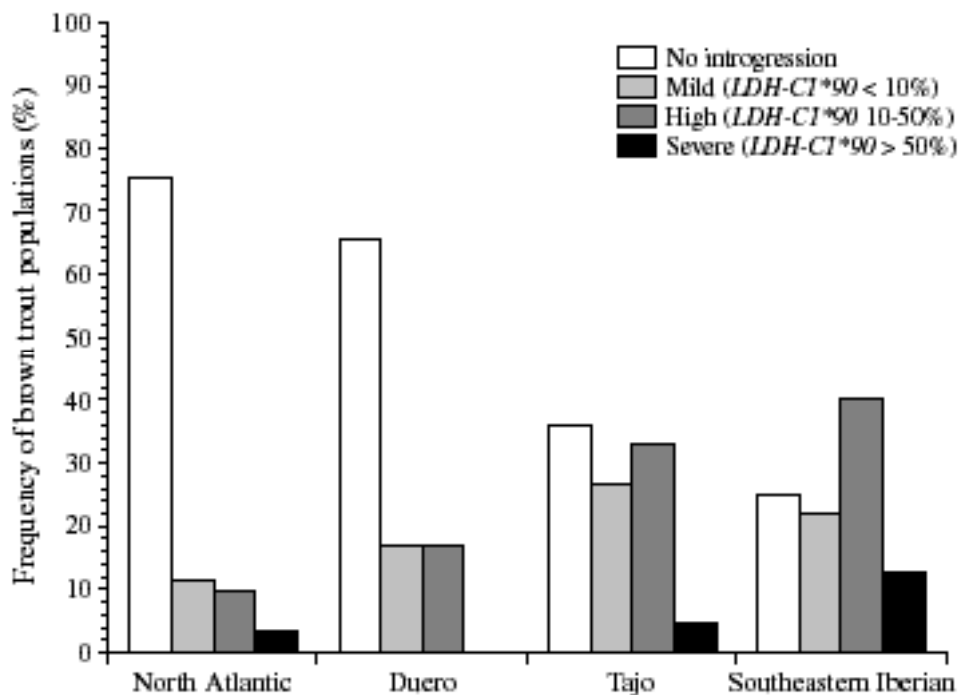


Figura 4.- Grado de introgresión en las diferentes unidades evolutivas significativas para la trucha común (Almodovar et al., 2006)

La diferente incidencia de la hibridación ha sido identificada por la mayor introducción de poblaciones exóticas en determinadas áreas y por la diferente biología de algunas poblaciones. Así la baja introgresión en las poblaciones del Duero es identificada con una menor incidencia de las repoblaciones en esta área y la escasa introgresión en las del Atlántico norte por su condición de anádromas (Almodovar et al., 2006). El tamaño poblacional de truchas autóctonas en las cuencas receptoras también puede ser un factor determinante ya que las poblaciones meridionales globalmente presentan menores densidades que las del norte.

3.2.2.- Pez sol. (*Lepomis gibbosus*)

Fue introducido en España desde América del Norte por primera vez en el lago de Bañolas en 1910-1913 (García-Berthou & Moreno-Amich 2000a), sin embargo la especie no empezó a distribuirse ampliamente por España hasta principios de los años ochenta. Estas introducciones posteriores parece que fueron realizadas conjuntamente

con individuos de black-bass. En la actualidad se extiende prácticamente por toda la Península Ibérica. Los ejemplares españoles son extremadamente pequeños, siendo los adultos los más pequeños de todas las poblaciones . En principio este fenómeno fue explicado por el hecho de que los ejemplares procedían de importaciones con ejemplares de pequeño tamaño (Crivelli y Mestre, 1988). Sin embargo, Copp et al. (2004) han demostrado que es debido a escasez de recursos alimentarios y por tanto competencia intraespecífica. En Norteamérica la posibilidad de diferentes dietas entre juveniles y adultos provocaría un mayor tamaño de estos que tendrían una mayor especialización hacia moluscos gasterópodos.

Puede presentar notables diferencias morfológicas para adaptarse a diferentes ambientes existiendo en América del Norte dos formas bien diferenciadas como ocurre en otras especies del género (Hegrenes, 2001) una forma pelágica y otra bentónica. Ello es debido a factores ambientales y genéticos (Jastrebski y Robinson, 2004) aunque otras variaciones morfológicas son atribuidas exclusivamente a factores epigenéticos.(Sumer et al., 2005). En España sólo aparece la forma bentónica presentando los ejemplares de pez sol los tamaños más pequeños de todas las poblaciones mundiales.

Como en muchas especies exóticas introducidas en España no se conoce muy bien su efecto sobre las especies nativas debido a la falta de experimentos en condiciones controladas. Sin embargo, para poblaciones naturales se ha observado un descenso en las especies nativas cuando aumenta la densidad de esta especie (Blanco-Garrido et al. enviado). Además, un análisis realizado excluyendo el efecto de las variables ambientales demostró que en gran medida la distribución de las especies autóctonas esta explicada por la presencia de el pez sol y el black-bass (Godinho y Ferreira, 1998). Además su alimentación podría tener impacto sobre especies de

moluscos (endémicas y se le atribuye consumo de huevos y pequeños peces (García-Berthou & Moreno-Amich 2000b)

3.2.3.- Gambusia. (*Gambusia holbrooki*)

La gambusia (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) (Figura 9) es un poecílido que fue importado desde Norte América y liberada en España en 1921 para combatir la malaria, ya que es un voraz devorador de larvas de mosquito, siendo actualmente una de las especies exóticas más extendidas en los ríos españoles. La introducción de esta especie ha tenido fatales consecuencias para dos de las especies ibéricas más amenazadas en la actualidad: el samaruc (*Valencia hispanica*) y el fartet (*Aphanius iberus*).

La competencia entre la gambusia y las dos especies endémicas españolas se ha establecido por un comportamiento agresivo de estas frente a los juveniles del fartet y el samaruc (Rincon et al., 2002). Sin embargo, en uno de los pocos experimentos realizados en condiciones controladas se ha demostrado que la competencia depende en gran medida de la densidad de la especie introducida. Cuando la densidad de gambusia es alta las especies autóctonas no acceden al alimento aunque la disponibilidad de este sea elevada (Caiola y Sostoa, 2005). Por tanto, una especie con mayor éxito reproductiva que la gambusia por su condición de ovovivíparo debe desplazar a las especies nativas de los hábitats más favorables y pone en riesgo su supervivencia.

3.2.4.- Black-Bass. (*Micropterus salmoides*)

Es una especie autóctona de América del Norte que se distribuye por los grandes lagos, la cuenca del Missisipi y por la costa atlántica y del Golfo. Ha sido introducido artificialmente en 64 países diferentes habiéndose establecido en un 72,9% de los sitios

donde ha sido introducido (García-Berthou et al., 2005). En España fue introducido en 1955 para su pesca deportiva (Elvira y Almodovar, 2001) y actualmente se encuentra extendido por casi todas sus cuencas hidrográficas.

Su alimentación basada principalmente en peces es la causante de la desaparición de poblaciones de peces. Existe una clara relación entre disminución de ciprínidos el grupo de peces más diverso de la Península Ibérica y la presencia de black-bass (Blanco-Garrido et al., enviado). Existen también diferencias en la composición del zooplancton en lagos y embalses por la ausencia de ciprínidos. Godinho y Ferreira (1998) han demostrado que eliminando la influencia de las variables ambientales existe una correlación negativa entre la presencia de *M. salmoides* y las especies nativas de la Península Ibérica. Hay estudios que relacionan la desaparición de pequeñas especies de peces con la presencia de especies del género *Micropterus* (ver por ej. Pamela et al., 2001)

Las larvas consumen plancton y pequeños crustáceos. Los juveniles insectos y pequeños peces y los adultos peces y cangrejos. Se alimenta durante el invierno en aguas someras y en verano en aguas profundas. En invierno con temperaturas inferiores a los 10°C no se alimenta. Tampoco lo hacen los machos mientras defienden los nidos. En las lagunas de Ruidera se observó que la alimentación del *M. salmoides* estuvo basada en crustáceos, insectos y peces. Dentro de estos últimos destaca la presencia del fraile (*Salvia fluviatilis*) una de las especies más amenazadas de la Península Ibérica (Nicola et al., 1996). En el lago de Bañolas el black-bass mostró algunas diferencias en su alimentación con respecto a otras áreas teniendo preferencia por camarones de agua dulce y con muy poca proporción de peces. Entre estos se encontraron gambusias, rutilos y fraile (García-Berthou, 2002). Sin embargo, el pez sol uno de los peces más abundantes en el lago no se encontró en la dieta a diferencia con la alimentación que

presenta en las lagunas de Ruidera y en los embalses del sur de Portugal (Godinho y Ferreira, 1994). Sin embargo, en otros ríos de la cuenca del Guadiana se encontraron también preferencias por decapados y pocos peces destacando la presencia del pez sol, la gambusia y algunos ciprínidos (Godinho et al., 1997 y Godinho y Ferreira, 1998).

Muchas de las poblaciones ibéricas de black-bass tienen un bajo índice de reclutamiento debido en gran medida a condiciones muy fluctuantes y turbidez en el medio acuático (Godinho y Ferreira, 1996) . Sin embargo, la introducción ilegal de esta especie por parte de las sociedades de pesca de forma ilegal hace que todavía se mantengan poblaciones muy importantes de esta especie exótica en España.

3.2.5.-Lucio. (*Esox lucius*)

El lucio es una especie de amplia distribución que vive en la mayor parte de América del Norte , Europa y en Siberia. En Europa falta de forma natural de España aunque probablemente en los periodos más húmedos del Pleistoceno pudo estar presente. En la actualidad su presencia en la Península Ibérica se debe a su suelta en 1949 para favorecer la pesca deportiva. Es un depredador muy especializado, siendo los ejemplares adultos piscívoros. Así todos los estudios realizados en los ríos españoles han demostrado su preferencia cuando alcanzan tallas mayores de 30cm por peces (Pena et al., 1987, Sostoa y Lobón-Cerviá, 1989, Rincón et al., 1990). Todos estos estudios fueron realizados en las cuencas del Duero y en el río Matarraña (cuenca del Ebro) dónde el cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) es una especie ausente o presente en baja proporción. Sin embargo, en las Lagunas de Ruidera donde esta especie es abundante fue la presa consumida con preferencia (Elvira et al., 1996). En esta localidad también consumió uno de los peces más amenazados de España el fraile (*Salaria fluviatilis*).

Aunque algunos autores han considerado que el lucio no se alimenta de especies ligadas al fondo (Rincón et al., 1990) el trabajo de Elvira et al., (1996) parece demostrar que se alimenta de peces y crustáceos a lo largo de toda la columna de agua.

Una relación entre bajas densidades de poblaciones autóctonas de peces y la presencia de lucio ha sido puesta de manifiesta por Rincón et al. (1990)

3.2.6.-Carpa (*Cyprinus carpio*)

Tiene una amplia distribución por Europa y Asia, de las especies exóticas que viven en España fue la primera en introducirse junto al Carpio probablemente en el siglo XVII. Sin embargo, muchos de los ejemplares que se encuentran en los embalses y ríos españoles muestran una importante hibridación con el carpín.

Esta especie es considerada como perjudicial no por depredación, aunque esta puede ser importante sobre moluscos endémicos, sino por la alteración de los hábitats en donde es introducida. por sus hábitos de remover el fondo lo que produce turbidez, aumentando el fósforo, cambiando la composición del fitoplancton y disminuyendo los macrófitos. En estudios experimentales se ha demostrado que su incidencia sobre los hábitats acuáticos es mayor que otras especies bentónicas.

En España los estudio realizados sobre los efectos de la carpa han demostrado que disminuye la calidad del agua , los macrófitos y cambia la composición del zooplancton (Angeler et al., 2002 y 2005). Esto es debido a un aumento de la turbidez, clorofila a, y fósforo y nitrógeno total (Angeler et al., 2002). Su incidencia en la Península Ibérica es elevada en embalses y lagunas mientras que en aguas corrientes parece tener un menor impacto.

3.2.7.- Pez gato (*Ameiurus nebulosus*)

El pez gato es una especie de origen norteamericano que fue introducido en España para mejorar la composición de nuestra fauna entre los años 1910 y 1913,. Sin embargo no empezó su expansión hasta los años 80 con el incremento de la pesca deportiva en España. Su impacto es múltiple en las poblaciones de peces tanto por depredación como por alteración de los hábitats. E Estudios de alimentación llevados a cabo en España demuestran su depredación sobre fauna autóctona de peces incluidos individuos de gran talla (Miranda com. pers.). Al ser una especie bentónica origina los mismos problemas que la carpa en parte debido a la destrucción de macrófitos y subsiguiente desestabilización de los sustratos no consolidados (Braig y Johnson, 2003). Por otra parte su alta voracidad, cuidado parental de las crías y resistencia a altas temperaturas le hacen un potencial competidor con las especies de ciprínidos .

3.2.8.- Siluro (*Silurus glanis*)

Se trata de un pez de gran talla que puede alcanzar cinco metros de longitud y 300 Kg. de peso originario de Europa central y Asia. Fue introducida en la cuenca del Ebro en 1974 para su pesca deportiva en el embalse de Mequinenza. Es un pez bentónico que a partir de los 15 cm de longitud se alimenta casi exclusivamente de otros peces. En España ha tenido un doble impacto por un lado ha hecho disminuir considerablemente las especies autóctonas por depredación y por otro ha dado lugar a otras introducciones de peces exóticas que sirvan de alimento a esta especie. Su impacto sobre la turbidez y calidad del agua no ha sido bien estudiado.

3.2.9.-Alburno (*Alburnus alburnus*)

El alburno es un pez de talla media que se distribuye naturalmente por la mayor parte de Europa desde los pirineos hasta los Urales. Fue introducida en 1992 en la

cuenca del Ebro como especie forrajera que sirviera de alimento a otras especies piscívoras introducidas en esa área, principalmente el siluro. A partir de entonces se ha introducido en numerosos embalses españoles por pescadores lo que ha originado su amplia distribución actual en España. Su alta fecundidad y gran espectro en cuanto al número de presas le hace un potencial competidor con otros ciprínidos. En el río Estena se le ha visto depredar sobre pequeños ciprínidos (Perea com. pers.) en un área donde hay presencia de jarabugo (*Anaocypris hispanica*) una especie endémica de la Península Ibérica y en riesgo de extinción. Es además esta especie la más cercana evolutivamente al alburno y sobre la que puede tener un mayor impacto. La hibridación del alburno con otras especies de ciprínidos es frecuente. Además, la introducción de parásitos que puedan afectar a las comunidades de peces no ha sido todavía estudiada.

3.2.10.- Lucioperca (*Sander lucioperca*)

Es una especie de Europa central y oriental y de oriente medio que fue introducida en España en la década de los 70 para favorecer la pesca deportiva. La primera introducción parece haber ocurrido en el embalse de Boadella, Gerona (Gómez-Caruana y Díaz-Luna, 1991) pero no es hasta la década de los 90 cuando se ha extendido por gran parte de España (Miñano et al., 2002). Es conocido su impacto en las poblaciones de peces debido a que a partir de los 30 cm sólo consume estos junto a anfibios y odonatos (Balik et al., 2006). Sin embargo, es también el hospedador final del trematodo *Bucephalus polymorphus* que tiene como hospedadores intermedios al mejillón cebra y a pequeños ciprínidos. La existencia en algunas áreas del Ebro y el Júcar de mejillón cebra y lucioperca junto a ciprínidos puede hacer que se complete el ciclo de este parásito que provoca la muerte a los mejillones cebra y lesiones en

ciprínidos. Ello debe ser otra causa de preocupación para la supervivencia de las especies autóctonas en España.

3.2.11.- Fúndalo (*Fundulus heteroclitus*)

Es un pequeño pez de origen norteamericano que fue introducido probablemente de forma accidental entre 1970 y 1973 en las marismas del Guadalquivir proveniente del norte de su distribución original (Bernardi et al., 1995, Fernández-Pedrosa et al., 1996). España es la única localidad donde ha sido introducida esta especie y rápidamente colonizó todas las marismas costeras litorales del atlántico andaluz. En estas áreas es el pez más abundante y ha sido postulado competencia por el espacio con respecto a otros peces nativos (Gutiérrez-Estrada, 1998). Se ha observado ausencia del salinete (*Aphanius baeticus*) en aquellas zonas donde aparece el fúndulo. Recientemente se ha encontrado una población en el Delta del Ebro que puede amenazar al fartet (*Aphanius iberus*)

3.2.12.- Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*)

Es un pequeño ciprínido originario de Japón Corea, China y de la cuenca del Amur que fue introducido accidentalmente en el delta del Ebro en 20 (Caiola y Sostoa, 2002). Se han citado como amenazas para otros ciprínidos su alimentación ya que ingiere huevos y larvas de otros peces y competencia por alimento y espacio. Sin embargo, lo más alarmante es su capacidad como trasmisor de enfermedades. Se ha descubierto que es portador de un parásito intracelular eucariota (Rosette Like Agent relacionado con *Sphaerothecum destruens*) que ha causado un aumento en la mortalidad y absoluta inhibición en la reproducción a un ciprínido (*Leucaspis delineatus*), evolutiva y genéticamente similar al jarabugo (*Anaecypris hispanica*) (Gozlan et al.,

2005). Por tanto su imposible extensión puede significar una serie a amenaza para los endemismos ibéricos.

3.2.13.- Cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*)

Este cangrejo fue introducido con fines comerciales en 1974, de forma ilegal, en la finca Casablanca en el bajo Guadalquivir después de intentar convencer a las administraciones públicas del interés de esta introducción (Morillo com. pers). Desde entonces se ha extendido prácticamente por todas las cuencas españolas. Es una de las especies mejor conocidas. Se sabe que es una especie omnívora alimentándose sobretodo de invertebrados acuáticos. Transforma los ecosistemas fluviales provocando un cambio en la composición de la flora y fauna derivado del aumento de turbidez y desaparición de la vegetación acuática.

En la actualidad es una presa importante para la nutria y algunas aves pero provoca la desaparición de gran número de especies acuáticas muchas de ellas endémicas de la Península Ibérica. Es el vector de la aphanomicosis: enfermedad infecciosa causada por el hongo *Aphanomices astaci* que es la principal causa de la desaparición del cangrejo de río autóctono.

La especie tiene un interés comercial muy importante y es difícil de controlar la red comercial existente. En algunas comunidades se han intentado diversas medidas como su comercialización en muerto. De esta manera se impedirían nuevas introducciones, pero la venta de cangrejos muertos provoca recelo en los compradores.

No existen controles sobre alimentarios sobre esta especie y su característica de poder vivir en aguas bastante contaminadas y acumular elementos como metales pesados hacen de esta especie un potencial peligro para sus consumidores.

3.2.14.- Mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*)

Fue introducido en 2001 en el río Ebro siendo originaria de los mares Negro y Caspio. Probablemente su introducción haya sido a través de aparejos, embarcaciones o peces destinados a concursos de pesca. La alarma en España ha surgido al conocerse los importantes daños materiales que ha provocado en otros países al tapizar conducciones de agua. Sin embargo, tiene también un efecto muy importante en los hábitats acuáticos al ser una especie filtradora que afecta al fitoplancton y al ciclo del fósforo. Además, es transmisor de enfermedades que afectan a diversas especies de peces y compite con otros moluscos acuáticos.

En la actualidad se distribuye por las cuencas del Ebro y Júcar

3.3.- Impactos producidos el conjunto de las especies de fauna

En la Tabla VIII se resumen los principales impactos conocidos para las especies introducidas en España.

Tabla VIII.- Impactos que producen las especies exóticas en las comunidades.

Especies	Alteración del hábitat	Depredación	Hibridación	Parásitos Enfermedades	Competencia
<i>Cyprinus carpio</i>	Sí	No	Si (Carassius)	¿?	¿?
<i>Carassius auratus</i>	No	No	Si (Cyprinus)	No	No
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	No	Si	No	¿?	¿?
<i>Salvelinus fontinalis</i>	No	Si	No	¿?	¿?
<i>Salmo trutta</i> Poblaciones centroeuropeas	No	No	Si	¿?	¿?
<i>Rutilus rutilus</i>	Si	No	Potencial	¿?	¿?
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	¿?	No	Potencial	¿?	¿?

<i>Ameiurus melas</i>	Si	¿?	No	¿?	No
<i>Lepomis gibbosus</i>	Si	Si	No	¿?	No
<i>Gambusia holbrooki</i>	No	No	No	No	Si
<i>Esox lucius</i>	No	Si	No	¿?	No
<i>Micropterus salmoides</i>	No	Si	No	¿?	No
<i>Hucho hucho</i>	No	Si	No	¿?	¿?
<i>Fundulus heteroclitus</i>	No	¿?	No	¿?	Si
<i>Silurus glanis</i>	¿?	Si	No	¿?	No
<i>Perca fluviatilis</i>	No	Si	No	¿?	No
<i>Sander lucioperca</i>	No	Si	No	Si	No
<i>Oncorhynchus kisutch</i>	No	¿?	¿?	¿?	¿?
<i>Cichlasoma facetum</i>	¿?	Si	No	¿?	No
<i>Alburnus alburnus</i>	No	Si	Potencial	¿?	¿?
<i>Acipenser baeri</i>	¿?	¿?	No	¿?	¿?
<i>Abramis bjoerkna</i>	¿?	No	¿?	¿?	¿?
<i>Ictalurus punctatus</i>	Si	Si	No	¿?	No
<i>Aphanius fasciatus</i>	No	No	¿?	¿?	¿?
<i>Poecilia reticulata</i>	No	No	No	¿?	¿?
<i>Cobitis bilineata</i>	No	No	¿?	¿?	¿?
<i>Pseudorasbora parva</i>	No	Si	No	Si	¿?
<i>Mustela vison</i>	No	SI	No	Si	Si
<i>Castor fiber</i>	Si	No	No	No	No
<i>Myocastor coypus</i>	Si	No	No	No	No
<i>Trachemys scripta</i>	No	Si	No	Si	Si
<i>Pelodiscus sinensis</i>	No	Si	No	¿?	Si
<i>Dreissena polimorpha</i>	Si	No	No	Si	Si

<i>Corbicula fluminea</i>	No	No	No	¿?	Si
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	No	No	No	¿?	No
<i>Melanoides tuberculata</i>	No	No	No	¿?	Si
<i>Artemia franciscana</i>	No	No	No	No	Si
<i>Procambarus clarkii</i>	Si	Si	No	Si	Si
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Si	Si	No	¿?	Si
<i>Cherax destructor</i>	Si	Si	No	¿?	¿?
<i>Eriocheir sinensis</i>	Si	Si	No	¿?	¿?
<i>Lernaea cyprinacea</i>	No	No	No	SI	No

3.4.- Flora

El impacto de las plantas introducidas en los ríos es sobre todo debido a la competencia por los recursos o por el espacio que en los casos más extremos puede desembocar en una alteración profunda del hábitat ripario. No hay que olvidar tampoco que pueden llegar a suponer una fuente de contaminación genética por hibridación con plantas autóctonas emparentadas.

3.5.- Impactos de las especies más significativas

A continuación se señalan los impactos conocidos para algunas de las especies más extendidas en la Península Ibérica o con mayor potencial de expansión o daño:

3.5.1.- Caña (*Arundo donax*)

La caña (*Arundo donax*) es una gramínea (familia Poaceae) de gran tamaño que se supone originaria del Este o Sur de Asia (Sanz Elorza *et al.* 2004), aunque algunos autores sitúan su origen, más concretamente, en el subcontinente indio (Bell 1997). Fue

introducida intencionadamente en Europa occidental –las referencias más tempranas datan del siglo XVI– con fines variados (construcción, formación de barreras, elaboración de útiles e instrumentos, etc.). En la actualidad se encuentra ampliamente difundida por las áreas templado-cálidas y tropicales de todo el mundo, pues entre sus usos modernos están también la jardinería y el control de la erosión. En Europa aparece ampliamente naturalizada en todos los países de la cuenca mediterránea.

En España se encuentra en la práctica totalidad de las provincias, pero es especialmente abundante en las regiones mediterráneas orientales y meridionales: Depresión del Ebro, Cataluña, Baleares, Comunidad Valenciana, Murcia, la mayor parte de Andalucía y las Canarias son las áreas más afectadas. En estas zonas se ha cultivado por doquier desde muy antiguo y en ellas los cañaverales sobreviven y se expanden en bordes de cultivos de regadío y en todo tipo de zonas húmedas: marismas, albuferas, ramblas, arroyos y ríos.

Esta planta es quizás la especie invasora más agresiva y peligrosa de nuestros ecosistemas riparios y está catalogada por la UICN como uno de los 100 organismos vivos invasores más nocivos al nivel mundial (Lowe *et al.* 2000, Sanz Elorza *et al.* 2004). En efecto, se considera que es una de las pocas plantas introducidas que puede transformar hasta tal punto los hábitats que coloniza que imposibilita definitivamente el desarrollo de las comunidades nativas originales (Lowe *et al.* 2004 www.issg.org/booklet.pdf).

Arundo donax es una planta hidrófila, termófila y bastante indiferente a la naturaleza química del sustrato, que fuera de su área original no se reproduce sexualmente, pero que se expande de manera mucho más eficaz por vía vegetativa gracias a sus robustos rizomas. Éstos crecen dando lugar a una maraña que se alarga rápidamente y cuando se rompe sus fragmentos, muy resistentes a la desecación e

incluso al fuego, son dispersados por las corrientes. Su crecimiento es tan profuso que forma en poco tiempo densos y altos cañaverales, en el interior de los cuales casi ninguna otra planta crece. Así, la caña representa una amenaza para la viabilidad de los ecosistemas riparios, pues desplaza a la vegetación nativa y forma poblaciones prácticamente monotípicas, lo que afecta no solo a la flora sino también a la fauna asociada, empobreciendo drásticamente la diversidad biológica. Es, además, una planta que por su rápido crecimiento altera, a la vez, los sistemas hidrológicos y los ciclos de nutrientes. Debido a su intensa tasa de transpiración, reduce los recursos hídricos, lo que es especialmente preocupante en las zonas secas o áridas, como lo son buena parte de las zonas españolas en las que esta enorme gramínea abunda. Por último, obstruye los cauces de agua y acelera el ciclo de incendios.

Su erradicación resulta extremadamente complicada, siendo las iniciativas más efectivas (eficacia limitada en todo caso) muy costosas y/o agresivas (Dudley, <http://www.cal-ipc.org/ip/management/ipcw/pages/detailreport.cfm@usernumber=8&surveynumber=182.php>).

3.5.2.- Falsa Acacia (*Robinia pseudoacacia*)

La falsa acacia o (*Robinia pseudoacacia*) es una leguminosa (familia Fabaceae) arbórea que procede del Sureste de Estados Unidos (Wieseler, www.nps.gov/plants/alien/fact/rops1.htm). Su introducción por el hombre, con fines ornamentales, data del siglo XVII, aunque su difusión por el continente tuvo lugar a partir del siglo XIX (Sanz Elorza *et al.* 2004).

En España se ha constatado asilvestrada en numerosas provincias, aunque es en la franja Eurosiberiana atlántica y en Cataluña donde con mayor frecuencia se la encuentra instalada en riberas. Al contrario que en otros países europeos, en el nuestro son pocos los ejemplos constatados de colonias de falsas acacias que desplazan a la vegetación riparia, si bien se considera que su tendencia demográfica es expansiva

(Sanz Elorza *et al.* 2004), por lo que podría llegar a plantear graves problemas en ríos degradados de zonas cálidas y húmedas. En el interior peninsular y en las comarcas mediterráneas secas la aparición de ejemplares aislados de *Robinia pseudoacacia* es esporádica y no resulta preocupante.

La falsa acacia es un árbol caducifolio y espinoso de crecimiento rápido, con un sistema radical extenso que tiene alta capacidad de rebrote. Es planta heliófila, que necesita de suelos bien drenados pero con cierta humedad, por lo que en climas relativamente secos se desarrolla especialmente en las riberas de los ríos. Puede llegar a mostrar un comportamiento muy agresivo gracias a su rápido crecimiento y capacidad de propagación por semilla y, sobre todo, por su profusa extensión clónica a partir de los rebrotes de raíz. Resulta especialmente invasora allí donde la vegetación natural ha sido previamente eliminada o profundamente alterada. En estos casos, se forman densos bosques secundarios que impiden la instalación de árboles y arbustos autóctonos y que, en definitiva, desplazan la flora natural de los ecosistemas que invade.

No es planta fácil de eliminar, dado que el daño físico a las raíces incrementa su capacidad para emitir rebrotes. Por ello, los métodos mecánicos de extracción tienen una eficacia limitada y sólo actuaciones muy agresivas y prolongadas, apoyadas con métodos químicos pueden llegar a eliminar las poblaciones extensas.

3.5.3.- Eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*)

El eucalipto o eucalipto rojo (*Eucalyptus camaldulensis*) es un árbol de la familia Myrtaceae que procede de Australia, donde se encuentra ampliamente distribuido. Se introdujo en Europa (Francia) a finales del siglo XVIII y parece que poco después llegó a España. Por sus cualidades estéticas y sobre todo productivas (se cultiva para la obtención de pasta de papel) se encuentra en la actualidad en todas las

regiones con clima mediterráneo del mundo, así como en diversas áreas subtropicales (Sanz Elorza *et al.* 2004).

En España se ha empleado con profusión para la obtención de celulosa, especialmente en Andalucía occidental y Extremadura, donde existen extensas plantaciones que modifican sobremanera el paisaje; como árbol ornamental se lo encuentra frecuentemente en diversas provincias occidentales, meridionales y levantinas.

Este árbol muestra un comportamiento invasor en áreas mediterráneas oceánicas, afectando a gran variedad de ecosistemas. Se lo encuentra en cunetas y áreas fuertemente antropizadas, pero se desarrolla también en zonas de matorral esclerófilo y, con especial éxito, en las orillas de los ríos; incluso invade, a menudo, el cauce de las ramblas, alterando totalmente su aspecto, composición y funcionalidad.

Es una planta muy frugal y versátil en lugares sin heladas prolongadas, reproduciéndose tanto por semilla como a través de rebrotes de cepa. Su cultivo extensivo (con frecuencia en terrenos aluviales) y su difusión incontrolada plantean dos tipos principales de problemas que afectan a la diversidad biológica y a la dinámica ecológica natural. Por un lado, este árbol posee hojas con alto contenido en cineol y eucaliptol, sustancias capaces de esterilizar el suelo impidiendo el desarrollo de la flora acompañante. Por el otro, su potente sistema radical penetra hasta zonas profundas del suelo para captar la humedad, lo que le permite desarrollarse incluso en medios áridos en los que explota la capa freática, accesible normalmente en vaguadas y ramblas, que llega a arruinar, con un importante impacto para la flora hidrófila natural y para el sistema hidrológico regional.

Para su erradicación se han empleado métodos mecánicos, pero para que sean eficaces tienen que ser por fuerza muy agresivos, dada la alta capacidad de rebrote de

estos árboles. Se han empleado también métodos químicos y de lucha biológica, pero pueden ser contraproducentes por sus efectos indeseados sobre otros organismos.

3.5.4.- Eucalipto azul (*Eucalyptus globulus*)

El eucalipto azul (*Eucalyptus globulus*), como el rojo, es una mirtácea que procede de Australia, aunque su área natural es mucho más reducida (litoral del SE, Tasmania e islas del Estrecho de Bass). Es, sin embargo, la especie de eucalipto más empleada en plantaciones en el mundo.

En España se introdujo a mediados del siglo XIX, pero su cultivo se extendió sobre todo desde la década de los 40 del XX, con fines industriales (pasta de celulosa), debido a su rápido crecimiento. Más exigente en precipitaciones que el eucalipto rojo, el azul crece especialmente bien en regiones con clima submediterráneo oceánico, sin fuerte déficit hídrico estival de todo el mundo (Chile, California, etc.). Por ello, en España se encuentra extendido sobre todo por Galicia y la Cornisa Cantábrica, aunque también, en mucha menor medida, en algunas provincias mediterráneas occidentales y nororientales.

En la franja atlántica peninsular muestra un comportamiento invasor, ocasionando los mismos efectos negativos sobre los ecosistemas que el eucalipto rojo: grave alteración paisajística, drástica reducción de la biodiversidad debido a los efectos alelopáticos de las sustancias contenidas en su hojarasca, alteraciones del régimen hídrico debido a su avidez por el agua y facilitación de la extensión y frecuencia de los incendios forestales a causa de su gran combustibilidad (que por otra parte no le afectan gravemente debido a su capacidad de rebrote y a la activación de sus semillas).

A diferencia del rojo, este eucalipto no soporta bien el encharcamiento, por lo que sus efectos negativos son más importantes para la vegetación climatófila; en las riberas, afecta generalmente a las bandas más alejadas de los cauces.

Resulta muy difícil y costosa su erradicación, resultando inevitablemente cruenta para el área afectada.

3.5.5.- Chopos (*Populus nigra*, *Populus nigra* cvars., *P. x canadensis*)

El chopo o álamo negro (*Populus nigra*) es un árbol caducifolio de crecimiento rápido perteneciente a la familia Salicaceae. Se extiende por Europa, buena parte de Asia y algunas zonas del norte de África y, aunque durante mucho tiempo ha sido difícil precisar su área natural original, estudios moleculares recientes (Cottrell *et al.* 2005) avalan su presencia en España (valle del Ebro, curso medio del Tajo) antes y durante las glaciaciones cuaternarias: a partir de los refugios ibéricos y balcánicos, la especie habría recolonizado el resto de Europa en tiempos postglaciares. Así pues, los nuevos datos avalan su consideración como especie autóctona en la Península Ibérica, si bien es claro que se trata de una planta ampliamente favorecida por el hombre y en numerosas cuencas y tramos de río puede ser una especie traslocada, que no se presenta de forma natural. En la actualidad se halla disperso por doquier, bajo todo tipo de climas y sobre cualquier clase de terrenos.

Se trata de una planta hidrófila y heliófila, con marcado comportamiento pionero, frecuente en riberas alteradas y en ciertos ambientes antrópicos temporalmente húmedos, como las cunetas y medianas de carreteras. Muestra, pues, características ecológicas comunes con muchas de las plantas invasoras alóctonas de nuestros ríos.

Pero, aparte de los morfotipos que pudieran considerarse naturales, en el territorio español se plantan varias estirpes o cultivares de chopo de origen artificial,

introducidos por tanto y que muestran un comportamiento invasor manifiesto. Entre las variedades introducidas, destaca por su difusión el chopo lombardo o var. *italica*, de característico porte columnar, plantado en Europa desde mediados del siglo XVIII. También es muy común el chopo de Canadá o *Populus x canadensis*, árbol de origen artificial, híbrido entre *P. nigra* y el americano *P. deltoides*, que resulta característico por sus grandes hojas de silueta deltoidea.

Los chopos lombardos se han plantado profusamente en nuestros ríos, en forma de alineaciones en las orillas, a menudo con fines meramente estéticos o incluso para la «recuperación ambiental» de orillas previamente desforestadas. El chopo de Canadá se explota para la obtención de pasta de papel y para ello se emplean vastas extensiones de las vegas de los ríos ibéricos (especialmente en las cuencas del Duero, Ebro y Júcar), dando lugar a falsos bosques que no son más que cultivos forestales que albergan, por lo común, una muy baja diversidad biológica. Ambos chopos introducidos se naturalizan profusamente en las orillas de los ríos y sus vegas y, aunque no producen sustancias alelopáticas que dañen a la vegetación natural, compiten por los recursos, contaminan los genotipos autóctonos, modifican la dinámica sucesional de las comunidades y alteran el paisaje ripario. Según Lara *et al.* (2004), los chopos alóctonos están presentes en todos los tipos de formaciones riparias de la mitad norte peninsular (cabe añadir que también en la mayoría de los de la mitad sur), incluso en los pocos ejemplos que quedan de bosques bien conservados, por lo que se puede considerar que la introducción de estas plantas ha sido extraordinariamente dañina para los ecosistemas riparios ibéricos.

La eliminación local de los cultivos es factible por medios mecánicos, pero la enorme capacidad de dispersión (anemócora e hidrócora) y la vitalidad de las raíces (que generan rebrotes incluso tras la eliminación de las cepas), hacen imposible la

eliminación de los chopos alóctonos como especie contaminante de la flora y vegetación de los ríos ibéricos.

3.5.6.- Madreselva del Japón (*Lonicera japonica*)

La madreselva de Japón es una caprifoliácea originaria del este de Asia (Japón, China y Corea). En la Península Ibérica se ha registrado su presencia En Castilla La Mancha (Albacete), Cantabria, Cataluña (Barcelona, Girona, Tarragona), País Vasco (Guipúzcoa, Vizcaya, Murcia, Castilla-León (Salamanca, Segovia y Zamora), Navarra. No se sabe con seguridad cuándo fue introducida, aunque es probable que se importase como planta de jardinería en el siglo XIX. Su carácter invasor es más claro en ambientes oceánicos o submediterráneos –como la Cornisa Cantábrica o Girona–, siendo menos agresiva en aquellas estaciones con climas más secos (Albacete o Murcia, donde es más rara).

Lonicera japonica es capaz de invadir cultivos, bordes de bosques y claros. Puede llegar a excluir a numerosas especies allí donde se instala, ya que se extiende rápidamente y compite efectivamente con la mayoría de las especies nativas, tanto por los recursos sobre la superficie del suelo como los subterráneos (Nuzzo 1997). Una vez establecida, puede ahogar literalmente a arbustos y pequeños árboles. Es potencialmente una de las lianas más agresivas que se han introducido en España.

Se trata de una especie difícil de erradicar. Es capaz de rebrotar tras un fuego de intensidad media y la erradicación por medios físicos ha sido, donde se ha intentado, inútil. En Estados Unidos y China se ha probado el control biológico con éxito sólo relativo y perjuicios a plantas nativas (Nuzzo 1997).

3.5.7.- Amor de hombre (*Tradescantia fluminensis*)

El amor de hombre (*Tradescantia fluminensis*) es una Commelinaceae endémica de las pluvisilvas del SE de Brasil. Se ha naturalizado con mucho éxito en Europa Occidental, Rusia, Japón, Australia y Nueva Zelanda. Traída a España probablemente para su uso ornamental, aunque no se puede descartar completamente que se trate de una introducción accidental.

En Europa aparece generalmente en bosques ribereños, donde encuentra las condiciones de humedad y sombra adecuadas. Fuera de su territorio nativo parece propagarse exclusivamente, o casi, vegetativamente y, una vez que coloniza una nueva localidad, se extiende rápidamente. Necesita un cierto grado de iluminación inicial y suelos ricos en nitrógeno para su instalación, pero una vez que se establece, forma un césped denso que dificulta la germinación de la flora nativa y parece que altera incluso la humificación y el ciclo natural de nutrientes del suelo (www.issg.org). No tolera las heladas, por lo que su distribución española es preferentemente oceánica, huyendo de los ambientes más secos del entorno mediterráneo. Resulta especialmente problemática en las Islas Canarias.

El intenso desarrollo de esta especie altera notablemente la composición florística de los bosques donde medra. En Nueva Zelanda se ha podido demostrar que este cambio florístico alteró la dipterofauna de los bosques (Toft *et al.* 2001).

Su gran capacidad propagativa hace difícil su erradicación. El arrancado de las plantas parece efectivo cuando la población es aún reducida, pero se ha de asegurar la eliminación de todos los restos. Del mismo modo pruebas para su eliminación química han demostrado la necesidad de efectuar tratamientos sucesivos. Su control biológico parece complicado (www.issg.org).

3.5.8.- Juncia olorosa (*Cyperus eragrostis*)

La juncia olorosa (*Cyperus eragrostis*) es una herbácea de la familia del papiro (familia Cyperaceae) que procede de Sudamérica. Ha sido introducida en Norteamérica, el Caribe, la región de El Cabo, Australia, Nueva Zelanda, el Cáucaso turco, las islas macaronésias y Europa. En este último continente se cuenta con registros que aluden a su presencia desde 1854 y en España datan de 1857 (Petrík 2003). El modo de introducción se desconoce, pero parece haberse escapado de cultivos con fines ornamentales (Sanz Elorza *et al.* 2004). Aquí se encuentra difundida especialmente por las provincias más oceánicas, siendo más rara en el centro: es frecuente en las cuencas del Norte, Miño, Ebro, Internas de Cataluña, Guadiana y Sur.

Por su pequeño tamaño y por su preferencia por orillas limosas alteradas, no es una planta especialmente preocupante, pero muestra un carácter invasor marcado en las zonas más oceánicas y cálidas. Pese a que es más frecuente en ambientes marcadamente antropizados (cunetas, orillas muy alteradas, etc.) se la encuentra también en claros de bosques más o menos conservados, sin que esto constituya una situación excepcional.

Su gran difusión territorial y escaso daño ambiental conocido hace que su erradicación sea implantable.

3.5.9.- Polígono japonés (*Reynoutria japonica*)

El polígono japonés (*Reynoutria japonica*) es una herbácea de gran tamaño perteneciente a la familia Polygonaceae, que procede de la región chino-japonesa (Corea, Japón y China). Su introducción en Europa fue intencionada y data de la primera mitad del siglo XIX, empleándose inicialmente como planta forrajera y más tarde como ornamental (Sanz Elorza *et al.* 2004). En la actualidad se ha difundido por toda Europa y América del Norte.

En España se la encuentra casi exclusivamente en la franja eurosiberiana y, en especial, en la cornisa cantábrica (Asturias, Cantabria y País Vasco), aunque Sanz Elorza *et al.* (2004) consideran que su tendencia poblacional es expansiva. Coloniza los medios riparios, especialmente en los tramos más alterados de los ríos eutrofizados, pero se la encuentra también en los claros de bosques naturales medianamente conservados.

Se considera una planta invasora muy peligrosa (Sanz-Elorza *et al.* 2001), pues es capaz de reproducirse tanto por vía sexual como vegetativa, a partir de rizomas de rápido crecimiento y gran resistencia que le permiten ahogar a la flora competidora y expandirse con los movimientos de tierras que el hombre provoca. Produce además derivados fenólicos que actúan como sustancias alelopáticas, que dañan a otras plantas y tiene una alta capacidad de regeneración frente a los daños ocasionados por el hombre o los animales.

Reynoutria japonica es una planta bien adaptada a los climas templados sin déficit hídrico estival importante, resistente a las heladas y capaz de tolerar una sombra moderada. Se ve favorecida por las aguas eutrofizadas, la regulación de caudales, las obras de canalización y la extracción de áridos y, en suma, la profunda alteración de la vegetación riparia. Representa, pues, una amenaza importante en los ríos de regiones con clima oceánico (ríos atlánticos y de los extremos este y oeste pirenaicos), pero no de la Iberia mediterránea.

Su eliminación por medios mecánicos es casi imposible y tampoco los herbicidas menos tóxicos son efectivos. Únicamente cabe prevenir su instalación y propagación, para lo cual el mantenimiento del buen estado de la vegetación riparia es, como en tantos otros casos, esencial.

3.5.10. - Flor de espuma (*Ageratina adenophora*)

La flor de espuma (*Ageratina adenophora*) es una herbácea perenne de la familia de las compuestas (Asteraceae) de origen mexicano (Wagner *et al.* 1999). Ha sido introducida en numerosas regiones tropicales y subtropicales del mundo y en España lo fue de forma involuntaria (Sanz Elorza *et al.* 2004). Se halla presente sobre todo en las islas Canarias occidentales, aunque también en algunos puntos de la cuenca Sur.

Se considera una invasora muy peligrosa (Sanz-Elorza *et al.* 2001, 2005), especialmente en Canarias, pero tiene un claro carácter expansivo en los barrancos y ríos de las sierras Penibéticas. Se naturaliza en todo tipo de medios alterados con humedad edáfica, pero es especialmente preocupante en riberas, barrancos y bosques húmedos (laurisilvas, pinares, etc.), donde se la encuentra también en zonas poco alteradas. En los peores casos llega a formar poblaciones densas que puede afectar las comunidades hidrófilas naturales.

Su erradicación es compleja, pero la invasión de espacios de alto valor ecológico en las Canarias (Sanz-Elorza *et al.* 2005), implica el gasto de sumas considerables para intentar controlar sus poblaciones.

3.5.11.- Jacinto de agua (*Eichornia crassipes*)

Es una especie de origen amazónico que se ha extendido por gran parte de la región templada y tropical. En muchos casos su introducción es accidental provocado por su cultivo como ornamental o asociada a cultivos acuáticos como el arroz. Es una especie muy invasora que rápidamente coloniza todo el medio provoca impidiendo el paso de luz y compitiendo con las especies acuáticas autóctonas.

Es un problema tanto para los pescadores deportivos como profesionales que no pueden utilizar embarcaciones a motor. Además se han descrito daños en instalaciones hidroeléctricas.

Algunos métodos de control que utilizan maquinarias pesadas provocan efectos tan graves como la invasión de la especie. En España aparece en diversos puntos del litoral mediterráneo y sur, siendo ya un problema grave en la cuenca del Guadiana.

3.6.- Impactos producidos por el conjunto de las especies exóticas de flora

Las plantas invasoras que se han destacado aquí muestran un comportamiento colonizador muy agresivo. En muchos casos, compiten con ventaja con la flora natural gracias a la generación de sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de éstas o que las dañan. Presentan, además, un crecimiento profuso que ahoga el espacio ripario disponible y deriva gran parte de los recursos hídricos o de nutrientes en detrimento de la vegetación natural. Presentan también la característica común de que son de muy difícil erradicación. Pero entre todas, destaca el caso de la caña por afectar a un enorme territorio ibérico, balear y canario.

Sin embargo, este panorama no es representativo para la mayor parte de las plantas introducidas en España. La mayoría, si bien no son deseables, medran allí donde pueden (riberas muy degradadas, casi siempre) sin ocasionar graves daños a la flora y la vegetación autóctonas. No hay que olvidar que la Península Ibérica lleva milenios recibiendo xenófitos importados por el hombre y que éstos raramente colonizan con éxito los espacios de mayor valor ecológico.

La única forma que tenemos de controlar la expansión de especies introducidas es velar por la buena conservación de nuestras riberas. De lo contrario, salvo para

excepciones destacadas, preocuparnos por cada una de los cientos de especies de plantas alóctonas, intentando erradicarlas una a una, es una labor en vano.

3.7.- Impacto de las especies exóticas en las diferentes cuencas hidrográficas

3.7.1.- Peces

La introducción de especies exóticas en la Península Ibérica no es uniforme y algunas diferencias han sido encontradas entre las diferentes cuencas. Para evaluar el impacto se ha propuesto el coeficiente de integridad zoogeográfica consistente en el número de especies autóctonas partido por el total del número de especies (Bianco 1990b).

Este coeficiente para las diez unidades hidrográficas españolas propuestas para evaluar estos impactos por Elvira (1995) es el siguiente: cuencas del Norte de España 0,66; cuencas de Galicia=0,61; cuenca del Duero=0,48; cuenca del Tajo=0,54; cuenca del Guadiana=0,48; cuenca del Guadalquivir=0,57, cuencas del Sur=0,52; cuencas del Levante =0,54; cuenca del Ebro=0,55; cuencas de Cataluña=0,46. La media del coeficiente de integridad biológica es 0,54 para las cuencas de toda España y oscila entre el valor más bajo para las cuencas de Cataluña 0,46 y el más alto para las del norte de España 0,66.

Estos valores estiman que la ictiofauna autóctona en la actualidad sólo representa el 50% de las comunidades de peces ibéricos de cada cuenca. La media de especies autóctonas existentes en cada cuenca es de 13,1 y de introducidas (exóticas y trasladadas) 13,2. El mayor número de especies introducidas lo presentan la cuenca del Ebro (19) y las cuencas de Cataluña (16). El menor número corresponde al norte (7) y cuencas gallegas (9). El resto de cuencas muestra valores similares (12-15). En la Tabla IX se muestran las especies y su distribución por cuencas hidrográficas.

Tabla IX.- Distribución de las especies de peces según unidades biogeográfica e índices de integridad zoogeográfica

<i>Especies</i>	N	G	D	T	G	GV	S	L	E	C
<i>Acipenser sturio</i>						x				
<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alosa alosa</i>	x	x			x	x				
<i>Alosa fallax</i>		x			x	x			x	x
<i>Atherina boyeri</i>						x	x	x	x	x
<i>Platichthys flesus</i>	x	x			x	x				
<i>Salmo salar</i>	x	x								
<i>Salmo trutta</i>	x	x	x	x	t	x	x	x	x	x
<i>Cottus gobio</i>	x								x	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	x	x						x	x	x
<i>Barbatula barbatula</i>	x		t						x	
<i>Cobitis calderoni</i>			x	x					x	
<i>Cobitis paludica</i>	t	t	x	x	x	x	x	x	x	
<i>Cobitis vettonica</i>			x	x						
<i>Cobitis cf. victoriae</i>		x								
<i>Anaocypris hispanica</i>					x	x				
<i>Barbus bocagei</i>		x	x	x						
<i>Barbus comizo</i>				x	x					

<i>Barbus graellsii</i>	x							x	x	x
<i>Barbus guiraonis</i>					x			x		
<i>Barbus haasi</i>							x	x	x	
<i>Barbus meridionalis</i>										x
<i>Barbus microcephalus</i>					x					
<i>Barbus sclateri</i>					x	x		x		
<i>Achondrostoma arcasii</i>		x	x	x	t			x	x	
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>								x		
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	x	x	x							
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>				x	x	x				
<i>Parachondrostoma miegii</i>	x			x				x	x	t
<i>Iberochondrostoma oretanum</i>						x				
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>				x			t	t		
<i>Iberochondrostoma sp.</i>			x							
<i>Parachondrostoma turiense</i>								x		
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>					x	x	x			
<i>Gobio lozanoi</i>	x	t	x	t	t	t	t	t	x	t
<i>Phoxinus phoxinus</i>		x	t						x	x
<i>Squalius alburnoides</i>			x	x	x	x				
<i>Squalius carolitertii</i>		x	x	x						
<i>Squalius castellanus</i>				x						
<i>Squalius laietanus</i>									x	x
<i>Squalius malacitanus</i>							x			
<i>Squalius palaciosi</i>						x				

<i>Squalius pyrenaicus</i>				x	x	x	x	x	x	
<i>Squalius valentinus</i>								x		
<i>Tinca tinca</i>			x	x	x	x		x	x	
<i>Aphanius baeticus</i>						x	x			
<i>Aphanius iberus</i>							x	x	x	x
<i>Valencia hispanica</i>								x	x	x
<i>Salaria fluviatilis</i>					x		x	x	x	x
<i>Lampetra planeri</i>	x									
<i>Petromyzon marinus</i>	x	x			x	x	x		x	
<i>Syngnathus abaster</i>								x	x	x
Total autoctonas	14	14	13	16	17	19	14	19	23	13
<i>Cyprinus carpio</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carassius auratus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Salvelinus fontinalis</i>	x			x					x	
<i>Salmo trutta</i> Poblaciones centroeuropeas	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Rutilus rutilus</i>										x
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>					x				x	x
<i>Ameiurus melas</i>					x			x	x	x
<i>Lepomis gibbosus</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Gambusia holbrooki</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Esox lucius</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Micropterus salmoides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hucho hucho</i>			x							

<i>Fundulus heteroclitus</i>						x	x		x	
<i>Silurus glanis</i>									x	
<i>Perca fluviatilis</i>				x					x	x
<i>Sander lucioperca</i>			x	x				x	x	
<i>Oncorhynchus kisutch</i>			x							
<i>Cichlasoma facetum</i>					x					
<i>Alburnus alburnus</i>			x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Acipenser baeri</i>						x				
<i>Abramis bjoerkna</i>								x		
<i>Ictalurus punctatus</i>									x	
<i>Aphanius fasciatus</i>									x	
<i>Poecilia reticulata</i>								x		
<i>Cobitis bilineata</i>										x
<i>Pseudorasbora parva</i>									x	
Total exóticas y traslocadas	7	9	14	13	14	13	12	15	19	16
Índice de Integridad Zoogeográfica	0,66	0,61	0,48	0,55	0,48	0,57	0,54	0,56	0,55	0,46

Para estimar la evolución de las comunidades piscícolas en los últimos diez años se dispone de la base de datos elaborada por Elvira (1995) (Tabla X). Para comparar los datos con los presentados por este autor hemos utilizado el mismo número de especies autóctonas que el considera. Por tanto hemos quitado las especies migradoras y las nuevas especies descritas en los últimos diez años. En la tabla XI se muestra la distribución corregida de las especies para su distribución actual.

Tabla X: Distribución de las especies de peces según unidades biogeográficas y coeficientes de integridad zoogeográfica (en base a Elvira, 1995)

ESPECIES	Norte	Galicia	Duero	Tajo	Guadiana	Guadalquivir	Sur	Levante	Ebro	Catalunya
<i>Acipenser sturio</i>						1				
<i>Anguilla anguilla</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Alosa alosa</i>	1	1			1	1				
<i>Alosa fallax</i>		1			1	1			1	1
<i>Atherina boyeri</i>						1	1	1	1	1
<i>Platichthys flesus</i>	1	1			1	1				
<i>Salmo salar</i>	1	1								
<i>Salmo trutta</i>	1	1	1	1	trasloc.	1	1	1	1	1
<i>Cottus gobio</i>	1								1	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	1						1	1	1
<i>Barbatula barbatula</i>	1		trasloc.						1	
<i>Cobitis calderoni</i>			1	1					1	
<i>Cobitis paludica</i>	trasloc.	trasloc.	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Cobitis vettonica</i>			1	1						
<i>Cobitis cf. victoriae</i>		1								
<i>Anaocypris hispanica</i>					1	1				
<i>Barbus bocagei</i>		1	1	1						
<i>Barbus comizo</i>				1	1					
<i>Barbus graellsii</i>	1							1	1	1
<i>Barbus guiraonis</i>					1			1		
<i>Barbus haasi</i>							1	1	1	
<i>Barbus meridionalis</i>										1
<i>Barbus microcephalus</i>					1					
<i>Barbus sclateri</i>					1	1		1		
<i>Achondrostoma arcasii</i>		1	1	1	trasloc.			1	1	
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>								1		
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	1	1	1							
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>				1	1	1				
<i>Parachondrostoma miegii</i>	1			1				1	1	trasloc.
<i>Iberochondrostoma oretanum</i>						1				
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>				1			trasloc.	trasloc.		
<i>Iberochondrostoma sp.</i>			1							
<i>Parachondrostoma turiense</i>								1		
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>					1	1	1			
<i>Gobio lozanoi</i>	1	trasloc.	1	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	1	trasloc.
<i>Phoxinus phoxinus</i>		1	trasloc.						1	1
<i>Squalius alburnoides</i>			1	1	1	1				
<i>Squalius carolitertii</i>		1	1	1						
<i>Squalius cephalus</i>									1	1
<i>Squalius palaciosi</i>						1				
<i>Squalius pyrenaicus</i>				1	1	1	1	1	1	
<i>Tinca tinca</i>			1	1	1	1		1	1	
<i>Aphanius baeticus</i>						1	1			
<i>Aphanius iberus</i>							1	1	1	1
<i>Valencia hispanica</i>								1	1	1
<i>Salaria fluviatilis</i>					1		1	1	1	1
<i>Lampetra planeri</i>	1									
<i>Petromyzon marinus</i>	1	1			1	1	1		1	
<i>Syngnathus abaster</i>								1	1	1
Total autoctonas	14	14	13	15	17	19	11	19	23	13
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carassius auratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Salvelinus fontinalis</i>	1			1					1	
<i>Salmo trutta</i>										
Poblaciones centroeuropeas	1	1	1	1		1	1	1	1	1
<i>Rutilus rutilus</i>										1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>					1				1	1
<i>Ameiurus melas</i>					1			1	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i>			1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gambusia holbrooki</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Esox lucius</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Micropterus salmoides</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hucho hucho</i>			1							
<i>Fundulus heteroclitus</i>						1	1		1	
<i>Silurus glanis</i>									1	
<i>Perca fluviatilis</i>				1					1	1
<i>Sander lucioperca</i>			1	1				1	1	
<i>Oncorhynchus kisutch</i>			1							
<i>Cichlasoma facetum</i>					1					
<i>Alburnus alburnus</i>			1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Acipenser baeri</i>						1				
<i>Abramis bjoerkna</i>								1		
<i>Ictalurus punctatus</i>									1	
<i>Aphanius fasciatus</i>									1	
<i>Poecilia reticulata</i>								1		
<i>Cobitis bilineata</i>										1
<i>Pseudorasbora parva</i>									1	
Total Exóticas	6	7	12	12	11	11	10	13	19	14
Traslocadas	1	2	2	1	3	1	2	2	0	2
Total Exóticas + Traslocadas	7	9	14	13	14	12	12	15	19	16
Coef. Integridad Zoogeográfica	0,67	0,61	0,48	0,54	0,55	0,61	0,48	0,56	0,55	0,45
	0,66	0,61	0,48	0,54	0,48	0,57	0,52	0,54	0,55	0,46

trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc. trasloc.

Tabla XI: Distribución de las Spp autóctonas de peces estrictamente continentales conocidas en 1995 y de las Spp exóticas en la actualidad (elaborado por Asensio 2007)										
ESPECIES	Norte	Galicia	Duero	Tajo	Guadiana	Guadalquivir	Sur	Levante	Ebro	Catalunya
<i>Atherina boyeri</i>						1	1	1	1	1
<i>Syngnathus abaster</i>								1	1	
<i>Salmo trutta</i>	1	1	1	1	trasloc.	1	1	1	1	1
<i>Cottus gobio</i>	1								1	
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	1	1						1	1	1
<i>Barbatula barbatula</i>	1		trasloc.						1	
<i>Cobitis calderoni</i>			1	1					1	
<i>Cobitis paludica</i>	trasloc.	trasloc.	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Anaocypris hispanica</i>					1	1				
<i>Barbus bocagei</i>		1	1	1						
<i>Barbus comizo</i>				1	1					
<i>Barbus graellsii</i>	1							1	1	1
<i>Barbus guiraonis</i>					1			1		
<i>Barbus haasi</i>							1	1	1	
<i>Barbus meridionalis</i>										1
<i>Barbus microcephalus</i>					1					
<i>Barbus sclateri</i>					1	1		1		
<i>Achondrostoma arcasii</i>		1	1	1	trasloc.			1	1	
<i>Parachondrostoma arrigonis</i>								1		
<i>Pseudochondrostoma duriense</i>	1	1	1							
<i>Iberochondrostoma lemmingii</i>				1	1	1				
<i>Parachondrostoma miegii</i>	1			1				1	1	trasloc.
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i>				1			trasloc.	trasloc.		
<i>Parachondrostoma turiense</i>								1		
<i>Pseudochondrostoma willkommii</i>					1	1	1			
<i>Gobio lozanoi</i>	1	trasloc.	1	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	1	trasloc.
<i>Phoxinus phoxinus</i>		1	trasloc.						1	1
<i>Squalius alburnoides</i>			1	1	1	1				
<i>Squalius carolitertii</i>		1	1	1						
<i>Squalius cephalus</i>									1	1
<i>Squalius palaciosi</i>						1				
<i>Squalius pyrenaicus</i>				1	1	1	1	1	1	
<i>Tinca tinca</i>			1	1	1	1		1	1	
<i>Aphanius iberus</i>							1	1	1	1
<i>Valencia hispanica</i>								1	1	1
<i>Salaria fluviatilis</i>					1		1	1	1	1
<i>Lampetra planeri</i>	1									
Total autoctonas	9	7	10	13	12	11	8	18	20	10
<i>Cyprinus carpio</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carassius auratus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Salvelinus fontinalis</i>	1			1					1	
<i>Salmo trutta</i>										
Poblaciones centroeuropeas	1	1	1	1		1	1	1	1	1
<i>Rutilus rutilus</i>										1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>					1				1	1
<i>Ameiurus melas</i>					1			1	1	1
<i>Lepomis gibbosus</i>			1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Gambusia holbrooki</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Esox lucius</i>		1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Micropterus salmoides</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hucho hucho</i>			1							
<i>Fundulus heteroclitus</i>						1	1		1	
<i>Silurus glanis</i>									1	
<i>Perca fluviatilis</i>				1					1	1
<i>Sander lucioperca</i>			1	1				1	1	
<i>Oncorhynchus kisutch</i>			1							
<i>Cichlasoma facetum</i>					1					
<i>Alburnus alburnus</i>			1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Acipenser baeri</i>						1				
<i>Abramis bjoerkna</i>								1		
<i>Ictalurus punctatus</i>									1	
<i>Aphanius fasciatus</i>									1	
<i>Poecilia reticulata</i>								1		
<i>Cobitis bilineata</i>										1
<i>Pseudorasbora parva</i>									1	
Total Exóticas	6	7	12	12	11	11	10	13	19	14
Traslocadas	1	2	2	1	3	1	2	2	0	2
Total Exóticas + Traslocadas	7	9	14	13	14	12	12	15	19	16
Coef. Integridad Zoogeográfica	0,56	0,44	0,42	0,50	0,46	0,48	0,40	0,55	0,51	0,38
	0,56	0,44	0,42	0,5	0,46	0,48	0,4	0,54	0,51	0,38
	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.	trasloc.

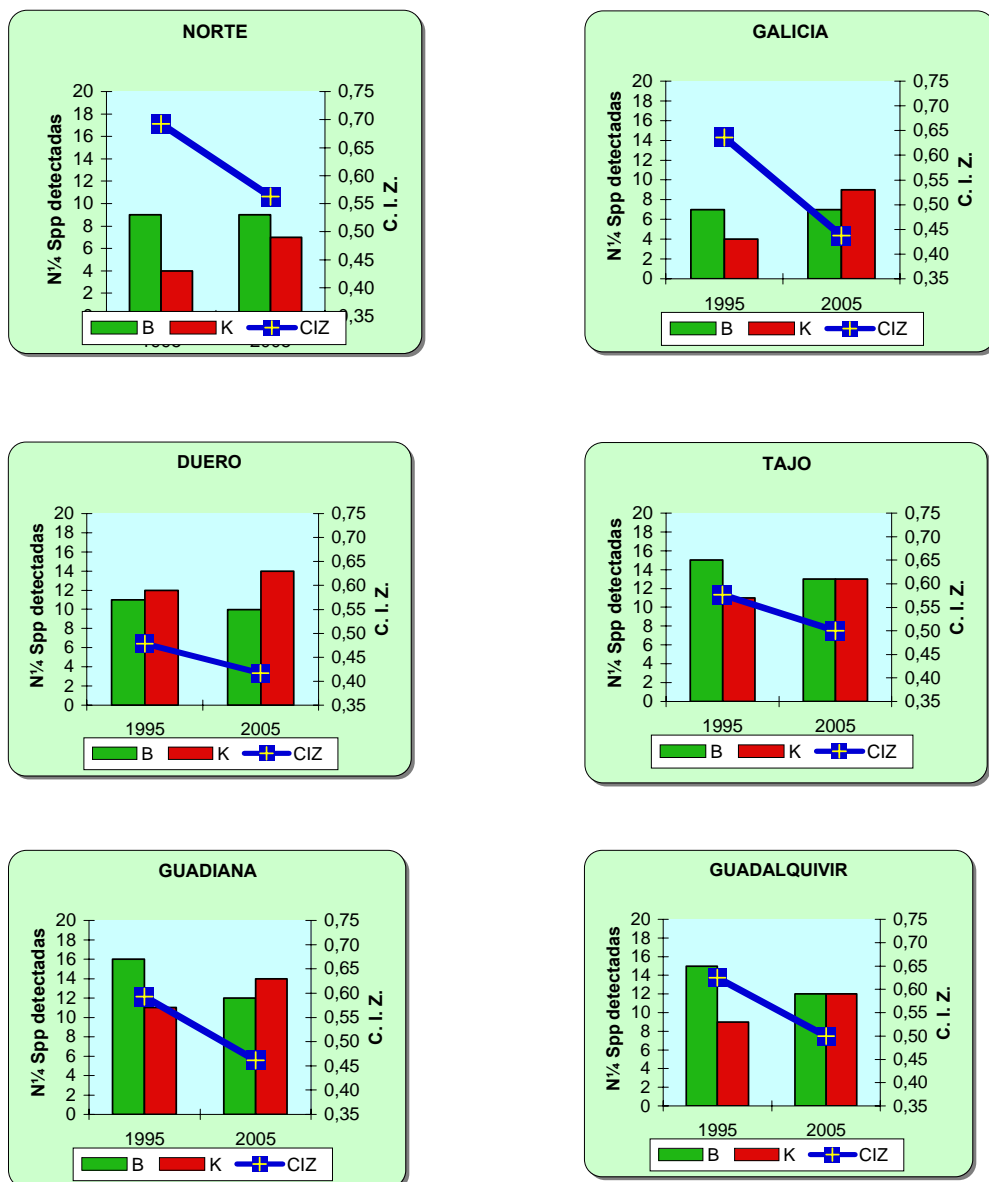
La comparación de ambos datos se muestra en la Tabla XII

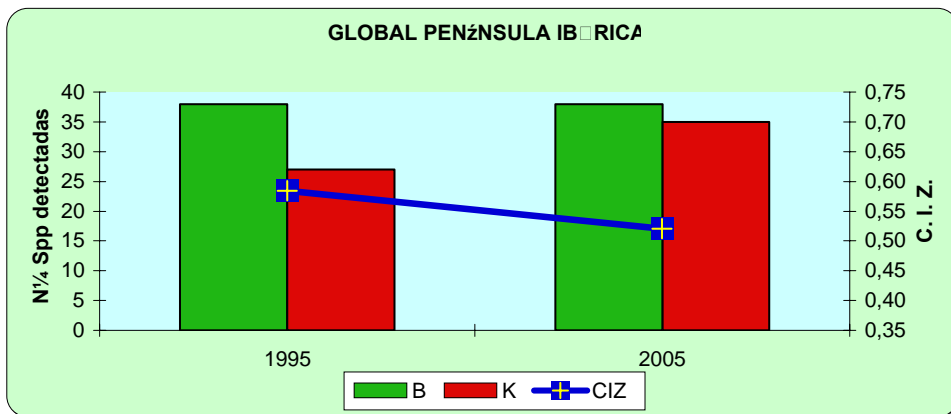
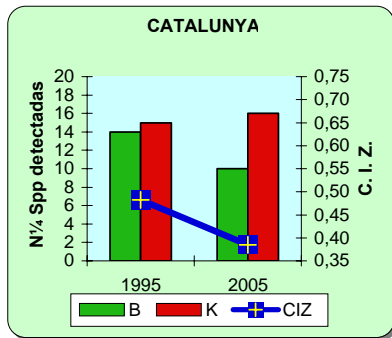
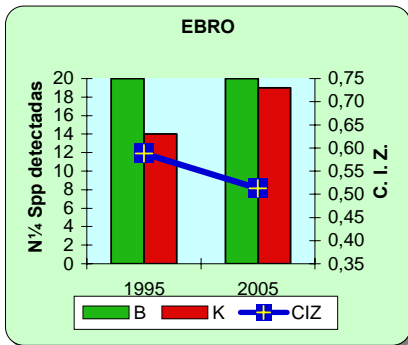
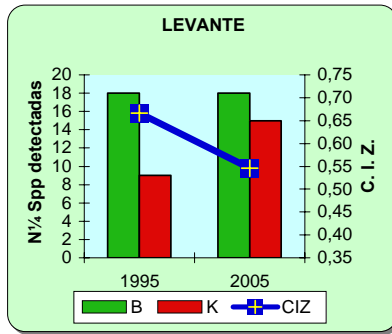
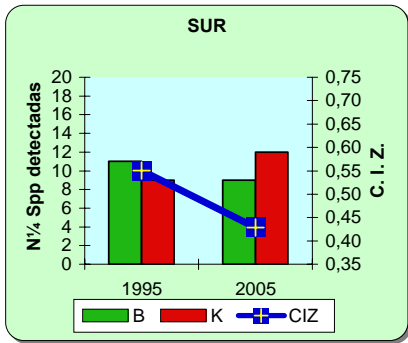
Tabla XII.- comparación para las mismas especies del coeficiente de Integridad Zoogeográfica de Elvira (1995) y los datos de especies exóticas actuales. En la tercera columna se muestra el decremento del Índice y en la cuarta la pérdida de Integridad Zoogeográfica (Elaborado por R. Asensio, 2007)

	CIZ-1995	CIZ-2007	$\nabla(\text{CIZ})$ 95-07 (%)	$\nabla(\text{IZ})$ en %
Norte	0,67	0,56	-15,63	-10,42
Galicia	0,61	0,44	-28,13	-17,12
Duero	0,48	0,42	-13,46	-6,48
Tajo	0,54	0,50	-6,67	-3,57
Guadiana	0,55	0,46	-15,84	-8,68
Guadalquivir	0,61	0,48	-21,97	-13,46
Sur	0,48	0,40	-16,36	-7,83
Levante	0,56	0,55	-2,39	-1,34
Ebro	0,55	0,51	-6,35	-3,48
Cataluña	0,45	0,38	-14,20	-6,37
TOTAL	0,55	0,47	-14,1	-7,87

De los datos de la Tabla XII se deduce que la evolución en los últimos diez años ha sido negativa con un constante aumento de las especies exóticas en todas las cuencas. Sin embargo este dato debe tratarse con precaución ya que en los datos de hace diez años se considera al gobio como una especie introducida. La presencia en las comunidades de nuestros ríos de especies autóctonas ha pasado en los últimos diez años del 55% al 47% lo que supone una pérdida de Integridad Zoogeográfica de casi un 8%. De hecho, 17 especies exóticas se encontraban, hace diez años, aclimatadas en España frente a las 25 que se encuentran actualmente.

Figura 5.- Evolución de los índices de integridad zoogeográfica (Asensio, 2007)





Las cuencas de Galicia han sufrido un mayor aumento de exóticas y Levante es la cuenca con un incremento menor. El bajo incremento de exóticas en la cuenca del Tajo es debido al mejor conocimiento sobre la distribución de especies autóctonas en este área que incluyen la presencia del bordallo y la madrilla. En general la pérdida de Integridad Zoogeográfica ha sido uniforme entre un 6-13% si no consideramos los datos de las cuencas de Galicia, Tajo, Ebro y Levante. Es destacable el aumento de especies exóticas en las cuencas ibéricas del Guadiana y Guadalquivir que albergan la mayor proporción de endemismos de España.

De lo expuesto es claro concluir que los esfuerzos para controlar las especies exóticas es insuficiente a pesar de la legislación actual y de la escasa participación de la administración en las nuevas introducciones

3.7.2.- Otra Fauna

Las cuencas más afectadas por la introducción de especies exóticas son Ebro, Tajo y Cataluña. La tradición del comercio de especies exóticas en Cataluña y su carácter de puerta de entrada desde Europa hace que sus cuencas hidrográficas sean las más afectadas. El Tajo a su vez por la proximidad de Madrid como gran urbe es también una cuenca bastante afectada. En contraposición las cuencas del Norte y Sur Penínsular son las que presentan un menor número de especies exóticas.

TablaXII.- Distribución por cuencas de las especies exóticas

<i>Especies</i>	N	G	D	T	G	GV	S	L	E	C
<i>Mustela vison</i>	x	x	x	x				x	x	x
<i>Myocastor coypus</i>	x									x
<i>Castor fiber</i>									x	
<i>Trachemys scripta</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Pelodiscus sinensis</i>						x				

<i>Dreissena polimorpha</i>								x	x	x
<i>Corbicula fluminea</i>		x	x	x	x	x			x	
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>					x					
<i>Melanooides tuberculata</i>								x	x	x
<i>Artemia franciscana</i>							x		x	
<i>Procambarus clarkii</i>				x	x					
<i>Pacifastacus leniusculus</i>			x	x					x	
<i>Cherax destructor</i>									x	
<i>Eriocheir sinensis</i>				x		x				
<i>Lernaea cyprinacea</i>		x	x	x	x	x	x	x	x	x
Total	3	4	5	7	5	5	2	5	10	6

3.7.3.- Flora Riparia

Las plantas riparias introducidas están ampliamente repartidas por todas nuestras cuencas hidrográficas, si bien hay zonas en las que el porcentaje de invasoras es superior. Las áreas más afectadas son aquellas que poseen un clima cálido no excesivamente seco, tales como Cataluña oriental o la costa andaluza, pues remedan las condiciones que permiten el establecimiento de muchas xenófitas procedentes de los trópicos.

La siguiente tabla resume el reparto por cuencas de muchas plantas introducidas en las riberas españolas, si bien ha de tenerse en cuenta que se ha prospectado tan solo espacios ribereños relativamente bien conservados.

Tabla XIII.- Distribución de la flora riparia por cuencas.

	Galicia Costa	Norte I	Norte II	Norte III	Internas de Cataluña	Ebro	Duero	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Júcar	Segura	Sur
<i>Acacia dealbata</i>				X									
<i>Acacia melanoxyton</i>	X	X		X									
<i>Acacia saligna</i>													X
<i>Acacia sp.</i>		X						X					
<i>Acer negundo</i>		X	X		X		X	X					
<i>Agave americana</i>										X	X		X
<i>Agave fourcroydes</i>													X
<i>Agave sisalana</i>													X
<i>Ailanthus altissima</i>					X			X	X				X
<i>Amaranthus albus</i>									X				
<i>Amaranthus blitoides</i>													X
<i>Amaranthus hybridus</i>													X
<i>Amaranthus hybridus subsp. baudonii</i>				X									
<i>Amaranthus retroflexus</i>						X							
<i>Amaranthus viridis</i>													X
<i>Artemisia verlotiorum</i>		X	X			X		X					
<i>Arundo donax</i>					X	X		X		X	X	X	X
<i>Aster pilosus</i>					X								
<i>Aster squamatus</i>						X					X	X	X
<i>Bidens aurea</i>													X
<i>Bidens cf. frondosa</i>						X		X					
<i>Bidens frondosa</i>					X	X		X					
<i>Bidens subalternans</i>					X								
<i>Buddleja davidii</i>				X									
<i>Chenopodium ambrosioides</i>						X				X			X
<i>Conyza bonariensis</i>						X	X	X		X	X	X	X
<i>Conyza canadensis</i>					X				X		X		X
<i>Conyza sumatrensis</i>					X								X
<i>Cortaderia selloana</i>						X							
<i>Cupressus arizonica</i>								X					
<i>Cupressus sempervirens</i>													X
<i>Cuscuta campestris</i>								X	X				
<i>Cydonia oblonga</i>								X					
<i>Cynanchum acutum</i>						X	X	X			X	X	X

	Galicia Costa	Norte I	Norte II	Norte III	Internas de Cataluña	Ebro	Duero	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Júcar	Segura	Sur
<i>Cyperus eragrostis</i>		X	X	X	X	X		X		X			
<i>Datura stramonium</i>		X						X	X	X			
<i>Elaeagnus angustifolia</i>							X						
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>									X	X		X	X
<i>Gleditsia triacanthos</i>								X					
<i>Heliotropium curassavicum</i>												X	X
<i>Impatiens balfouri</i>					X	X							
<i>Juncus tenuis</i>				X									
<i>Ligustrum japonicum</i>			X										
<i>Ligustrum lucidum</i>							X				X		
<i>Ligustrum ovalifolium</i>			X										
<i>Lonicera japonica</i>					X	X					X		
<i>Lunaria annua</i>									X				
<i>Lycium barbarum</i>							X					X	X
<i>Lycopersicon esculentum</i>					X				X				X
<i>Malus domestica</i>					X		X	X			X		
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i>													X
<i>Morus alba</i>								X			X	X	
<i>Morus nigra</i>								X		X			
<i>Nicotiana glauca</i>												X	X
<i>Nothoscordum inodorum</i>										X			
<i>Oenothera biennis</i>						X							
<i>Opuntia maxima</i>													X
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>					X								
<i>Paspalum dilatatum</i>				X						X	X		
<i>Paspalum distichum</i>					X	X							
<i>Paspalum paspalodes</i>			X					X	X		X		
<i>Paspalum vaginatum</i>													X
<i>Phyla canescens</i>										X			
<i>Phytolacca americana</i>	X	X			X			X					
<i>Phytolacca dioica</i>									X	X			
<i>Pinus radiata</i>				X									
<i>Platanus hispanica</i>			X	X				X				X	
<i>Platanus orientalis</i>								X					

	Galicia Costa	Norte I	Norte II	Norte III	Internas de Cataluña	Ebro	Duero	Tajo	Guadalquivir	Guadiana	Júcar	Segura	Sur
<i>Populus alba</i> var. <i>bolleana</i>							X						
<i>Populus</i> cv.						X		X			X	X	X
<i>Populus deltoides</i>											X		
<i>Populus nigra italica</i>											X	X	
<i>Populus x canadensis</i>	X	X	X	X			X	X	X		X	X	
<i>Populus x canescens</i>											X	X	
<i>Populus x deltoides</i>							X						
<i>Prunus cerasifera</i>								X					
<i>Prunus domestica</i>			X					X					
<i>Prunus dulcis</i>										X	X	X	
<i>Punica granatum</i>						X				X	X		
<i>Pyracantha coccinea</i> *												X	
<i>Pyrus communis</i>			X		X			X					
<i>Reynoutria japonica</i>			X										
<i>Rhus coriaria</i>								X					
<i>Robinia pseudoacacia</i>			X	X		X	X	X				X	X
<i>Rubia tinctorum</i>						X		X					
<i>Salix babylonica</i>								X		X	X		
<i>Salix x sepulchralis</i>								X		X	X		
<i>Selaginella kraussiana</i>			X	X									
<i>Sophora japonica</i>								X					
<i>Sorbus domestica</i>					X								X
<i>Sorghum halepense</i>											X		
<i>Tradescantia fluminensis</i>		X	X										
<i>Tritonia x crocosmiflora</i>	X	X	X	X									
<i>Tropaeolum majus</i>									X				
<i>Ulmus laevis</i>									X				
<i>Ulmus pumila</i>								X					
<i>Verbena supina</i>										X			
<i>Vinca difformis</i>					X	X		X					
<i>Xanthium spinosum</i>						X				X	X		X
<i>Xanthium strumarium</i>			X					X		X	X		X
<i>Zygophyllum fabago</i>												X	X

La mayor información que disponemos es de las cuencas de l norte y Galicia.

Cantabria:

Los estudios en curso realizados en el marco de la Administración autonómica y en la Universidad, estimas en 50 las especies mas peligrosas con carácter invasor contrastado, que afectan a los ecosistemas fluviales, humedales y asociados (Jornada Técnica sobre Plantas Alóctonas Naturalizadas en cantabria: Identificación y Control, 2006 Consej. de Ganadería, Agricultura y Pesca, Subdir. Gen de Montes y Conservación de la Naturaleza).

De ellas dos son objeto de mayor atención y de campañas de control y erradicación; la *Cortaderia selloana* (plumeros o Hierba de La Pampa) y la *Baccharis halimifolia* (chilca, mirto salino o caqueja).

Su presencia es mayor en zonas húmedas de entornos estuarinos que en zonas fluviales pero su peligrosidad mayor radica en su gran oportunismo para invadir terrenos removidos por obras, acopios de tierras, taludes de obras afinados pero sobre los que se tarda en plantar o revegetar, que son inmediatamente colonizados de modo masivo impidiendo el desarrollo de cualquier otra flora y simplificano y vulgarizando el paisaje vegetal, sin entrar en otras consideraciones ambientales de mayor calado.

Además existe otra docena de especies con incidencia mayor en ecosistemas fluviales que son comunes a las que se hallan en ríos y humedales del Principado de Asturias y, en menor medida a los de la zona Miño-Sil y Limia de León y Galicia.

Entre ellas destacan las Budlejas, las mimosas y falsas acacias, los eucaplitos, los ailantos, la Reynoutria, el senecio y la tritonia (ver cuadro resumen).

Principado de Asturias:

Según se estima en el Catálogo Previo de Plantas Alóctonas Invasoras Reales y Potenciales de Asturias (Tomás E. Díaz y Herminio S. Nava, Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, Área de Botánica de la Universidad de Oviedo son 68 especies de plantas de un total de 100 (presentes en el ATLAS de Plantas Alóctonas Invasoras en España, M. Sanz Elorza & AL, 2004, MIMAM, D.G. Biodiversidad) si bien, matizan aquellos autores ciertas discrepancias con el listado ya que estiman que una misma planta alóctona puede tener comportamiento invasor muy diferenciado según regiones biogeográficas diferentes (aunque próximas).

El carácter invasor pues debe analizarse para el territorio problema exclusivamente.

Del total listado se destacan 13 (ver cuadro resumen) entre las que mencionamos por su mayor incidencia las acacias, mimosas, ailantos, chilcas, Budlejas, eucaliptos, renurias, senecios, jacintos de agua (en este caso una única población erradicada y escenario bajo seguimiento) y en menor medida las azollas, robles americanos y los falsos castaños.

Las primeras mencionadas se consideran Muy Peligrosas para los ecosistemas naturales y seminaturales, aunque su difusión sea local. También pueden además invadir medios antropizados.

Galicia:

Partiendo de un trabajo de 1990 de Rodríguez Dacal en el que se evaluaba la diversidad de leñosas en 75 pazos de Galicia, se estimaban en más de un millar el número de alóctonas, de las que 438 son ornamentales. En el listado de flora vascular gallega, coordinado por M.I. Romero Buján (Universidad de Santiago) se incluyen 199 plantas vasculares de carácter invasor.

En la actualidad de esas 100 especies aproximadas se consideraa que 10 producen efectos muy graves sobre los hábitats gallegos (Categoría 1A), 18 producen afecciones graves sobre el medio natural (Categ. 1B) y otras 91 están provocando afecciones moderadas o leves (1C). De ellas, en entornos fluviales y humedales podemos extraer las siguientes (nombres comunes):

Acacias, eucaliptos, mimosas, robles americanos, ailantos, budlejas, senecios, tritonias, tradescantias, y azollas (ver igualmente cuadro resumen) .

3.7.4.- Otra Flora

El jacinto de agua se distribuye por la mitad meridional de la Península desde la desembocadura del Duero hasta la cuenca del Guadalquivir, así como las cuencas del levante. El helecho de agua tiene una distribución más amplia y ocupa todas las cuencas españolas menos las del sur y norte.

3.8.- Casos singulares, ejemplos.

3.8.1.-Lago de Bañolas

El lago de Bañolas es el segundo lago más grande de España y uno de los primeros lugares donde se introdujeron muchas de las especies exóticas existentes en España. El lago de Bañolas ha sido objeto de investigación desde época muy temprana y su evolución es bien conocida. Hasta 13 especies han sido introducidas en los últimos 100 años en este lago: *Cyprinus carpio*, *Ameiurus melas*, *Lepomis gibbosus*, *Salmo trutta*, *Oncorhynchus mykiss*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Esox lucius*, *Carassius auratus*, *Micropterus salmoides*, *Gambusia holbrooki*, *Rutilus rutilus*, *Perca fluviatilis* y *Cobitis bilineata* (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000a, Doadrio, 2001). Una especie la Tenca (*Tinca tinca*) probablemente fue trasladada. Por tanto la ictiofauna

original debió estar constituida por cinco especies la anguila (*Anguilla anguilla*), el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*), el bagre (*Squalius cephalus*), el espinoso (*Gasterosteus aculeatus*) y el fraile (*Salaria fluviatilis*).

En la figura 6 se puede observar la evolución de las especies en el lago de Bañolas (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000a) De las especies nativas se ha extinguido el espinoso, la tenca también se extinguió así como cinco de las 13 especies introducidas. Algunas especies como el barbo de montaña (*Barbus meridionalis*) y la anguila (*Anguilla anguilla*) tienen una presencia testimonial, mostrando todas las especies autóctonas un descenso considerable excepto el fraile (*Salaria fluviatilis*)

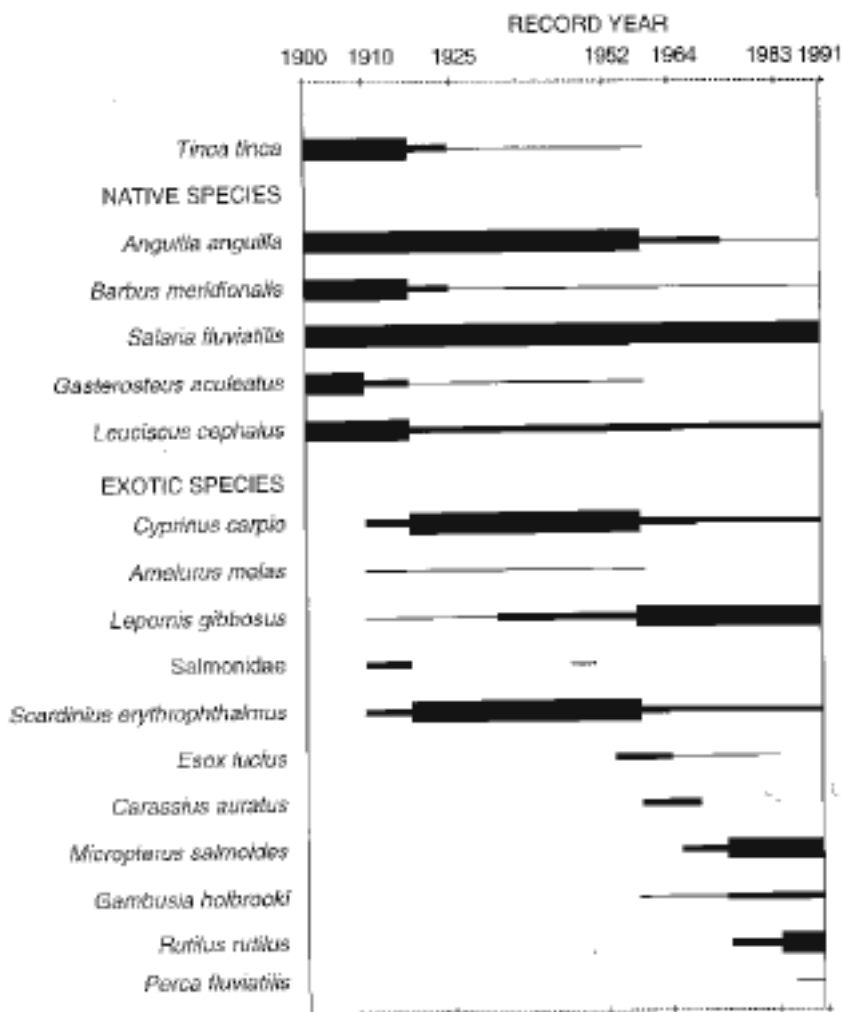


Figura 6.- Distribución de las especies en el lago de Bañolas a lo largo de los últimos cien años. La anchura de las barras son proporcionales a la abundancia de las especies (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000a).

Por tanto la comunidad ha cambiado totalmente y está constituida principalmente por especies exóticas además del fraile. La distribución de estas especies dentro del lago se muestra en la figura 7 tomada de Moreno-Amich et al., (2006)

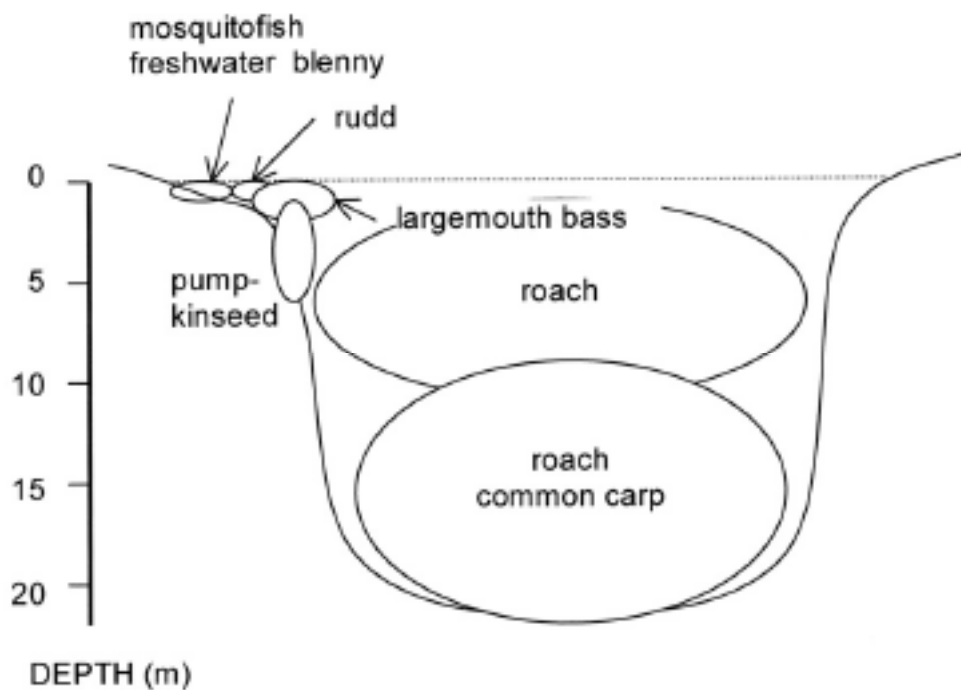


Figura 7.- Distribución de las principales especies en el lago de Bañolas según (Moreno-Amich et al., 2006).

En las zonas litorales son el black bass (*Micropterus salmoides*) y el pez sol (*Lepomis gibbosus*) las especies más frecuentes probablemente asociado a su necesidad de hacer nidos para cuidar de sus puestas al igual que ocurre con el fraile. De hecho estas especies con cuidado parental ya sea por medio de construcción de nidos o por su condición de ovovivíparas parecen ser favorecidas en las zonas litorales. Siendo el fraile

la única especie autóctona con esta estrategia reproductora. En las zonas profundas del lago la carpa y el rutilo son las especies más abundantes.

En cuanto a otras estrategias biológicas se señala que especies exóticas con alta fecundidad, madurez tardía y gran tamaño son favorecidas frente a especies autóctonas con las características opuestas: baja fecundidad, madurez temprana y pequeño tamaño (Moreno-Amich et al., 2006)

3.8.2.- RÍO GUADARRAMA

El río Guadarrama es uno de los principales afluentes del Tajo en la Comunidad de Madrid. Este río presenta una fauna relativamente diversa con algunos elementos de transición entre las faunas septentrionales y meridionales. Parte del cauce del río Guadarrama discurre por el Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno (BOCM, 1999).

En el río Guadarrama se han citado históricamente seis especies autóctonas: *Barbus bocagei*, *Achondrostoma arcasii*, *Pseudochondrostoma polylepis*, *Cobitis paludica*, *Squalius alburnoides* y *Squalius pyrenaicus*, todas ellas endémicas de la Península Ibérica y una de ellas, *Pseudochondrostoma polylepis*, endémica del río Tajo y alguna pequeña cuenca atlántica portuguesa.

Los sistemas acuáticos mediterráneos, en los que se engloba el río Guadarrama, se caracterizan por su alto grado de antropización y por tanto actualmente se sitúan entre uno de los más alterados (Aparicio et al, 2000). La ictiofauna presente en la actualidad en el río Guadarrama se indica en la Tabla XIV. Esta compuesta por 7 especies autóctonas, una traslocada y 8 especies exóticas. De las ocho especies exóticas dos el lucio y el black-bass se encuentran restringidas al embalse de Valmayor. De las

autóctonas la trucha y el cacho presentan en la actualidad áreas de distribución muy restringidas.

Tabla XIV.- Distribución de las especies en el río Guadarrama

Especies	Familia	Doadrio (2001)	Catálogo CAM	Nombre Común	Directiva Hábitat	Carácter
<i>Esox lucius</i> (Eslu)	Esocidae			Lucio		Exótica
<i>Alburnus alburnus</i> (Alal)	Cyprinidae			Alburno		Exótica
<i>Barbus bocagei</i> (Babo)	Cyprinidae	LR/nt		Barbo común	Anejo V	Autótona
<i>Carassius auratus</i> (Caau)	Cyprinidae			Pez rojo		Exótica
<i>Achondrostoma arcasii</i> (Char)	Cyprinidae	Vu A2ce		Bermejuela	Anejo II	Autótona
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Chpo)	Cyprinidae	LR/nt		Boga de río	Anejo II	Autótona
<i>Cyprinus carpio</i> (Cyca)	Cyprinidae			Carpa		Exótica
<i>Gobio lozanoi</i> (Golo)	Cyprinidae	Vu A2ce		Gobio		traslocada
<i>Squalius alburnoides</i> (Squal)	Cyprinidae	Vu A2ce	En Peligro de Extinción	Calandino	Anejo II	Autótona
<i>Squalius pyrenaicus</i> (Sqpy)	Cyprinidae	Vu A2ce		Cacho		Autótona
<i>Cobitis paludica</i> (Copa)	Cobitidae	Vu A2ce		Colmilleja		Autótona
<i>Salmo trutta</i> (St)	Sakmonidae	Vu1cde		Trucha		Autóctona
<i>Ameiurus melas</i> (Amme)	Ictaluridae			Pez gato negro		Exótica
<i>Gambusia holbrooki</i> (Gaho)	Poeciliidae			Gambusia		Exótica
<i>Lepomis gibbosus</i> (Legi)	Centrarchidae			Pez Sol		Exótica
<i>Micropterus salmoides</i> (Misa)	Centrarchidae			Perca americana		Exótica

En la figura 8 se puede observar el número de individuos capturados por unidad de esfuerzo en el tramo bajo y medio de este río. Se numera desde las zonas altas a las bajas, se puede observar como existe un mayor número de individuos de especies autóctonas en las zonas altas.

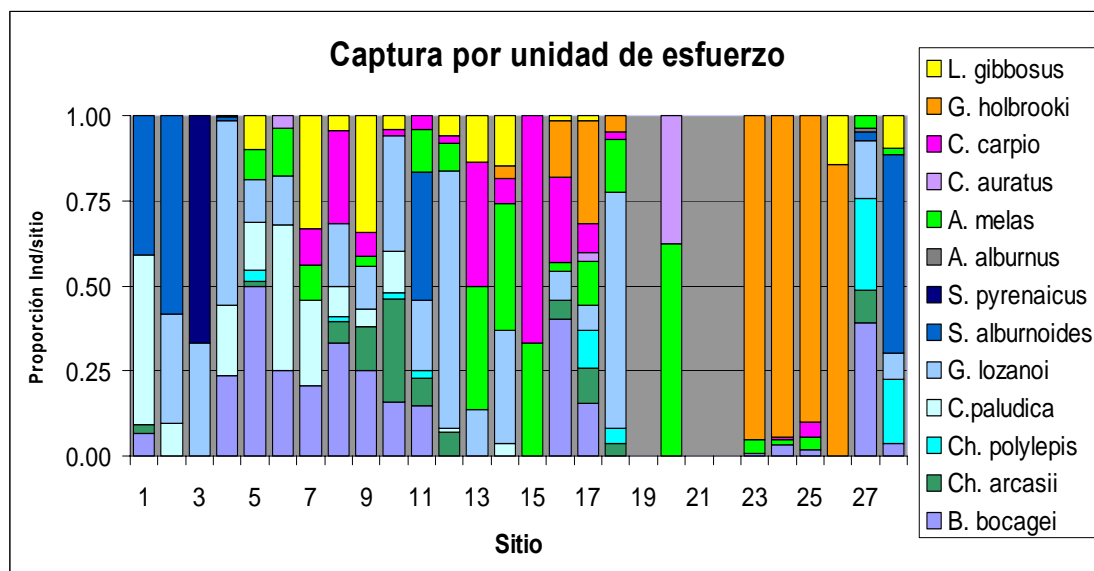


Figura 8.- Población de individuos en cada localidad por unidad de esfuerzo.

En la figura 9 se observa como en muchos puntos de la zona baja las especies autóctonas llegan a desaparecer.

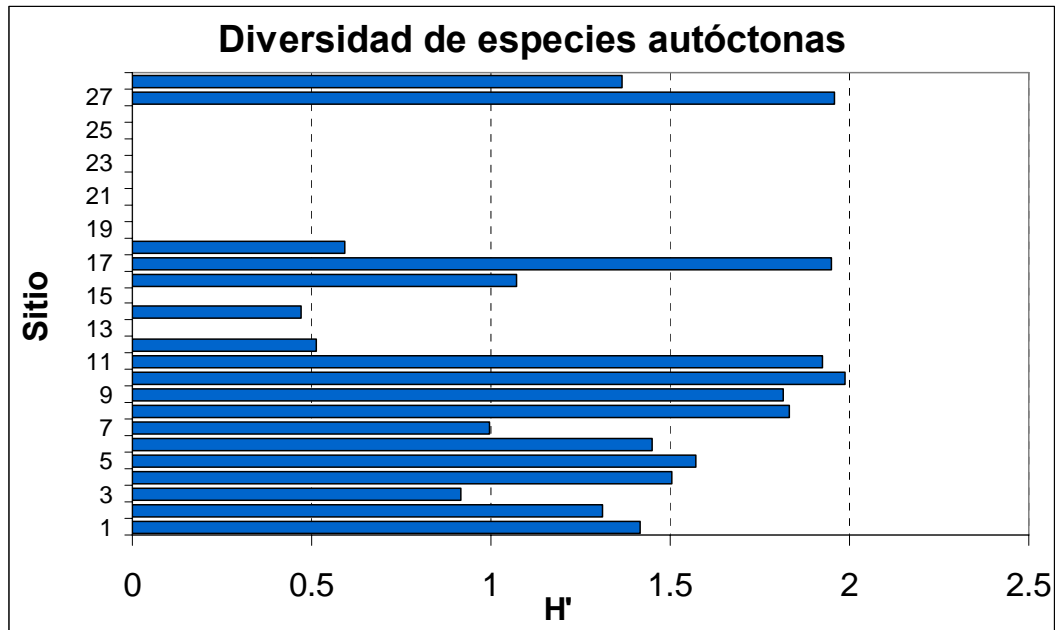


Figura 9.- Diversidad de especies autóctonas medida a través del índice de Shanon (H) para cada localidad del río Guadarrama

Aunque en cierta medida la peor calidad del agua hace que estas zonas sean menos apropiadas para las especies autóctona cabe destacar la existencia de un buen número de depuradoras, algunas de las cuales realizan procesos de tratamiento adecuados. De hecho en la parte alta situada en Torreldones el tratamiento de las aguas residuales es inexistente.

Por tanto otro factor que debe ser tenido en cuenta es la fuerte regulación que sufren estos ríos por la presencia de un gran número de depuradoras. En la actualidad se ha pasado de un sistema muy fluctuante con un gran deficit hídrico en verano a un sistema de agua corriente todo el año con un fuerte caudal estival ya que muchas de las casas del entorno son ocupadas durante el verano

Por tanto se ha perdido la fuerte temporalidad que existía en su tramos bajo que provocaba una gran inestabilidad. Esta pérdida en la estacionalidad afecta más a las especies cuyo ciclo de vida es corto que aquellas, cuyo ciclo es más largo. Algunas

de las adaptaciones que presentan las especies autóctonas a estas modificaciones son acortar su ciclo de vida, puestas pequeñas y fraccionadas y un tamaño pequeño. Cuando estas características no son necesarias por la estabilidad del ambiente podría ser que especies con ciclos de vida mayores, mayor tamaño y mayor éxito reproductor sean favorecidas.

4.- Marco de Actuación

La directiva marco prevé que el estado de los ríos debe ser bueno en 2015. Con este fin se están desarrollando diferentes índices de integridad biótica (IBIs) en los ríos de la Península Ibérica. Como ya se ha expresado desde el Ministerio de Medio Ambiente este objetivo es inalcanzable. Esto es debido a que se prevé que gran parte de los ríos españoles se encuentran por debajo de las expectativas (grado bueno) y necesiten de programas de restauración. Además, la falta de personal cualificado en España para el desarrollo de estos índices, así como la base de clasificación de los ríos en la que factores históricos no son tenidos en cuenta (siendo estos los que en gran medida explican la distribución espacial de nuestra fauna acuática) hace dudoso que este tipo de índices puedan ser aplicados de una forma óptima en muchas regiones de la Península Ibérica.

La realización de estos índices requiere un conocimiento de nuestra fauna y flora y el manejo de la misma. Algunas de las especies se encuentran en peligro crítico y el uso continuado de redes o pesca eléctrica, en periodos poco adecuados y de forma continuada pueden suponer acelerar el riesgo de extinción, si estos trabajos no son realizados por personal cualificado y con experiencia.

Es necesario por tanto que el Ministerio de Medio Ambiente exija unos requerimientos de formación estrictos a las empresas o instituciones con las que colabore no pudiendo estas subcontratar a otras empresas o personal con escasa

formación. De la misma forma que no todas las empresas pueden hacer un análisis de aguas y se requiere que la empresa este certificada por el Ministerio de Medio Ambiente se debe hacer en el caso de manejo de fauna como los peces que se encuentran muy amenazados.

La escasa posibilidad tanto en tiempo como probablemente en inversión de alcanzar los objetivos de 2015 nos llevan a pensar que es necesario **establecer prioridades para la restauración de los ríos españoles.**

Establecer estas prioridades exige una clasificación de los ríos españoles según su importancia faunística y florística. Es decir albergar una parte importante de la diversidad de una región geográfica, tener endemismos, especies consideradas raras (en su concepto biogeográfico) y amenazadas.

Se deben hacer análisis independientes para flora riparia y fauna acuática (principalmente peces e invertebrados con ciclo biológico totalmente acuático). Ya que tienen diferentes mecanismos y capacidad de dispersión.

En primer lugar y con los nuevos conocimientos faunísticos y florísticos **se debe hacer una regionalización de la Península Ibérica actualizada.** Los resultados de esta clasificación para flora y fauna serán diferentes ya que para la flora las características ambientales serán el factor más importante que explique esta clasificación y para la fauna serán los factores históricos. En este sentido no son válidas regionalizaciones basadas en parámetros físicos, climatológicos, etc.

Una vez regionalizada la Península **se elaboraran índices basados en diversidad, rareza y conservación de las especies.** De esta forma tendremos **un catálogo racional de los ríos en cada región biogeográfica con prioridades de restauración** y aunque no se llegue al estado de Bueno en 2015 que requiere la Directiva Marco del Agua para todos los ríos, podamos restaurar o proteger (en el caso

que el IBI indique estado Bueno) con urgencia un número suficiente de ríos que permitan garantizar la no extinción de especies y comunidades en los próximos años.

5.- Prevención y Control

5.1.- Prevención

La prevención en el caso de las especies exóticas es fundamental y a veces el único método de control. Los participantes en la mesa creemos necesaria la creación de un centro encargado de centralizar la información de las especies exóticas y coordinado a través del órgano correspondiente con las Comunidades Autónomas. Un centro en cierta forma parecido a los diferentes Exotic Plant Pest Council de Estados Unidos. En dicho centro se llevara a cabo el seguimiento continuo de las especies exóticas y de nuestros ríos de forma que sirva de alerta ante nuevas introducciones o expansión de las mismas. Para ello se necesita personal con una formación muy especializada que tengan conocimientos faunísticos, de biología de las especies, manejo de sistemas de información geográfica, etc. Se catalogarán las especies según su grado de peligrosidad y conforme a esto se diseñaran los programas de control oportunos y en algunos casos protocolos de erradicación. Este centro podía ser denominado **Centro Nacional para la Investigación y Control de Especies Invasoras**. Este Centro llevaría el control (administrativo-estadístico) y la coordinación entre administraciones para que ésta sea lo más rápido posible y a su vez para que la gestión sea efectiva. El Centro Nacional para la Investigación y Control de Especies Invasoras es a dónde se deberían mandar los datos de la detección y centralizaría por ejemplo las llamadas ya que existiría un **teléfono de referencia** (urgencias). La información sería distribuida a las distintas administraciones competentes. Se encargaría asimismo de diseñar las campañas de información y educación ambiental pertinentes.

Es necesario un Plan Nacional de erradicación de especies exóticas tal y como existe en Andalucía.

5.1.1.- Educación

Diseño de campañas de información, educación ambiental, y en su caso de formación profesional aplicada a la conservación (por su propia naturaleza generalistas) con un doble fin, divulgar los peligros de la introducción de especies invasoras (o en su caso simplemente alóctonas) y “poner en valor” las especies autóctonas, y las endémicas en particular, haciendo hincapié en la importancia de la Península Ibérica como centro de endemismos antiguos y de especiación. Dichas campañas de divulgación y formación deberían establecer cuatro posibles grupos de destinatarios:

Pescadores: Podría establecerse cursos para pescadores que habría que diseñar en sus posibles variantes de **“aulas de río”** o en su caso del “examen de pescador”. Las aulas del río son una experiencia positiva tal y como se imparten en algunas comunidades autónomas y es necesario el fomento de estas actividades. En cuanto al examen del pescador parece no tener una buena aceptación por los practicantes por lo que se aconseja impartir **cursos y conferencias de divulgación para pescadores**. Con **el carné de pesca se debería dar una información sobre especies autóctonas e invasoras** Estos cursos y conferencias deberían desarrollarse por el Centro Nacional de Investigación y Control de Especies Exóticas en colaboración con las Comunidades Autónomas El apartado citado podría hacer que algunas prácticas como la suelta reiterada de cebo vivo (por ejemplo de alburnos en algunos concursos de pesca) se acabasen.

Población local o visitante: Podrían diseñarse **cursos divulgativos para zonas en dónde los ríos tengan un entronque en la cultura popular** y económica de

relevancia de tal manera que se vuelva a la cultura del medio “ríos vivos” con diversas actividades, tanto para adultos o niños como para turistas, estos últimos en espacios protegidos. Establecimiento de **Eco-Museos** con acuarios en los que se explique la fauna de la zona su importancia y el papel que juegan en los ecosistemas. Estos pueden ser coordinados con el Museo Nacional de Ciencias Naturales que tiene una amplia experiencia en este tema. Los fondos deberían ser aportados por el estado (Ministerio de Medio Ambiente, Ministerio de Cultura, etc.) y las Comunidades Autónomas.

Guardería fluvial y forestal: ya que se puede detectar una carencia en ambos colectivos respecto al conocimiento e identificación de las especies. Se necesitan cursos anuales donde se actualicen los conocimientos de la guardería con clases prácticas de identificación de especies. La experiencia indica que estos cursos son bien aceptados por la guardería que suele tener muchas inquietudes en aprender nuevos conocimientos.

Medios de comunicación: Habría que divulgar en los medios de comunicación y elaborar campañas de divulgación más o menos masivamente en las principales revistas especializadas y en las televisiones, etc..

5.1.2.- Legislación

Es necesaria una **legislación sobre el uso y disfrute de especies exóticas** que pueden ir desde la prohibición de su transporte y comercialización caso de especies peligrosas para el hombre y/o invasoras hasta su libre comercio caso de especies de difícil aclimatación. El desarrollo de esta legislación hace necesario tener **un listado de especies catalogadas según el riesgo que suponen para el hombre y los ecosistemas naturales.**

Desarrollo de protocolos de destrucción para aquellas especies peligrosas para el hombre y/o ecosistemas naturales.

Hay que hacer una legislación más estricta en lo referente a los concursos de pesca ya que son estos una de las principales fuentes de introducción de especies, así como el uso de embarcaciones en los embalses.

Se cree conveniente introducir en la legislación la prohibición de pescar especies exóticas invasoras como un medio de control de especies exóticos.

De lo expuesto se deduce la necesidad de introducir en la legislación **un catálogo de especies exóticas** con diferentes categoría de peligrosidad y el correspondiente manejo y uso que se debe hacer de las mismas. **Definir claramente en la legislación la terminología** tal y como hemos expuesto aquí de manera que se precisen conceptos como especie exótica, alóctona, casual, naturalizada, aclimatada, invasora, etc. La ausencia de estas definiciones en la legislación provocan confusiones en los gestores.

La legislación sobre el cultivo de especies exóticas en nuestros ríos es muy permisible y escapes de granjas y piscifactorías son una de las principales fuentes de introducciones

5.1.3.- Falta de vigilancia

La vigilancia en nuestros ríos es escasa y los pescadores siguen introduciendo especies exóticas. Son los embalses la primera fuente de introducción y es necesaria una mayor vigilancia en estos lugares donde es difícil ver guardería en la práctica totalidad de las Comunidades Autónomas

5.1.4.- Falta de coordinación entre administraciones

Es imprescindible la coordinación entre las distintas administraciones en el sentido de divulgar las experiencias realizadas en cada cuenca por diversos organismos y grupos de investigación. Así puede ocurrir que diferentes medidas de control de

especies o la misma ,duplicándose el gasto, se realicen en una misma cuenca perteneciente a Comunidades Autónomas diferentes. El Centro Nacional de Investigación y Control de especies exóticas debería centralizar esta información. Es necesaria la realización de una **Estrategia Nacional para especies Invasoras**.

5.2.- Control

5.2.1.-Peces

Actualmente existen 4 ictiotóxicos que se utilizan comúnmente: antimicina y rotenona y lamprecida y bailuscida. La rotenona es el más usado en los Estados Unidos (Cumming 1995).

Las alternativas al empleo de rotenona son:

- 1.- La utilización de otros ictiotóxicos generalmente antimicina
- 2.- Modificación de las regulaciones de pesca
- 3.- Técnicas de pesca mediante redes, trampas o electricidad
- 4.- Técnicas de control biológico
- 5.- Desección o técnicas de regulación del caudal
- 6.- Técnicas para aumentar el flujo del río
- 7.- Barreras
- 8.- Uso de explosivos

TIPO DE CONTROL	VENTAJAS	LIMITACIONES
Rotenona	Único método de control para la erradicación de peces. Puede ser aplicado para erradicar selectivamente poblaciones en un lugar determinado.	Temporalmente pérdida de la potabilidad del agua. Temporalmente afecta a los hábitats acuáticos y especies que no son el objetivo Por ej.

	<p>Puede ser utilizado en grandes sistemas acuáticos.</p> <p>Tiene rápidos resultados</p> <p>Controla todos los estadios de vida postembrionales.</p>	<p>Zooplankton.</p> <p>Puede ser repulsivo</p> <p>No mata los huevos de los peces.</p>
Antimicina	<p>Único método de control para la erradicación de peces</p> <p>Controla todos los estados de vida postembrionales.</p> <p>Puede ser selectivo por especies</p> <p>No es repulsivo</p> <p>Tiene rápidos resultados</p>	<p>No efectivo a PH mayor o igual a 8,5.</p> <p>No mata a los huevos de peces</p> <p>Temporalmente pérdida de potabilidad del agua</p> <p>Limitada disponibilidad e historia.</p> <p>Temporalmente afecta a hábitats acuáticos y especies que no eran el objetivo</p>

Modificaciones en la regulación de pesca	<p>Aceptable generalmente para la población.</p> <p>Bajo coste</p> <p>Utilización como alimento</p>	<p>Usualmente bajo</p> <p>Inadecuada presión por la pesca.</p> <p>Muy a menudo poco efectivo.</p> <p>Algunas especies no son vulnerables a la pesca.</p>
Utilización de redes trampas o electricidad	<p>Públicamente aceptable</p>	<p>Necesidad de un alto grado de explotación</p> <p>Juveniles y otros peces de pesca deportiva pueden escapar</p> <p>Caro y laborioso</p> <p>Escape potencial</p> <p>Beneficios de corta duración</p>
Técnicas de control biológico	<p>Bajo costo</p>	<p>Limitado éxito para mantener poblaciones de depredadores</p> <p>Dificultades con las técnicas</p> <p>Resultados no predecibles</p> <p>No pueden ser controlados los patógenos introducidos.</p> <p>Problemas legales</p>
Drenaje y alteración de caudales	<p>Excepto con pesticidas, único método de control para la erradicación de peces</p> <p>Puede tener bajo coste</p>	<p>El agua, se queda en algunos pozos y tramos de ríos.</p> <p>Puede ser malo para la pesca deportiva</p> <p>Perjudicial para el medio ambiente</p> <p>Necesidad de controlar el flujo</p> <p>Conflicto por múltiples usos.</p>
Barreras	<p>Las zonas altas se mantienen durante largo tiempo en buenas condiciones.</p>	<p>No efectivo en aguas abajo para la migración de todos los peces.</p> <p>Posiblemente no efectivo para por encima de condiciones de</p>

		inundación Alto coste
Explosivos	Bajo coste Efectivo en pequeñas áreas	No puede eliminar toda la población Puede dañar la integridad de la presa Peligroso para el hombre y para organismos que no son el objetivo, especies resistentes

4.2.2.- Otros

En cuanto a la vegetación, la mejor terapia preventiva sería el mantenimiento de las ripisilvas naturales en buen estado.

En las zonas donde han proliferado son diversas las experiencias de control/erradicación realizadas por las Administraciones. En la mayor parte de los casos para especies de porte bajo se trata de acciones de control químico descartándose casi siempre las siegas periódicas ya que suele existir abandono de los restos lo cual es peor.

Los tratamientos químicos mas utilizados tienen al glifosato como agente actuante a utilizar en las primeras fases del desarrollo de la parte aérea. Este fitocida debe usarse con precaución en proximidades de riberas y debe persistirse durante uno o dos años mas en las manchas tratadas ya que los sistemas radiculares de muchas de las especies suponen un reservorio a partir del cual la especie invasora puede resurgir durante dos o tres años mas.

(Consultar informes Tragsa sobre Invasiones Biológicas en ecosistemas ribereños: Análisis Preliminar, Nov 2006, Asturias y Asistencia Técnica para el Análisi Experimental de diferentes Métodos de Control de Especies Invasoras en Cantabria (*Cortaderia selloana* y *Baccharis halimifolia*), Documento de Síntesis, Gov. De Cantabria, Subdirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza)

Dentro de las competencias de la Confederación Hidrográfica del Norte en las Resoluciones de autorización de obras se vienen introduciendo cláusulas relativas a la erradicación y control de especies invasoras en los escenarios de proyectos.

Asimismo en las campañas de limpieza de ríos se presta especial atención a la presencia de invasoras si bien en el futuro requerirán un tratamiento diferenciado ya que las técnicas a emplear suelen ser diferentes.

Los proyectos redactados y ejecutados por CHN procuran el control y erradicación de las invasoras pero aún falta mucho camino por recorrer, desde la monitorización de las especies mediante trabajos de Guardería o asistencias técnicas al control del D.P.H. en estas materias.

5. 3.- Casos singulares, ejemplos

5.3.1.- Empleo de ictiotóxicos Zoñar

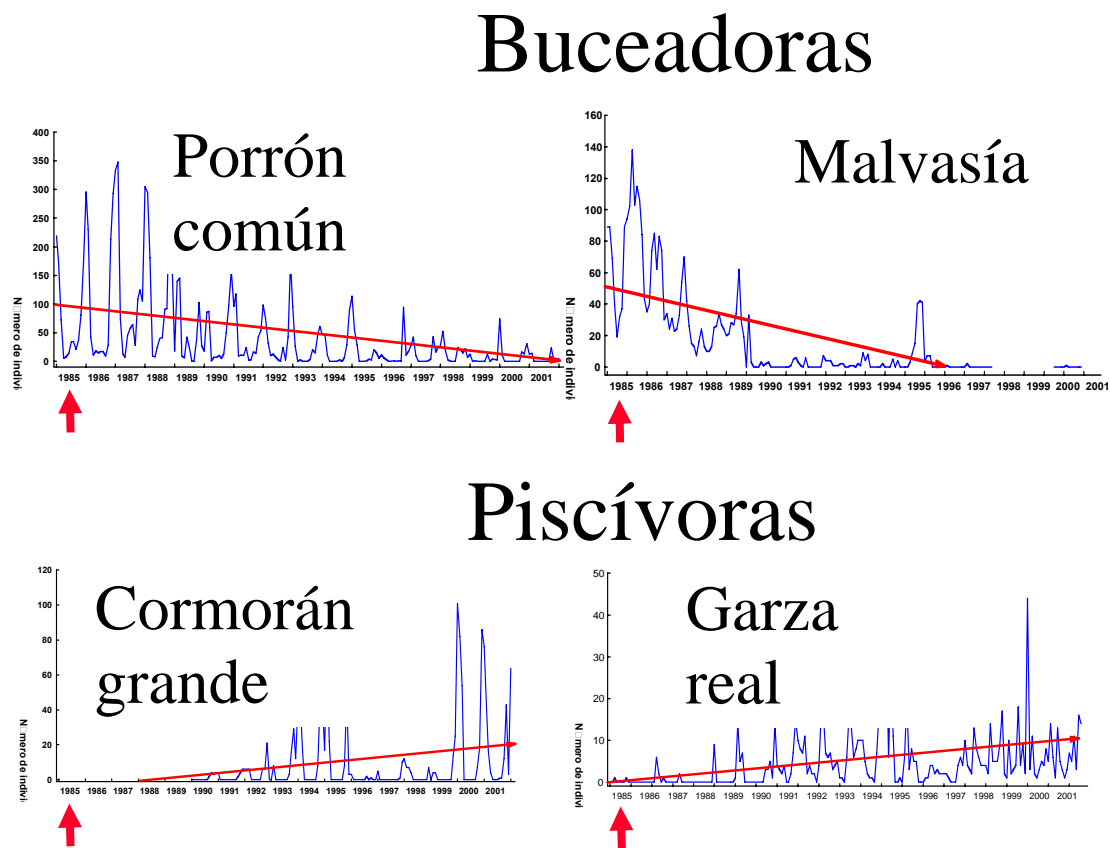
La laguna de Zoñar está situada al suroeste del municipio de Aguilar de la Frontera (Córdoba). La superficie de su cuenca es de 876,78 ha y es la laguna más profunda de Andalucía con una profundidad máxima de más de 15m. Es zona RAMSAR, Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y ha sido propuesta como Lugar de Importancia Comunitaria (LIC).

En esta laguna habita fauna de interés como la malvasia (*Oxyura leucocephala*) o el pejerrey (*Atherina boyeri*). Sin embargo, la introducción de especies exóticas como la carpa (*Cyprinus carpio*), el pez rojo (*Carassius auratus*) y la gambusia (*Gambusia*

holbrooki) alteró el funcionamiento de la laguna provocando la desaparición de hidrófitos, eutrofización y empobrecimiento de la vegetación.

Esto ha dado lugar a un cambio en la comunidad de aves que ha pasado de buceadoras a piscívoras (Figura 10).

Figura 10.- Desde la introducción de la carpa (flecha roja) la comunidad de aves cambió de una dominada por buceadoras a otra dominada por piscívoras. Tomada de Fernández Delgado.



Desde hacia varios años se intentó un control de la población de carpa mediante pesca intensiva con redes. Sin embargo, la población de carpa no dejó de ser importante.

Por este motivo en 2006 la Universidad de Córdoba en colaboración con la junta de Andalucía inició un programa de erradicación de la carpa mediante el empleo de ictiotóxicos.

Esta iniciativa nunca había sido acometida en España en un lugar de la extensión y profundidad de la laguna de zoñar.

Previamente se sacaron más de 800 pejerreyes vivos para volver a introducirlos en la laguna una vez restaurada.

El empleo de ictiotóxicos del grupo de la rotenona fue un éxito sin precedentes ya que se logró erradicar la población y la laguna vuelve a recuperar su funcionamiento natural

Fig. 11.- Empleo de ictiotóxicos en Zoñar (Foto de Fernández-Delgado)



Figura 12.- Resultados del empleo de ictiotóxicos en Zoñar (Fernández-Delgado)



5.3.2.- Control con pesca eléctrica: río Estena

El río Estena es un afluente por la margen derecha del río Guadiana que transcurre por las comunidades de Castilla La Mancha y Extremadura. A lo largo de su trayecto por la Comunidad de Castilla La Mancha discurre por el Parque Nacional de Cabañeros. La comunidad piscícola de este río está constituida por diez especies de ciprínidos, familia de peces dominantes en los ríos Mediterráneos (Sostoa, 2001), nueve de ellas endémicas de la Península Ibérica: *Anaocypris hispanica* (jarabugo), *Barbus comizo* (barbo comizo), *Barbus microcephalus* (barbo cabecicorto), *Iberochondrostoma lemmingii* (pardilla), *Pseudochondrostoma willkommii* (boga del Guadiana), *Cobitis paludica* (colmilleja), *Squalius alburnoides* (calandino), *Squalius pyrenaicus* (cacho) y un taxón hibridogénético no descrito hasta el momento. La décima especie que constituye la ictiofauna del río Estena es la tenca (*Tinca tinca*), especie de distribución

europea y cuya condición de autóctona en el río Estena puede ser cuestionada ya que podría ser una especie trasladada.

La fauna exótica esta compuesta por cuatro especies exóticas: dos de ellas de la familia Centrarchidae: *Lepomis gibbosus* (pez sol) y *Micropterus salmoides* (black-bass), otra especie de la familia Esocidae: *Esox lucius* (lucio) y por último otra especie de la familia Cyprinidae: *Alburnus alburnus* (alburno). La fuente de origen de la fauna exótica se ubica en el Embalse del Cíjara donde desemboca el río y que ha sido objeto de numerosas introducciones de fauna. Otra especie exótica existente es el cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*). El régimen natural del río, muy fluctuante en la época estival, no debiera favorecer la aclimatación de estas especies foráneas.

El Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) viene colaborando con el Parque Nacional de Cabañeros desde el año 2003 para controlar la ictiofauna alóctona que habita en el río Estena. Para controlar las especies exóticas y teniendo en cuenta que las más abundantes eran las dos especies de centrarquitos (pez sol y black-bass) se procedió a realizar capturas con pesca eléctrica durante los meses de verano. La época estos meses el nivel del río hace posible la pesca eléctrica con cierta facilidad y además coincide que estas especies se encuentran en zonas más someras para la construcción de sus nidos.

Sin embargo, el éxito de los despesques fue mayor para el lucio y el alburno que en los dos últimos años no fueron capturados. En cuanto al black bass en 2006 no fueron capturados ejemplares y en el 2005 fue capturado uno sólo. Sin embargo, para la perca sol la especie que por sus hábitos reproductivos debía ser más susceptible ala pesca eléctrica las capturas no disminuyeron como las otras especies: 95 (2003), 31(2004), 320(2005) y 96(2006). Las capturas realizadas parecen depender del año hidrológico capturándose menos en años muy secos (2004) y más en los muy húmedos

(2005). El error de muestreo debe desecharse en este caso porque el esfuerzo de pesca fue similar y en los años secos la capturabilidad de las especies es mayor por el mejor acceso de la pesca eléctrica.

En el caso del pez sol el único dato positivo en estos cuatro años fue que la distribución de la especie ha ido reduciéndose paulatinamente, desapareciendo de los tramos altos.

Por tanto, se puede deducir en este caso que la pesca eléctrica en un río que por su escasa profundidad estival es accesible puede ser efectiva frente a poblaciones donde el número es reducido. Por este motivo fue efectiva en el río Estena con el black bass, lucio, alburno y con las pequeñas poblaciones de pez sol situadas en la zona alta. Sin embargo, es dudosa su efectividad frente a poblaciones de las especies indicadas cuando estas tienen un alto número de ejemplares. Además, mientras exista un paso sin obstáculos entre el lugar de las introducciones (Embalse del Cíjara) y el río Estena el esfuerzo de pesca debe ser mantenido anualmente.

6.-Bibliografía

- Almodóvar, A., G.G. Nicola, B. Elvira y 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(6): 1175-1187
- Alves, M. J., Coelho M. M. y Collares-Pereira M. J.. 1997. The *Rutilus alburnoides* complex (cyprinidae): evidence for hybrid origin. *J. Zool. Syst. Evol. Res.*, 35: 1-10.
- Alves, M.J., Coelho M. M. y Collares-Pereira, M. J. 1998. Diversity in the reproductive modes of females of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): a way to avoid the genetic constraints of uniparentalism. *Mol. Biol. Evol.*, 15: 1233-1242.

- Alves, M. J., Coelho M. M. y Collares-Pereira M. J. 2001. Evolution in action through hybridization and polyploidy in an Iberian freshwater fish: a genetic review. *Genetica*, 20: 15-38.
- Alves, M. J., Collares-Pereira, M. J., Dowling, T. E. y Coelho. M. M. 2002 The genetics of maintenance of an all-male lineage in the *Squalius alburnoides* complex. *J. Fish Biol.* 60: 649-662.
- Alves, M. J., Coelho, M. M., Próspero, M. I. y Collares-Pereira, M.J. 1999. Production of fertile unreduced sperm by hybrids males of the *Rutilus alburnoides* complex (Teleostei, Cyprinidae): an alternative route to genome tetraploidization in unisexuals.
- Angeler D. G., Álvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., y Rodrigo M. A. 2002 Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland. *Aquat. Sci.* 64: 76–86
- Angeler D. G., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo M. A., Viedma, O. y Álvarez-Cobelas, M. 2005. On the Importance of Water Depth, Macrophytes and Fish in Wetland. *Hidrobiología*. 549:23-32
- Balik, U, Çubuk1, H., Karasahün, B., Özkök1, R., Uysal1, R., y Alp, A. 2006. Food and Feeding Habits of the Pikeperch, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758), Population from Lake Eûirdir (Turkey). *Turk. J. Zool* 30: 19-26
- Baltz, D. M., y Moyle P. B. 1993. Invasion resistance to introduced species by a native assemblage of California stream fishes. *Ecological Applications* 3:246-255.
- Banarescu, P. 1973. Origin and affinities of the freshwater fishes fauna of Europe. *Ichthyologia*, 5 (1):1-8.
- Banarescu, P. 1989. Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. In: Holcik J (ed) *The freshwater fishes of Europe*, Vol 1. AULA-Verlag. Wiesbaden pp 80-107.
- Bernardi, G., Fernandez-Delgado, C., Gomez-Chrairi, M. y Powers, D. A. 1995 Origin of a Spanish population of *Fundulus heterclitus* inferred by cytochrome b sequence analysis. *Journal of Fish Biology* 47, 737–740.
- Bianco P. G. 1990a. Potential role of the palaeohistory of the Mediterranean and Paratethis basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyol Explor Freshwaters* 1: 167-184.

- Bell, G. P. 1997. Ecology and management of *Arundo donax* and approaches to riparian habitat restoration in Southern California. In: Brock, J H, Wade, M, Pyšek, P, Green, D eds., *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 103-113.
- Bianco , P. G. 1990b. Proposta di impiego di indici e di coefficienti per la valutazioni dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. *Rivista di idriobiologia* 29:131-149.
- Blanco-Garrido y P. Prenda. (en revisión). Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in mediterranean streams invaded by exotic centrarchids.
- Blanco-Garrido, F., Prenda, J. y M. Clavero. Enviado. Impact of introduced centrarchids on native fish communities in mediterranean rivers.
- Braig E.C.1; Johnson D.L. 2003. Impact of black bullhead (*Ameiurus melas*) on turbidity in a diked wetland. *Hydrobiologia*, 490: 11-21.
- Bruton, M.N. 1995. Have fishes had thir chips? The dilemma of threatened fishes. *Enviromental Biology of fishes* 43: 1-27.
- Caiola, N y Sostoa, A. de. 2002. First record of the asiatic cyprinid *Pseudorasbora parva* in the Iberian peninsula. *Journal of fish biology* . 61 (4): 1058-1060
- Caiola, N y Sostoa, A. de. 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula:evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. *J. Appl. Ichthyol.* 21: 358–363
- Calvo, J. P., Daams, R., Morales, J., Lopez-Martinez, N., Agusti, J., Anadon, P. et al.,. 1993. Up-to-date Spanish continental Neogene synthesis and paleoclimatic interpretation. *Rev. Soc. Geol. España*, 6: 29-40.
- Campos, J. A. & Herrera, M. 1997. La flora introducida en el País Vasco — *Itinera Geobot.* 10: 235-255.
- Campos, J. A. & Herrera, M. 1998. Datos sobre la flora vascular introducida en el País Vasco y Cantabria occidental — *Lazaroa* 19: 71-83.
- Campos, J. A. & Herrera, M. 1999. Datos sobre la flora vascular introducida en el País Vasco. *Anales Jard. Bot. Madrid* 57(2): 42-49.
- Carmona, J. A., Sanjur, O. I., Doadrio, I., Machordom, A. y. Vrijenhoek, R. C. 1997. Hybridogenetic reproduction and maternal ancestry of polyploid Iberian fish: the *Tropidophoxinellus alburnoides* complex. *Genetics*, 146: 983-993.
- Casasayas, T. 1989. *La flora al.loctona de Catalunya*. Mem. Doc. (inéd.). Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 880 pp.

- Cavender, T. M. 1991. The fossil record of the Cyprinidae. En I.J. Winfield & J. S. Nelson (eds). *Cyprinid fishes, systematics, biology and exploitation*. Chapman & Hall. London:1-13
- Claudi R. y Leach, J. H. 1999. Nonindigenous fresh water organisms : Vectors, biology and impacts. Lewis publisher, Inc. 480 pp.
- Clavero, M y Garcia-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20 (3): 110
- Clavero M., F. Blanco-Garrido y Prenda J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. Source: *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 575-585
- Crivelli, A.J. y Mestre, D. 1988: Life history traits of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into the Camargue, a Mediterranean wetland. *Arch. Hydrobiol.* 111: 449–466.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Falka, T. Eros, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kovác, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Penáz, M., Povz, M. Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert A. y C. Wiesner. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology* 21:4, 242-262
- Cottrell, J.E., Krystufek, V., Tabbener, H.E., Milner, A.D., Connolly, T., Sing, L. Fluch, S., Burg, K., Lefèvre, F., Achard, P., Borda, S., Gebhardt, K., Vornam, B., Smulders, M.J.M , Vanden Broeck, A.H., Van Slycken, J., Storme, V., Boerjan, W., Castiglione, S., Fossati, T., Alba, N., Agúndez, D., Maestro, C., Notivol, E., Bovenschen, J., van Dam, B.C. 2005. Postglacial migration of *Populus nigra* L.: lessons learnt from chloroplast DNA. *Forest Ecology and Management* 219: 293-312.
- Cowx, I. G.1997. Introduction of fish species into European fresh waters: Economic suceses or ecological disasters. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 344-345: 57-77
- Cowx, I. G.1998. Stocking and introduction of fish,. Fishing New Books, Oxford 455pp
- Dawley R. M. y Bogart J. P. 1989. Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates. Bulletin 466, New York State Museum, Albany, NY, USA.
- De la Peña A. 1993. Estudios de los Teleósteos de las cuencas continentales terciarias de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Fac. C. Biol. Univ. Complutense Madrid. 462pp

- Dawson, T.E. & Ehleringer, J. R. 1991. Streamside trees that do not use stream water. *Nature* 350: 335-337.
- Décamps, H. & Tabacchi, E. 1994. Species richness in vegetation along river margins. En: P.S. Giller, A.G. Hildrew & D.G. Raffaelli (eds.) *Aquatic Ecology: Scale, pattern and Process*, . London, Blackwell. Pp. 1-20.
- Décamps, H., Fortuné, M., Gazelle, F. & Pautou, G. 1988. Historical influence of man on the riparian dynamics of a fluvial landscape. *Landscape Ecology* 1: 163-173.
- DeFerrari, C.M. & Naiman, R.J. 1994. A multiscale assessment of the occurrence of exotic plants on the Olympic Peninsula, Washington. *Journal of Vegetation Science* 5: 247-258.
- Díaz-Luna JL & Gómez-Caruana F. 1998. Una breve historia sobre propios y extraños. *Biológica* (Septiembre1998): 47.
- De la Peña A. 1995. Los peces terciarios de las cuencas continentales ibéricas: Marco histórico y registro fósil conocido. *Coloquios en Paleontología* 47: 25-46
- Doadrio, I. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Peces de España* MIMAN-CSIC. Madrid 384pp.
- Doadrio, I., y Carmona, J. A. 2003a. A new species of the genus *Chondrostoma* (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula. *Graellsia*, 59(1):29-36.
- Doadrio, I., y Carmona, J. A. 2003b. Testing freshwater Lago Mare dispersal theory on the phylogeny relationships of Iberian Cyprinid genera *Squalius* and *Chondrostoma* (Cypriniformes, Cyprinidae). *Graellsia* 59 (2-3): 457-473.
- Doadrio, I. y Carmona, J.A. 2006. Phylogenetic overview of the genus *Squalius* (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of two new species. *Cybium*, 30 (3): 199-214.
- Doadrio, I., y Elvira, B. en prensa. An overview of the genus *Chondrostoma* (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of a new species. *Graellsia* En prensa.
- Doadrio, I. Kottelat, M. y Sostoa, A. 2007a. *Squalius laietanus*, a new species of cyprinid fish from north-eastern Spain and southern France (Teleostei: Cyprinidae). *Ichthyological Exploration of Freshwater*. 19-88.
- Doadrio, I., Perea, S. y Alonso, F. 2007b. A new species of the genus *Squalius* Bonaparte, 1837 (Osteichthyes, Cyprinidae) from the Tagus River Basin (Central Spain). *Graellsia*.

- Elton C. S. 200. The Ecology of invasions by animals and plants. University of Chicago Press, Chicago. 182pp
- Elvira, B. 1990. Iberian endemic freshwater fishes and their conservation status in Spain. *Journal of Fish Biology* 37(Suppl. A): 231-232.
- Elvira, B. 1995a. Native and exotic freshwater fishes in Spanish river basins. *Freshwater Biology* 33(1): 103-108.
- Elvira B. 1995b Conservation status of endemic freshwater fish in Spain. *Biological Conservation* 72: 129–136
- Elvira, B. 1995c. Freshwater fishes introduced in Spain and relationships with autochthonous species. In: “*Protection of Aquatic Biodiversity. Proceedings of the World Fisheries Congress. Theme-3*”, Philipp, D.P., J.M. Epifanio, J.E. Marsden & J.E. Claussen (eds.), Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi, pp.: 262-265.
- Elvira, B. 1996. Endangered freshwater fish of Spain. In: “*Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*”, Kirchhofer, A. & D. Hefti (eds.), Birkhäuser Verlag, Basel, pp.: 55-61
- Elvira B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. In: Cowx IG (ed) *Stocking and Introduction of Fish*, pp 186–190. Fishing News Books, Oxford
- Elvira, B. y A. Almodovar. 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., G.G. Nicola & A. Almodóvar 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.
- Fernández-Pedrosa, V., Latorre, A. y González, A. (1996) Evidence from mtDNA RFLP analysis for the introduction of *Fundulus heteroclitus* to southwestern Spain. *Journal of Fish Biology* 48 (6), 1278-1282.
- Fernández-Delgado, C. 1989. Life-history patterns of the salt-marsh killifish *Fundulus heteroclitus* (L.) introduced in the estuary of the Guadalquivir River (South West Spain). 29: 573-582
- García-Berthou, E. 2002. Ontogenetic Diet Shifts and Interrupted Piscivory in Introduced Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 87 (4): 353-363

- García-Berthou E. & Moreno-Amich R. 2000a. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Arch. Hydrobiol.* 149: 271-284.
- García-Berthou E. & Moreno-Amich R. 2000b. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *J. Fish Biol.* 57: 29-40.
- García-Berthou, E., Alcaraz, C., Pou-Rovira, Q., Zamora, L., Coenders, G., y C. Feo 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 453-462
- Garilletei, R., Lara, F. & Calleja, J.A. 2003. Los mejores bosques de ribera de la mitad norte de España. *Ingeniería Civil* 130: 27-41.
- González del Tánago, M., D. García de Jalón, F. Lara, R. Garilletei 2006. Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil* 143: 97-108.
- Griffin, D. L. 2002. Aridity and humidity: two aspects of the Late Miocene climate of North Africa and the Mediterranean. *Paleogeography, Paleoclimatology, Palaeoecology*, 182 (1-2): 65-91.
- Gido, K. B. y Brown, J. H. 1999. Invasion of North American drainages by alien species. *Freshwater Biology* 42: 387-399.
- Godinho, F. N. y M. T. Ferreira. 1994. Diet composition of largemouth black bass, *Micropterus salmoides* (Lacepede), in southern Portuguese reservoirs: Its relation to habitat characteristics. *Fisheries Management and Ecology*. 1 (2): 129-137
- Godinho, F. N. y M. T. Ferreira. 1996. The application of size-structure indices to *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802) and *Lepomis gibbosus* (L. 1758) populations as a management tool for southern Iberian reservoirs. *Publicaciones especiales del Instituto Español de Oceanografía* 21: 275-281
- Godinho, F. N., M. T. Ferreira y Cortés, R. V. 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50 (1): 105-115
- Godinho, F. N. y M. T. Ferreira. 1998. Spatial variation in diet composition of pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus* and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, from a portuguese stream. *Folia Zoologica* 47 (3):205-213.
- Godinho, F. N. y M. T. Ferreira. 1998b. The relative influences of exotic species and environmental factors. *Environmental Biology of Fishes*. 51 (1) 41-51

- Godinho, F. N., Ferreira, M. T. y Cortes, R. V. 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50 (1) 105-115.
- Gozlan R.E., S. St-Hilaire, S.W. Feist, P. Martin & Kent M.L. 2005. Disease threats on European fish. *Nature* 435, 1003-1136.
- Gutiérrez-Estrada J. C., Prenda, J., Oliva, F., Fernández-Delgado, C. 1998. Distribution and Habitat Preferences of the Introduced Mummichog *Fundulus heteroclitus* (Linneaus) in South-western Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 827–835
- Hegrenes, S. 2001. Diet-induced phenotypic plasticity of feeding morphology in the orangespotted sunfish, *Lepomis humilis*. *Ecology of Freshwater Fish*. 10: 35
- Hood, W.G. & Naiman, R.J. (000) Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* 148: 105-114.
- Jastrebski, C. J., and B. W. Robinson. 2004. Natural selection and the evolution of replicated trophic polymorphisms in pumpkinseed sunfish (*Lepomis gibbosus*). *Evolutionary Ecology Research* 6: 285-305.
- Keast A. (1978) Feeding interrelations between age-groups of pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*) and comparisons with bluegill (*Lepomis macrochirus*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35, 12–27.
- Lara, F., Garilleti, R. & Calleja, J.A. 2004. *La vegetación de ribera de la mitad norte española*. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. Ministerio de Fomento. Madrid.
- 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*. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World. Conservation Union (IUCN), 12pp.
- Machordom, A., Suarez, J. Almodovar A. y Bautista J. M. 2000. Mitochondrial haplotype variation and phylogeography of Iberian brown trout populations. *Molecular Ecology* (2000) 9, 1325-1338.
- Malanson, G.P. 1993. *Riparian landscapes*. Cambridge University Press.
- Meaza, G., Cadiñanos, J. A., Campos, J. A., García, J. C. & Lozano, P. 1997. Presencia, dinámica actual y procesos de alteración ambiental inducidos por la flora xenófita en el litoral cantábrico oriental. *Munibe* 49: 129-241.

- Minckley, W.L. y. Meffe G. K. 1987. Differential selection by flooding in stream-fish communities of the arid American southwest. Pages 93-104 in W.J. Matthews and D.E. Heins (editors). Evolutionary and community ecology of North American stream fishes. University of Oklahoma Press, Norman.
- Molina, A., Gavilán, R., Echevarría, J. E. & Casas, I. 1991. Notas sobre flora alóctona ibérica. *Rivasgodaya* 6: 145-148.
- Moreno-Amich R., Pou-Rovira Q., Vila-Gispert A., Zamora L. & García-Berthou E. 2006. Fish ecology in Lake Banyoles (NE Spain): a tribute to Ramon Margalef. *Limnetica* 25: 321-334
- Moyle, P. B. 1997. The importance of an historical perspective: fish introductions. *Fisheries* 22 (10): 14.
- Moyle, P. B., Li, H. W y Barton B. 1986 The Frankenstein effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. Pp. 415-426. In R. H. Stroud (Editor), *Fish Culture in Fisheries Management*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland
- Moyle, P. B. y Moyle, P. R. 1995. Endangered fishes and economic intergenerational obligations. *Environmental Biology of Fishes* 43:29-37.
- Miñano, P. A. Oliva-Paterna, F. J. y Torralva M. 2002. Primera cita de *Sander lucioperca* (L.) (Actinopterygii, Percidae) en la cuenca del río Segura, SE de España. *Anales de Biología* 24: 77-79.
- Naiman, R.J. & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecological Systematics* 28: 621-658.
- Negro, J., Sánchez, A. y Álvarez, J.A. 1989. Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo*): Nota sobre alimentación. En De Juana et al., 1989. *Ardeola*, 36: 233.
- Nicola, G. G., Almodovar, A y B. Elvira. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera Lakes, Central Spain. *Polskie Archivum Hydrobiologii*. 43 (2): 179-184.
- Nilsson, C., Backe, S. & Calrberg, B. 1994. A comparison of species richness and traits of riparian plants between a main river channel and it tributaires. *Journal of Ecology* 82: 281-295.
- Nuzzo, V. 1997. *The Nature Conservancy element stewardship abstract for Lonicera japonica*. The Nature Conservancy. Virginia.

- Pamela S.D. MacRae y Donald A. Jackson. 2001. The influence of smallmouth bass (*Micropterus dolomieu*) predation and habitat complexity on the structure of littoral zone fish assemblages. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 342–351
- Pena J. C., Purroy F. J. y Domínguez J. 1987. Primeros datos de la alimentación del lucio, *Esox lucius* L. 1758, en la cuenca del Esla (España). *Acta del IV Congreso Español de Limnología*: 271-280
- Pérez-Bote, J. L., Soriguer, M. C. y A. J. Rodríguez-Jimenez. 2001. Características de los nidos y áreas de nidificación en el pez sol *Lepomis gibbosus* (L., 1758) (Osteichthyes, Centrarchidae) en la cuenca media del Guadiana: río versus embalse *Zool. baetica*, 12: 3-13.
- Petrík, P. 200. *Cyperus eragrostis* – a new alien species for the Czech flora and history of its invasion of Europe. *Preslia, Praha* 75: 17–28.
- Planty-Tabacchi, A.M., Tabacchi, E., Naiman, R.J., DeFerrari, C. & Décamps, H. 1999. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology* 10: 598-607.
- Rainbow, P. 1998. Impacts of invasion by alien impacts. *Journal of Zoology* 246 (2): 247-248.
- Rincon, P. A.; Correas, A. M.; Morcillo, F.; Risueno, P.; Lobon-Cervia, J., 2002: Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. *J. Fish. Biol.* 61: 1560–1585.
- Rincon, P. A., Velasco, J. C., Gonzalez-Sanchez N. y Pollo, C. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: The influence of an introduced predator. *Archiv fur Hydrobiologie* 118: 81-91
- Rodríguez-Jiménez A.J. 1989. Hábitos alimenticios de *Micropterus salmoides* (Pisces: Centrarchidae), *Lepomis gibbosus* (Pisces: Centrarchidae) y *Gambusia affinis* (Pisces: Poeciliidae) en las orillas del embalse de Proserpina (Extremadura, España). *Limnética* 5: 13-20.
- Sanz-Elorza, M, Dana, E & Sobrino, E. 2001. Listado de plantas alóctonas invasoras reales y potenciales en España. *Lazaroa* 22: 121-131.
- Sanz-Elorza, M, Dana, E & Sobrino, E., eds 2004. *Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España*. Dirección General para la Biodiversidad. Madrid, 384 pp.
- Sanz-Elorza, M, Dana, E & Sobrino, E. 2005. Aproximación al listado de plantas vasculares alóctonas invasoras reales y potenciales en las islas Canarias. *Lazaroa* 26: 55-66.

- Sanz-Elorza, M. & Sobrino, E. 1999. Diferencias en la capacidad de acogida de elementos florísticos alóctonos entre las zonas costeras y del interior en el Mediterráneo occidental. *Actas Congreso de la Sociedad Española de Malherbología*: 83-88. Logroño.
- Scalera, R.; Zaghi, D., 2004: Alien species and nature conservation in the EU. The role of the LIFE program. LIFE Focus, European Commission, Brussels, 59 pp, ISBN 92-894-6022-9.
- Sostoa de A y Lobón-Cervía J. 1989. Observations on feeding relationships between fish predators and fish assemblages in a mediterranean stream. *Regulated Rivers: Research and Management* 4: 157-163
- Sumer, S., Kovac, V., Povz, M. y Slatner. M. 2005. External morphology of a Slovenian population of pumpkinseed *Lepomis gibbosus* (L.) from a habitat with extreme thermal conditions. *Journal of Applied Ichthyology* 21 (4): 306.
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A.M. & Décamps, H. 1990. Continuity and discontinuity of the riparian vegetation along a fluvial corridor. *Landscape Ecology* 5: 9-20.
- Tabacchi, E. 1995. Structural variability and invasions of pioneer plants communities in riparian habitats of the middle Adour river. *Canadian Journal of Botany* 73: 33-44.
- Tabacchi, E., Planty-Tabacchi, A.M., Salinas, M.J. & Décamps, H. 1996. Landscape structure and diversity in riparian plant communities: a longitudinal comparative study. *Regulated Rivers: Research & Management* 12: 367-390.
- Vila-Gispert, Alcaraz, C. y García-Berthou 2005. Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions* (2005) 7: 107-116
- Vrijenhoek, R. C.. 1989. Genetic and evolutionary constraints on the origin and establishment of unisexual vertebrates. In *Evolution and Ecology of Unisexual Vertebrates*, Bulletin 466 (R. M. Dawling & J. P. Bogart, eds) pp 24-31. New York State Museum Albany, New York.
- Wagner, W.L., Herbst, D.R. & Sohmer, S. H. 1999. *Manual of the flowering plants of Hawaii*. Revised edition. Bernice P. Bishop Museum special publication. University of Hawai'i Press/Bishop Museum Press, Honolulu. 1919 pp.
- Welcomme, R. L. 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES Marine Science Symposium* 194:3-14
- Williamson, M. 1999 Invasions. *Ecography* 22 (1):5-12.

Zapata, S.C. y C. Granado-Lorencio, 1993. Age, growth and feeding of the exotic species *Lepomis gibbosus* in a Spanish cooling reservoir.. Arch. Hydrobiol. Suppl. 90, 4:561-573.