ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA PREVENCIÓN, CONTROL Y POSIBLE ERRADICACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN MEDIOS ACUÁTICOS CONTINENTALES EN ESPAÑA

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Imágenes de portada:
Duraznillo de agua, *Ludwigia* spp, detalle floración (Paleoymás);
Percasol o Pez sol, *Lepomis gibbosus* (CENEAM. V. García Canseco)

Imágenes de contraportada:
Rana toro, *Lithobates catesbeianus* (PNDE. Nati Franch)
Camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes* (Life Invasaqua)

ESTRATEGIA NACIONAL PARA LA PREVENCIÓN, CONTROL Y POSIBLE ERRADICACIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN MEDIOS ACUÁTICOS CONTINENTALES EN ESPAÑA

Aprobada por la Conferencia Sectorial de Medio Ambiente el
24 de julio de 2024

GOBIERNO DE ESPAÑA
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Siluro, *Silurus glanis* (CENEAM. J.L Rodríguez)

Índice

1. Introducción y antecedentes **7**

1.1. Diagnóstico de la problemática 7

1.2. Definición de especies objetivo 8

1.3. Vías de introducción y dispersión de especies exóticas invasoras de medios acuáticos continentales 14

1.4. Impactos producidos por las especies exóticas invasoras en medios acuáticos continentales 22

1.4.1. Impactos ecológicos 22

1.4.2. Impactos socio-económicos 24

1.4.3. Impactos sobre la salud humana 26

2. Objetivos de la estrategia y ámbito de aplicación **29**

3. Medidas de actuación propuestas **31**

3.1. Actuaciones de prevención **32**

3.1.1. Medidas para contener las vías de entrada y dispersión de especies exóticas invasoras en medios acuáticos continentales **32**

3.1.2. Medidas para reducir la invasibilidad de los ecosistemas naturales **35**

3.1.3. Medidas eco-hidromorfológicas **36**

3.1.4. Detección temprana y respuesta rápida **37**

3.1.5. Actuaciones de sensibilización y educación ambiental **39**

3.2. Actuaciones de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras en medios acuáticos continentales **41**

Tortuga pintada, *Chrysemys picta*
(Generalitat de Catalunya)

3.2.1. Métodos físicos o mecánicos 43

3.2.2. Métodos químicos 50

3.2.3. Métodos biológicos 53

3.3. Eliminación y gestión de restos 57

3.4. Revisión y seguimiento de las actuaciones 60

4. Coordinación entre las diferentes administraciones públicas 61

5. Seguimiento de la eficacia de aplicación de la estrategia 65

6. Análisis económico de los costes de aplicación de la estrategia 67

7. Vigencia y revisión de la estrategia 70

8. Referencias bibliográficas citadas 72

9. Otras referencias relevantes 85

Anexo i.
Especies objetivo de la estrategia y principales vías de entrada 91

Anexo ii.
Especies alóctonas y especies exóticas invasoras objeto de especial seguimiento por cuenca hidrográfica en el marco de esta estrategia por parte de los organismos de cuenca correspondientes 100

Anexo iii.
Actuaciones de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras consideradas en la estrategia 107

Anexo iv.
Contenido de los protocolos de control y erradicación 114

Anexo v.
Participantes en la elaboración de la estrategia 115

Tortuga de Florida, *Trachemys scripta* (CENEAM. A. Moreno Rodríguez)

1 Introducción y antecedentes

1.1. Diagnóstico de la problemática

Los ecosistemas acuáticos están sometidos a una amplia variedad de amenazas de origen antropogénico tales como la pérdida y fragmentación de hábitat, alteración hidrológica, cambio climático, sobreexplotación, contaminación y la introducción de especies exóticas (Dudgeon *et al*., 2006). Esta última está ampliamente reconocida como una de las principales amenazas para la biodiversidad a nivel mundial (IPBES, 2019). En Europa, el número de especies exóticas invasoras mostró un aumento del 76% entre 1970 y 2007 (Butchart *et al*., 2010), constituyendo una presión constante sobre los ecosistemas nativos, especialmente sobre las aguas continentales que, durante siglos, han sido sujeto de más invasiones a gran escala que los ecosistemas terrestres (Sala *et al.*, 2000; McKinney, 2001; Gherardi, 2007; Katarayev *et al*., 2007). Esta vulnerabilidad es consecuencia de su uso intensivo, conectividad entre corrientes y masas de agua, y la capacidad de dispersión de los organismos acuáticos (Beisel, 2001; Ricciardi, 2001). Además, por su mayor fragilidad, los ecosistemas dulceacuícolas se ven especialmente alterados por estas introducciones (Kolar & Lodge, 2000).

En España son particularmente importantes los efectos sobre los peces fluviales autóctonos: la aclimatación de peces exóticos es uno de los principales factores que amenaza su supervivencia e integridad genética. A escala global esto tiene una gran importancia, ya que la ictiofauna dulceacuícola de la Península Ibérica es una de las más endémicas del mundo. Se han descrito 61 especies nativas de la Península Ibérica (incluyendo diez que pueden realizar parte de su ciclo vital en aguas salobres y/o marinas), de las cuales 57 se encuentran amenazadas, estando 10 de ellas en peligro crítico y 11 en peligro de extinción, según las categorías de la UICN. De las 51 que son exclusivamente continentales, 41 son endémicas, lo que supone más del 80% de la ictiofauna continental (Doadrio *et al*., 2011). La diversidad y endemicidad de especies dulceacuícolas de otros grupos taxonómicos distintos de los peces es asimismo relevante, y la llegada de nuevas especies exóticas invasoras constituye un problema de conservación adicional que se suma a otros que pueden llevar más tiempo operando en ríos y humedales.

Es el caso del deterioro hidromorfológico, biológico o físico-químico de las masas de agua debido a los diversos usos a los que están sometidas, que puede facilitar la entrada, establecimiento y expansión de las especies exóticas invasoras (en adelante, EEI). Las alteraciones que han sufrido los sistemas fluviales como consecuencia de la regulación de los caudales, la transformación de sus procesos geomorfológicos, la eutrofización creciente de las aguas y la simplificación de los espacios ribereños, han tenido mucha influencia en la expansión de especies introducidas. A esto hay que añadir que las riberas forman un sistema continuo a lo largo de grandes extensiones de terreno y gradientes ambientales muy dinámicos, por lo que se considera que actúan como corredores biológicos, especialmente en el caso de las plantas.

La problemática asociada a las EEI cuyo ciclo de vida depende de los medios acuáticos continentales es compleja y presenta una serie de aspectos que afectan, en relación con su detección, control, y posible erradicación, a distintas administraciones y unidades dentro de una misma administración, y por ello requieren de una acción coordinada e integrada. La Dirección General del Agua (DGA) y la Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación (DGBBD), ambas integrantes del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), de acuerdo con el papel de coordinación de políticas nacionales que tiene la Administración General del Estado, impulsan la gestión de EEI acuáticas a través de sendos grupos de trabajo. Así, la DGA lo hace en el marco de la gestión del dominio público hidráulico con las Confederaciones Hidrográficas y los organismos de cuenca y las agencias del agua de las comunidades autónomas, mientras que la DGBBD lo hace en el marco del Comité de Flora y Fauna Silvestres (CFFS), dependiente de la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (CEPNB), coordinando la aplicación de la normativa nacional y comunitaria en materia de lucha contra las especies exóticas invasoras (EEI).

En este marco, el Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras (GTEEI) del CFFS estableció un subgrupo de trabajo dedicado en exclusiva a la problemática de las EEI en medios acuáticos continentales, integrado por representantes designados por las comunidades autónomas y el MITECO y contando con expertos en esta materia para la elaboración, en coordinación con la DGA, de una Estrategia nacional de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras presentes en medios acuáticos continentales, al objeto de dar cumplimiento al artículo 64.7 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y considerando lo previsto en el artículo 15 del Real Decreto 630/2013,

de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. A partir de esta Estrategia se desarrollarán, de forma complementaria, diferentes protocolos operativos con medidas concretas para la gestión de aquellas especies que se considere oportuno.

El texto de la Estrategia, una vez acordado en el marco del subgrupo de redacción mencionado, fue elevado al GTEEI, que acordó a su vez elevarlo al CFFS. Siguiendo con el procedimiento que especifica el mencionado artículo 64.7 para las estrategias que contengan las directrices de gestión, control o posible erradicación de las especies del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad (CEPNB) informó favorablemente el texto y la Conferencia Sectorial lo aprobó definitivamente.

1.2. Definición de especies objetivo

Se han identificado 306 especies exóticas introducidas o establecidas en las aguas continentales ibéricas, de las cuales 200 están claramente establecidas o naturalizadas y 106 han sido definidas como en estado incierto (Oliva-Paterna *et al*., 2021). Los taxones registrados con más frecuencia son vertebrados (27,4%), artrópodos (21,9%), moluscos (13,4%) y plantas vasculares (10,5%). Dentro de los vertebrados, el grupo más representado es el de los peces, con 32 especies establecidas y 10 en situación incierta. Respecto al resto de vertebrados, destaca la presencia del visón americano (*Neovison vison*) y de reptiles como el galápago de Florida (*Trachemys scripta*). Sin embargo, después de los peces, son los invertebrados los que mayor número de especies exóticas presentan en nuestro país, especialmente crustáceos (62 especies) y moluscos (41 especies) (Oliva-Paterna *et al*., 2021). Destacan moluscos como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) y la almeja asiática (*Corbicula fluminea*) y, entre los artrópodos, varias especies de cangrejos, siendo el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) el de mayor impacto y extensión (Casals & Sánchez-González, 2020).

Respecto a la flora, son muy numerosas las especies que invaden cauces y márgenes fluviales, pero muchas de estas plantas alóctonas se naturalizan en tramos notablemente degradados, siendo su comportamiento habitual el de especies ruderales y nitrófilas. Por sus efectos negativos sobre los ecosistemas, destacan plantas acuáticas como el helecho de agua *(Azolla spp*.) y el jacinto de agua o camalote *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)* (Casals & Sánchez-González, 2020). Algunas de las EEI acuáticas más dañinas, como el visón americano, el mejillón cebra y el camalote, ya disponen de estrategias nacionales específicas para su gestión, control y posible erradicación[1].

El artículo 15 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, establece, en su apartado 2, que se podrán elaborar, en caso de considerarlo necesario, estrategias de gestión, control y posible erradicación que abarquen simultáneamente varias especies. Asimismo, se podrán realizar estrategias generales de actuación en relación con temáticas o aspectos globales. Este último es el enfoque adoptado en esta Estrategia, que abarca simultáneamente todas aquellas especies que presentan alguna fase de su ciclo vital en las aguas continentales y que sean legalmente consideradas como exóticas invasoras, ya sea a escala estatal (Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, y sus modificaciones posteriores) o a escala comunitaria, incluidas en el Listado de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea (regulado por el Reglamento UE Nº 1143/2014 del Parlamento europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras), cuya última modificación hasta el momento (agosto de 2022) también se ha considerado. No obstante, debe indicarse que, al tratarse de instrumentos dinámicos, que se actualizan de manera permanente, aquellas nuevas especies que se incluyan en los mismos y sean propias del medio acuático se considerarán también susceptibles de ser consideradas en esta Estrategia.

Lo mismo cabría indicar respecto a las especies asociadas a los medios acuáticos que presenten un demostrado comportamiento invasor y que, no estando incluidas en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (en adelante, CEEEI) y/o en el Listado de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea, exista alguna administración competente que considere debe ser considerada a los efectos de esta Estrategia. Este es por ejemplo el caso de algunas especies sobre las que las

1 https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/conservacion-de-especies/especies-exoticas-invasoras/ce-eei-estrategia-planes.aspx

Confederaciones Hidrográficas han manifestado su preocupación y que incluyen plantas acuáticas, como *Lemna valdiviana,* o *terrestres*, como *Phytolacca americana*, *Bidens frondosa*, *Phyllostachys nigra* y especies del género *Acacia;* invertebrados acuáticos como *Craspedacusta sowerbyi* y *Lernaea cyprinacea*; vertebrados como por ejemplo peces del género *Carassius* y anfibios del género *Cynops*; e incluso microorganismos como *Aphanomyces astaci* y *Batrachochytrium salamandrivorans.* También destaca el comportamiento altamente invasivo de algunos briozoos de agua dulce (p. ej. *Plumatella spp.*, *Paludicella articulata*, *Pectinatella magnifica* o *Urnatella cf. gracilis*). Por último, también podrán aplicarse medidas de gestión sobre aquellas especies incluidas en el CEEEI para un ámbito limitado del territorio español que se encuentren y muestren comportamiento invasor en otras zonas, como ocurre con *Arundo donax* y *Ricinus communis*, incluidas en el CEEEI únicamente para el ámbito de las islas Canarias pero problemáticas también en la Península.

De este modo, elaborar un listado de especies contempladas en esta Estrategia, aunque se hace necesario, es complejo. Además de lo indicado, hay que tener en cuenta que existe una gradación respecto a la vinculación de muchas especies al agua, desde aquellas que necesitan estar inmersas hasta las que únicamente requieren de cierta humedad edáfica procedente de masas de agua cercanas o las que se mantienen gracias a la vegetación acuática. Por ello, el listado elaborado (**Tabla 1**), puede que no recoja alguna especie que se encuentre en este último caso, si bien las medidas y resto de propuestas incluidas en la Estrategia (por ejemplo, la elaboración de protocolos para su control y posible erradicación) puedan ser igualmente de aplicación a su caso.

Se han considerado en principio 118 taxones de EEI en la **Tabla 1**, la gran mayoría de los cuales son especies que habitan o dependen en gran medida de medios acuáticos para su supervivencia y establecimiento, ya sea porque desarrollan en ellos todo su ciclo vital o parte de él, o porque realizan una selección activa del hábitat que implica a este tipo de ambientes. Se han considerado algunas especies (marcadas con*) que, a pesar de no ser exclusivamente acuáticas o vinculadas a estos medios, pueden aparecer en los mismos debido a sus requerimientos de humedad o a características de estos hábitats que los hacen susceptibles de ser invadidos, de manera que las medidas contenidas en esta Estrategia se apliquen en sentido amplio sobre todas las EEI que pueden aparecer y causar problemas en los ámbitos acuáticos, aunque no sean específicas de estos. Sobre aquellas que se acuerde por parte de las administraciones competentes (por ejemplo, porque se identifiquen como prioritarias por sus impactos especialmente negativos) se podrán elaborar protocolos de gestión específicos más detallados, que se irán incorporando a la Estrategia como anejos en el futuro.

Pez gato negro, *Ameiurus melas* (Ricardo Gómez Calmaestra)

Tabla 1.

Especies exóticas invasoras ligadas a medios acuáticos continentales consideradas, *a priori*, como objetivo de la Estrategia. No obstante, otras especies podrían también considerarse, tanto si se incluyen en el futuro en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras y/o en el Listado de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea como si aun no incluyéndose en estos instrumentos, así fuera considerado, de manera justificada, por la administración competente en la aplicación de la Estrategia.

	Taxón	Especie	Nombre común	Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras	Listado de Especies Exóticas Preocupantes para la UE
Algas y hongos	**Hongos**	*Batrachocytrium dendrobatidis*	Quitridio	X	
	Algas	*Asparagopsis armata*		X	
		Codium fragile		X	
		Didymosphenia geminata	Didymo o moco de roca	X	
		Gracilaria vermiculophylla (=Agarophytum vermiculophyllum)		X	
		Sargassum muticum		X	
		Womersleyella setacea		X	
Plantas	**Flora**	*Acacia dealbata**	Mimosa, acacia, acacia francesa	X	
		*Ageratina adenophora**	Matoespuma	X	
		*Ageratina riparia**	Matoespuma fino	X	
		*Ailanthus altissima**	Ailanto, árbol del cielo, zumaque	X	X
		Alternanthera philoxeroides	Lagunilla, hierba del lagarto, huiro verde	X	X
		*Arauja sericifera**	Planta cruel, miraguano	X	
		Arundo donax	Caña, cañavera, bardiza, caña silvestre	X	
		Azolla spp.	Helecho de agua	X	
		*Baccharis halimifolia**	Bácaris, chilca, chilca de hoja de orzaga, carqueja	X	X
		*Budleja davidii**	Budleya, baileya, arbusto de las mariposas	X	
		Cabomba caroliniana	Ortiga acuática	X	X
		Cortaderia spp.*	Hierba de la pampa, carrizo de la pampa	X	X
		Cotula coronopifolia	Cotula	X	
		Crassula helmsii		X	
		Cylindropuntia spp.*	Cylindropuntia	X	
		*Cyrtomium falcatum**	Helecho acebo	X	
		Egeria densa	Broza del Brasil, egeria	X	
		Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)	Jacinto de agua, camalote	X	X

Plantas	**Flora**	*Elodea canadensis*	Broza del Canadá, peste de agua	X	
		Elodea nuttallii	Broza del Canadá, peste de agua	X	X
		*Fallopia baldschuanica**	Viña del Tíbet	X	
		*Fallopia japonica (= Reynoutria japonica)**	Hierba nudosa japonesa	X	
		Gymnocoronis spilanthoides			X
		*Hedychium gardnenarium**	Jengibre blanco	X	
		*Helianthus tuberosus**	Pataca, tupinabo	X	
		*Heracleum mantegazzianum**	Perejil gigante	X	X
		Hydrocotyle ranunculoides	Redondita de agua	X	X
		*Ipomoea indica**	Campanilla morada, batatilla de Indias	X	
		Lagarosiphon major	Elodea africana		X
		Ludwigia spp. (excepto *L.palustris*)	Duraznillo de agua	X	X
		Lysichiton americanus	Aro de agua o col de mofeta amarilla		X
		Myriophyllum aquaticum		X	X
		Myriophyllum heterophyllum			X
		*Nicotiana glauca**	Tabaco moruno	X	
		Nymphaea mexicana	Lirio amarillo, nenúfar mejicano	X	
		Pistia stratiotes	Lechuga de agua	X	X
		*Ricinus communis**	Tartaguero	X	
		Salvinia spp.	Salvinia	X	X
		Spartina alterniflora	Borraza	X	
		Spartina densiflora	Espartillo	X	
		Spartina patens		X	
		*Tradescantia fluminensis**	Amor de hombre, oreja de gato	X	
Invertebrados	**Invertebrados no artrópodos**	Familia *Ampullariidae*	Caracoles manzana y otros	X	
		Corbicula fluminea	Almeja de río asiática	X	
		Cordylophora caspia	Hidroide esturiano	X	
		Crepidula fornicata		X	
		Dreissena bugensis	Mejillón quagga	X	
		Dreissena polymorpha	Mejillón cebra	X	
		Ficopomatus enigmaticus	Mercierella	X	
		Limnoperna fortunei			X
		Limnoperna securis (=Xenostrobus securis)	Mejillón pequeño marrón	X	
		Melanoides tuberculatus	Caracol trompeta	X	
		Mytilopsis leucophaeata	Mejillón de agua salobre	X	
		Potamocorbula amurensis	Almeja asiática	X	
		Potamopyrgus antipodarum	Caracol del cieno	X	
		Sinanodonta woodiana	Almeja china del cieno	X	

Invertebrados	**Artrópodos no crustáceos**	*Aedes albopictus*	Mosquito tigre	X	
	Crustáceos	*Cherax destructor*	Yabbie	X	
		Dikerogammarus villosus		X	
		Eriocheir sinensis	Cangrejo chino	X	X
		Faxonius rusticus			X
		Orconectes limosus (=Faxonius limosus)	Cangrejo de los canales	X	X
		Orconectes virilis (=Faxonius virilis)			X
		Pacifastacus leniusculus	Cangrejo señal, cangrejo de California, cangrejo del Pacífico.	X	X
		Procambarus clarkii	Cangrejo rojo, cangrejo americano, cangrejo de las marismas	X	X
		Procambarus fallax	Cangrejo de mármol		X
		Rhithropanopeus harrisii		X	
		Triops longicaudatus		X	
Vertebrados	**Peces**	*Alburnus alburnus*	Alburno	X	
		Ameiurus melas	Pez gato negro	X	X
		Channa spp.	Pez cabeza de serpiente del norte	X	X
		Cyprinus carpio	Carpa o carpa común	X	
		Esox lucius	Lucio	X	
		Fundulus heteroclitus	Fúndulo, pez momia	X	X
		Gambusia affinis	Gambusia del este		X
		Gambusia holbrooki	Gambusia	X	X
		Australoheros facetus (= Herychtys facetum)	Chanchito	X	
		Ictalurus punctatus	Pez gato punteado, bagre de canal	X	
		Lepomis gibbosus	Percasol, pez sol	X	X
		Micropterus salmoides	Perca americana	X	
		Misgurnus anguillicaudatus	Dojo	X	
		Morone americana	Lubina blanca		X
		Oncorhynchus mykiss	Trucha arco iris	X	
		Perca fluviatilis	Perca de río	X	
		Perccottus glenii	Durmiente chino		X
		Pseudorasbora parva	Pseudorasbora, gobio de boca súpera	X	X
		Rutilus rutilus	Rutilo	X	
		Salvelinus fontinalis	Salvelino	X	
		Sander lucioperca	Lucioperca	X	
		Scardinius erythrophthalmus	Gardí	X	
		Silurus glanis	Siluro	X	

Vertebrados	**Anfibios**	*Bufo marinus* (=*Rhinella marina*)	Sapo marino	X	
		Duttaphrynus melanostictus	Sapo común asiático	X	
		Lithobates (=Rana) catesbeianus	Rana toro	X	X
		Xenopus laevis	Rana de uñas africana	X	X
	Reptiles	*Chrysemys picta*	Tortuga pintada	X	
		Pseudemys peninsularis	Tortuga de la península	X	
		Trachemys scripta	Galápago americano o de Florida	X	X
	Aves	*Alopochen aegyptiacus (=Alopochen aegyptiaca)*	Ganso del Nilo	X	X
		*Amandava amandava**	Bengalí rojo	X	
		Branta canadensis	Barnacla canadiense	X	
		Estrilda spp.*		X	
		Euplectes spp.*		X	
		Oxyura jamaicensis	Malvasía canela	X	X
		Threskiornis aethiopicus	Ibis sagrado	X	X
	Mamíferos	*Mustela (Neovison) vison*	Visón americano	X	
		Myocastor coypus	Coipú	X	X
		Nyctereutes procyonoides	Perro mapache	X	X
		Ondatra zibethicus	Rata almizclera	X	X
		Procyon lotor	Mapache	X	X
		*Rattus norvegicus**	Rata parda	X	

De estas especies, a principios de 2023, 74 se encontraban exclusivamente en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, 11 en el Listado de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea y 33 en ambos. Las especies consideradas en la Estrategia se han clasificado en virtud de los grupos taxonómicos indicados en el CEEEI: hongos, algas, flora, invertebrados no artrópodos, artrópodos no crustáceos, crustáceos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Así, el grupo más abundante ha sido el de flora, que comprende un tercio del total de especies (35%), seguido de peces (19%) e invertebrados no artrópodos (12%). Los artrópodos también son un grupo importante, ya que suman el 10% si se consideran de forma conjunta tanto los crustáceos como el resto de artrópodos (**Figura 1**). No obstante, si se tiene en cuenta el conjunto de los vertebrados, suman un porcentaje mayor (37%) que el de la flora, como puede observarse en el gráfico de la esquina superior derecha en la **Figura 1**.

Percasol o Pez sol,
Lepomis gibbosus
(CENEAM. V. García Canseco)

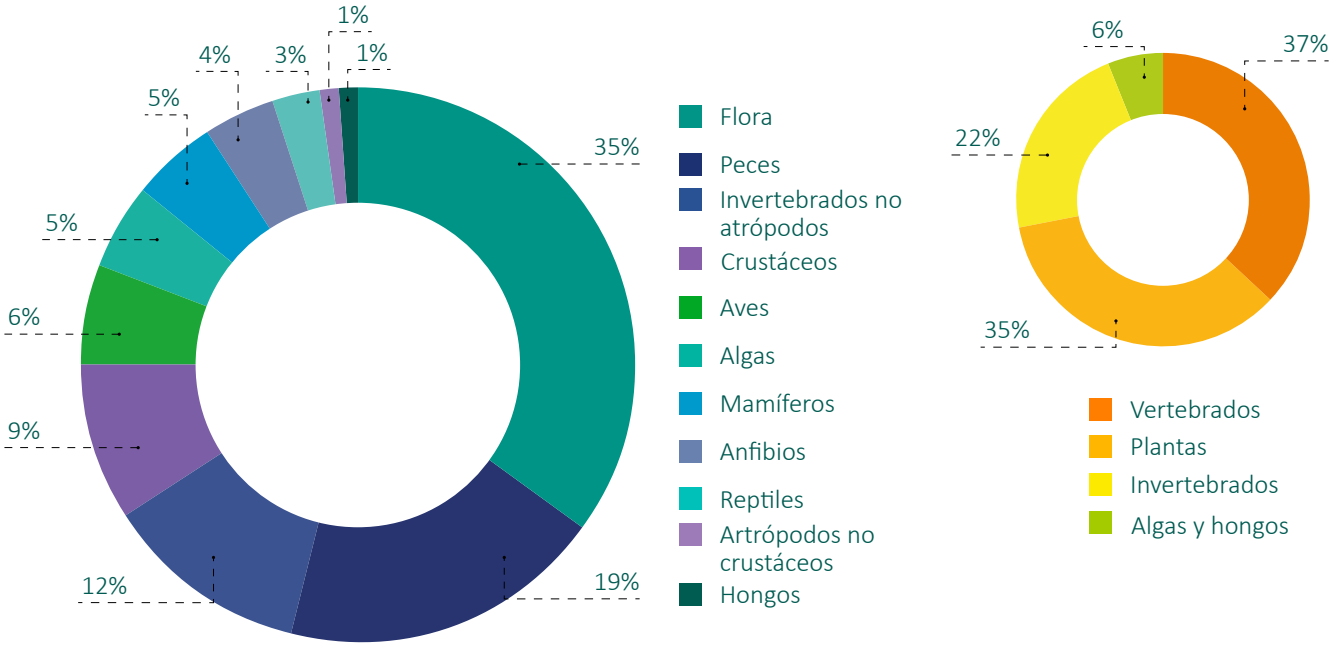


Figura 1. Porcentaje de especies que integran cada grupo taxonómico considerado.

1.3. Vías de introducción y dispersión de especies exóticas invasoras de medios acuáticos continentales

En general, se considera una introducción cualquier desplazamiento de una especie provocado o favorecido por acción humana desde una región de la que es originaria a otra en la que está ausente de forma natural (Capdevila-Argüelles *et al*., 2006). El incremento del comercio a escala global y el cambio climático han provocado que tanto el número de individuos y de especies introducidas como la tasa de éxito en su establecimiento hayan aumentado exponencialmente. Además, la alteración de los ecosistemas ha supuesto importantes efectos en cascada, como los cambios en las condiciones ambientales que a su vez han provocado el desplazamiento, descenso del tamaño poblacional e incluso desaparición de las especies autóctonas, propiciando el establecimiento de las exóticas (Casals & Sánchez-González, 2020). Evitar nuevas introducciones y la dispersión a nuevas áreas (es decir, la prevención) es una de las herramientas de gestión de EEI más útil y económica. Por lo tanto, es imprescindible conocer las vías y mecanismos de introducción y dispersión de estas especies. Esto también permite detectar y erradicar las introducciones en estadios tempranos, cuando todavía es posible evitar el establecimiento y dispersión a nuevas áreas.

Las introducciones pueden ser intencionadas, cuando persiguen el establecimiento de una población en el medio natural o derivan de la suelta deliberada de individuos cautivos; accidentales o no intencionadas, cuando se realizan de forma inconsciente pero son consecuencia directa de alguna actividad humana, y negligentes, si resultan de la falta de previsión a la hora de evitar el escape de individuos mantenidos en cautividad o de la falta de medidas de prevención ante una vía de entrada conocida (Capdevila-Argüelles *et al*., 2006; Olivo del Amo *et al*., 2021). Existen puntos de riesgo en los que la introducción de EEI es más probable y/o sus consecuencias son más dañinas, siendo este el caso para los medios acuáticos continentales.

El *"Plan de acción sobre las vías de introducción y propagación de las especies exóticas invasoras en España",* aprobado por la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad el 1 de julio de 2021, basa su identificación de las vías de entrada de las EEI en España en las 6 vías no intencionales identificadas en el Reglamento de Ejecución (UE) 2017/1454 de la Comisión, de 10 de agosto de 2017 (**Tabla 2**). Esas 6 vías se dividieron y desarrollaron en el Plan de acción, de tal manera que se obtuvieron las siguientes 12, ordenadas según su relevancia para España como resultado del análisis exhaustivo realizado en dicho Plan de acción para las 49 EEI consideradas, incluidas en el Listado de EEI preocupantes para la UE en el momento de elaboración del Plan:

Hay que subrayar que esta clasificación se hizo considerando el conjunto de las especies incluidas entonces en el listado europeo, sin distinción de su hábitat.

1. Escape de una zona de confinamiento: Jardín botánico/zoo/acuarios (excluidos los acuarios privados) (señalada como 2.3 en la **Tabla 2**)
2. Escape de una zona de confinamiento: Animales de compañía/especies de acuario o de terrario (incluidos los alimentos vivos para esas especies) (2.4)
3. Vías acuáticas: Mares/cuencas/vías navegables interconectadas (5.1)
4. Escape de una zona de confinamiento: Horticultura (2.8)
5. Escape de una zona de confinamiento: Fines ornamentales distintos de la horticultura (2.9)
6. Transporte-contaminante: Transporte de materiales que forman parte de los hábitats naturales (suelo, vegetación…) (3.10)
7. Dispersión no asistida: Dispersión natural transfronteriza de EEI que han sido introducidas por las otras vías (6.1)
8. Escape de una zona de confinamiento: Acuicultura/maricultura (2.2)
9. Transporte-contaminante: Contaminantes en animales (excepto parásitos, especies transportadas por un huésped/vector) (3.4)
10. Transporte-polizón: Maquinaria/equipos (4.5)
11. Transporte-polizón: Agua de lastre de buque/barco (4.8)
12. Transporte-polizón: Polizones en un buque/barco (con exclusión del agua de lastre y la incrustación en cascos de buques) (4.4)

Tortuga de Florida, *Trachemys scripta*,compitiendo por el espacio con un Galápago europeo, *Emys orbicularis* (Antonio Dregorio)

Tabla 2.

Vías de entrada identificadas en el Reglamento de Ejecución (UE) 2017/1454 de la Comisión, de 10 de agosto de 2017, que especifica los formatos técnicos para los informes de los Estados miembros de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

Vías de introducción/dispersión previamente identificadas por la Comisión europea en el Reglamento de Ejecución (UE) 2017/1454 de la Comisión, de 10 de agosto de 2017	
1. Liberación en la naturaleza: **suelta voluntaria y activa de individuos al medio natural con distintos objetivos.**	1.1 Control biológico 1.2 Control de la erosión/estabilización de las dunas (cortavientos, setos, etc.) 1.3 Pesca silvestre (incluida la pesca deportiva) 1.4 Caza 1.5 «Mejora» del paisaje/flora/fauna en la naturaleza 1.6 Introducción para fines de conservación o de gestión de la fauna y la flora silvestres 1.7 Liberación en la naturaleza para un uso distinto de los anteriores como, por ejemplo, pieles, transporte o uso médico 1.8 Otra liberación intencionada
2. Escape de una zona de confinamiento: **la especie es traída voluntariamente para su cría o cultivo en cautividad, pero su introducción en el medio natural no es intencionada.**	2.1 Agricultura (incluidas las materias primas de biocarburantes) 2.2 Acuicultura/maricultura 2.3 Jardín botánico/zoo/acuarios (excluidos los acuarios privados) 2.4 Animales de compañía/especies de acuario o de terrario (incluidos los alimentos vivos para esas especies) 2.5 Animales de granja (incluidos los animales bajo control limitado) 2.6 Silvicultura (incluida la forestación o reforestación) 2.7 Granjas peleteras 2.8 Horticultura 2.9 Fines ornamentales distintos de la horticultura 2.10 Investigación y reproducción ex situ (en instalaciones) 2.11 Alimentos vivos y cebo vivo 2.12 Otros tipos de escape de una zona de confinamiento

3. Transporte-contaminante: **introducción no intencionada porque los organismos están contaminando un producto u otro ser vivo que se importa con algún objetivo.**	3.1 Material contaminante de plantas de vivero 3.2 Cebo contaminado 3.3 Contaminantes en los alimentos (incluidos los alimentos vivos) 3.4 Contaminantes en animales (excepto parásitos, especies transportadas por un huésped/vector) 3.5 Parásitos en animales (incluidas las especies transportadas por un huésped y un vector) 3.6 Contaminantes en vegetales (excepto parásitos, especies transportadas por un huésped/vector) 3.7 Parásitos en vegetales (incluidas las especies transportadas por un huésped y un vector) 3.8 Contaminante de semillas 3.9 Comercio de madera 3.10 Transporte de material de hábitat (suelo, vegetación)
4. Transporte- polizón: **introducción no intencionada de individuos que se encuentran unidos o en el interior de una mercancía o sistema de transporte y se desconoce su presencia.**	4.1 Pesca deportiva/equipos de pesca 4.2 Contenedor/a granel 4.3 Polizones en un avión 4.4 Polizones en un buque/barco (con exclusión del agua de lastre y la incrustación en cascos de buques) 4.5 Maquinaria/equipos 4.6 Personas y sus maletas/equipos (en particular el turismo) 4.7 Material de embalaje orgánico, en particular los embalajes de madera 4.8 Agua de lastre de buque/barco 4.9 Incrustación en cascos de buques/barcos 4.10 Vehículos (coche, tren, etc.) 4.11 Otros medios de transporte
5. Corredor: **introducción no intencionada consecuencia de la construcción antropogénica de infraestructuras que unen regiones que antes no estaban conectadas.**	5.1 Mares/cuencas/vías navegables interconectados 5.2 Túneles y puentes

6. Dispersión no asistida: **introducción no intencionada a través de fronteras políticas debido a la dispersión natural de una especie introducida en regiones limítrofes.**	6.1 Dispersión natural transfronteriza de especies exóticas invasoras que han sido introducidas por las vías 1 a 5

La **Figura 2** muestra, para las principales vías de entrada en España, qué porcentaje de las especies que las utilizan pertenece a cada tipo de hábitat. La mayoría de estas vías son más utilizadas por especies terrestres que por especies acuáticas de agua dulce por lo que, si se tuviesen en cuenta únicamente estas últimas, el resultado de esta clasificación podría ser diferente.

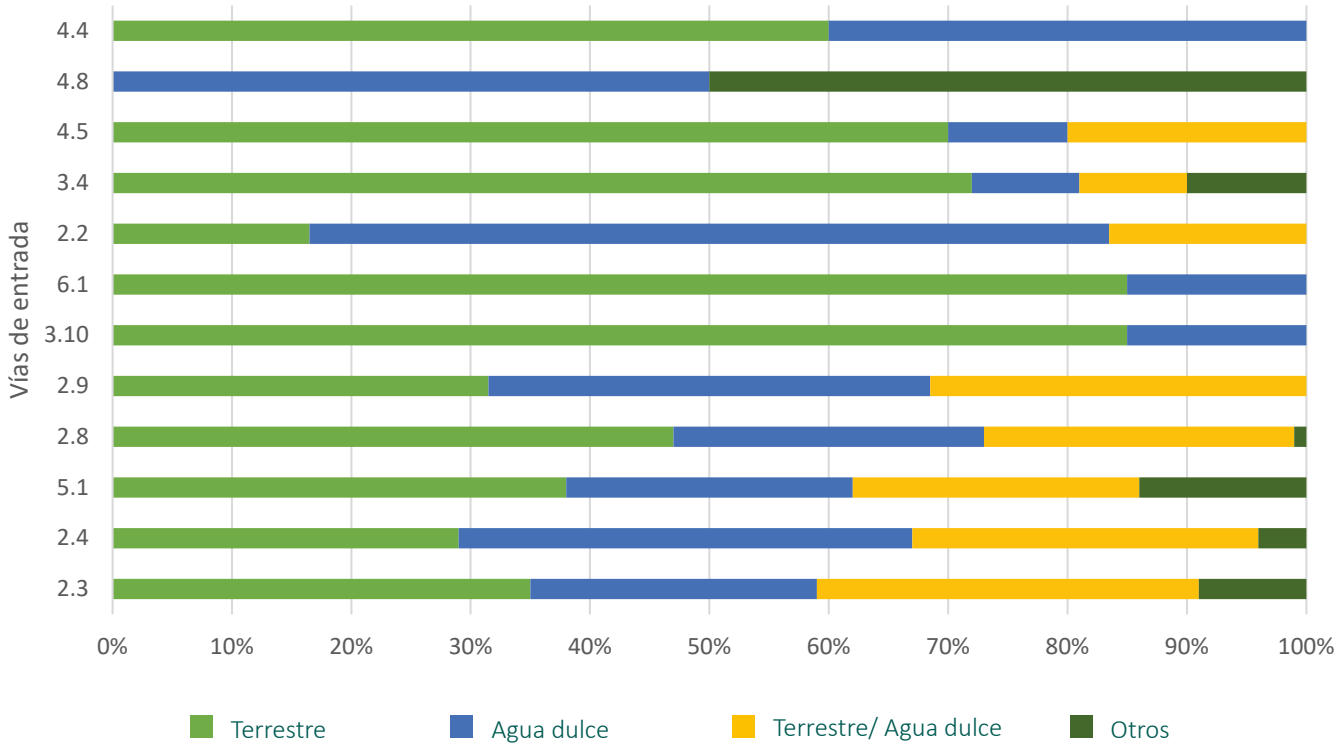


Figura 2: Porcentaje de especies de cada tipo de hábitat que utilizan preferentemente las vías de entrada prioritarias identificadas por el "Plan de acción sobre las vías de introducción y propagación de las especies exóticas invasoras en España".

Nunes *et al*., (2015) realizaron un análisis de las principales vías de entrada de especies exóticas de agua dulce en Europa, basándose en las vías a través de las que se ha producido la primera introducción de estas especies según la bibliografía. La más frecuente fue el escape, seguida de liberación, contaminante, polizón y corredor (**Figura 3A**). De los escapes, más de la mitad (53%) se debían a la acuicultura, mientras que la mayoría de liberaciones en la naturaleza han sido consecuencia del comercio de acuariofilia, en primer lugar, y de la pesca deportiva, en segundo lugar. Las introducciones como contaminante se debían también principalmente a la acuicultura, y de las especies introducidas como polizón y a través de corredores, el 98% fueron introducidas por embarcaciones (**Figura 3A**). Por lo tanto, la acuicultura y el mercado de acuariofilia, a través de escapes y liberaciones, constituyen las vías de entrada más importantes en la introducción de especies dulceacuícolas en Europa. Otros estudios previos alcanzaron la misma conclusión a partir de conjuntos de datos menos extensos (Gozlan, 2008; Gherardi *et al*., 2009; Tricarico, 2012).

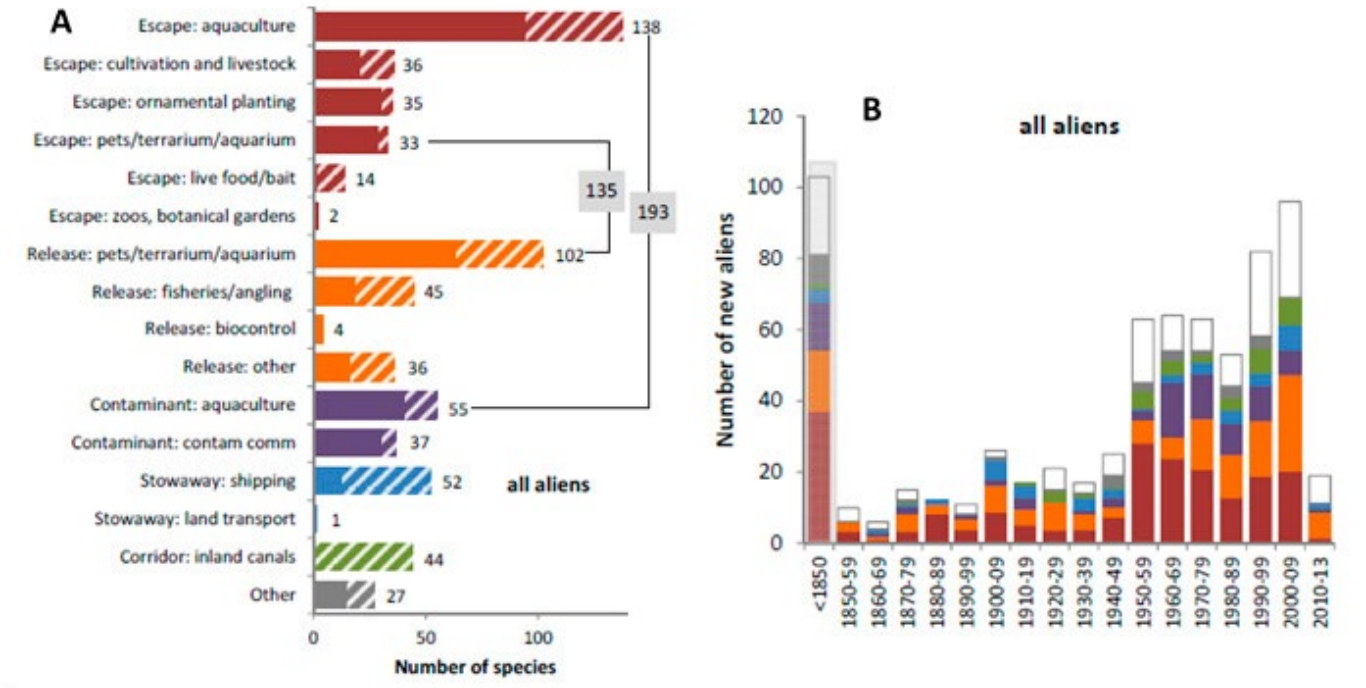


Figura 3: (A) Número de especies exóticas de agua dulce introducidas por primera vez en Europa a través de diferentes subcategorías de cada una de las principales vías de introducción (B) Tendencias temporales (en intervalos de 10 años) de las nuevas introducciones de especies exóticas de agua dulce en Europa considerando las seis vías de entrada principales. El color blanco significa "Desconocido". Modificado de: Nunes *et al*., (2015).

A lo largo del tiempo, ha habido un incremento constante en el número de nuevas introducciones, especialmente los últimos 60 años, y, aunque en general los escapes han sido la vía principal de introducción, a partir del año 2000 las introducciones por suelta o liberación superaron a las debidas a escapes accidentales (**Figura 3B**), reflejando la importancia que ha adquirido recientemente el mercado ornamental en la introducción de especies exóticas (Padilla & Williams, 2004; Tricarico, 2012). De hecho, en el caso de España, los datos recopilados por Nunes *et al*. (2015) muestran que las especies exóticas presentes en medios acuáticos han sido introducidas en su mayoría a causa del comercio de mascotas, terrariofilia y acuariofilia, seguido de la acuicultura y, en menor medida, de la pesca, el cultivo de plantas ornamentales y como contaminantes (**Figura 4**). Aunque en España la entrada de EEI a través de canales de navegación y embarcaciones no es tan importante como en otros países de Europa (**Figura 4**), no hay que desestimar la importancia de la navegación en la dispersión de algunas de las especies acuáticas más peligrosas, como el mejillón cebra. Según Doadrio *et al*. (2007), de las 27 especies de peces introducidas en España, 12 fueron introducidas para la pesca deportiva o asociada a esta, 7 como ornamentales o por acuaristas, 4 para aumentar la diversidad de los ecosistemas, 3 por escapes de acuicultura y una para combatir la malaria mediante el control de vectores.

Liberación ficticia de Tortuga de Florida, *Trachemys scripta* (Proyecto LIFE INVASEP)

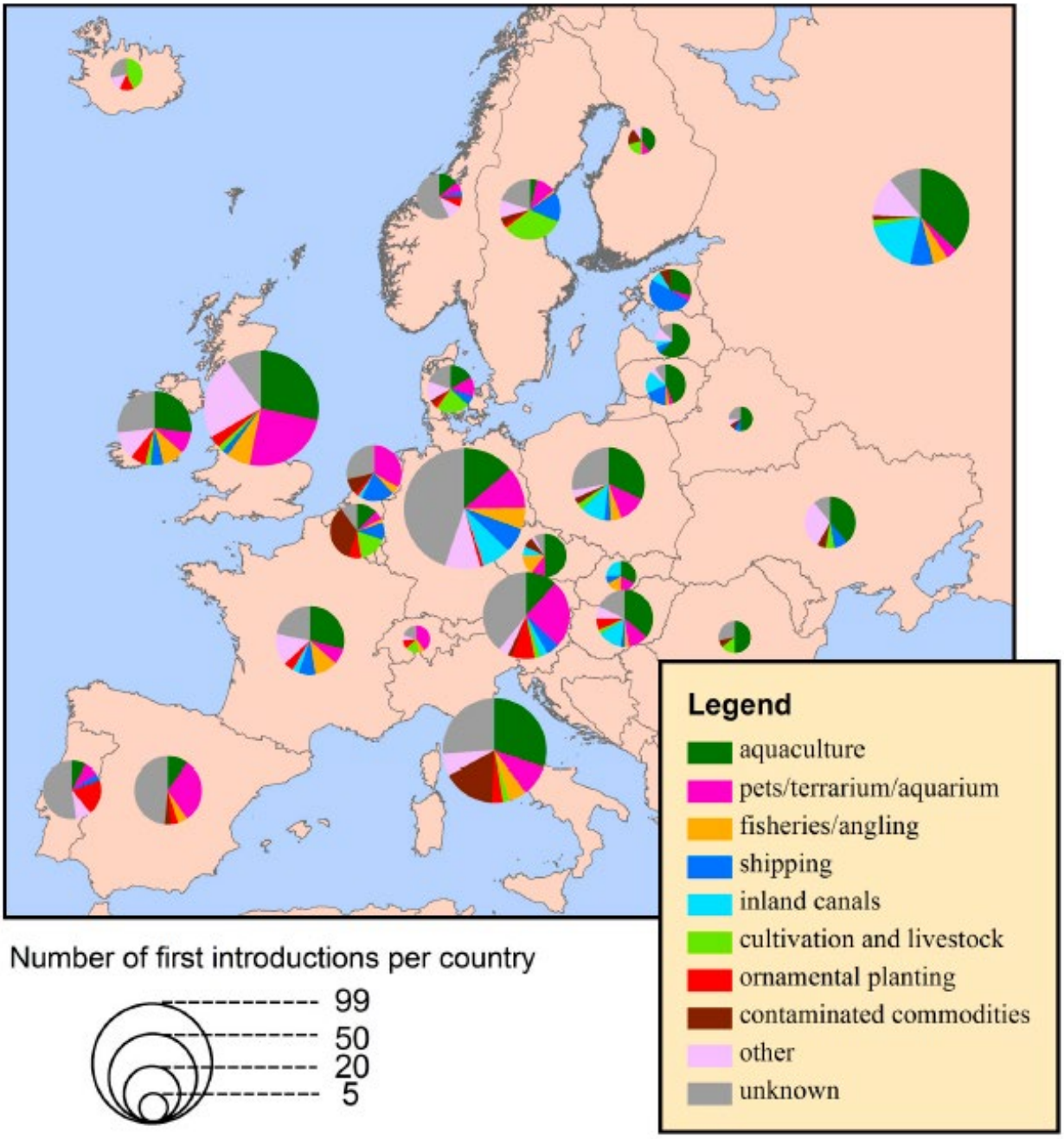


Figura 4: Proporción de especies exóticas de agua dulce introducidas por primera vez en Europa a través de diferentes vías de entrada por país recipiente (es decir, países de introducción inicial en Europa). El tamaño del gráfico circular representa el número de especies introducidas por primera vez en un país específico. Fuente: Nunes *et al*. (2015).

Las vías de entrada y dispersión asignadas a cada especie en esta Estrategia se han clasificado en estos seis tipos que, de manera resumida, son:

1. Escape, fuga o huida
2. Introducción o suelta intencionada
3. Contaminante
4. Polizón
5. Corredores o pasillos
6. Dispersión no asistida o autónoma

En el **Anexo I** puede encontrarse la relación de las vías de introducción y dispersión asignadas a las EEI hacia las que va dirigida esta Estrategia, mientras que en la **Figura 5** se muestra su importancia relativa cuantitativa.

Todo ello permite afirmar que las principales vías de entrada y dispersión de las EEI consideradas en esta Estrategia han sido el escape, fuga o huida y la introducción o suelta, que comprenden el 54% de las causas. Sin embargo, debe indicarse que en la mayor parte de las ocasiones no existe una única vía para cada especie, sino que son varias las que pueden ser responsables de la introducción y/o dispersión de cada EEI (véase el **Anexo I**).

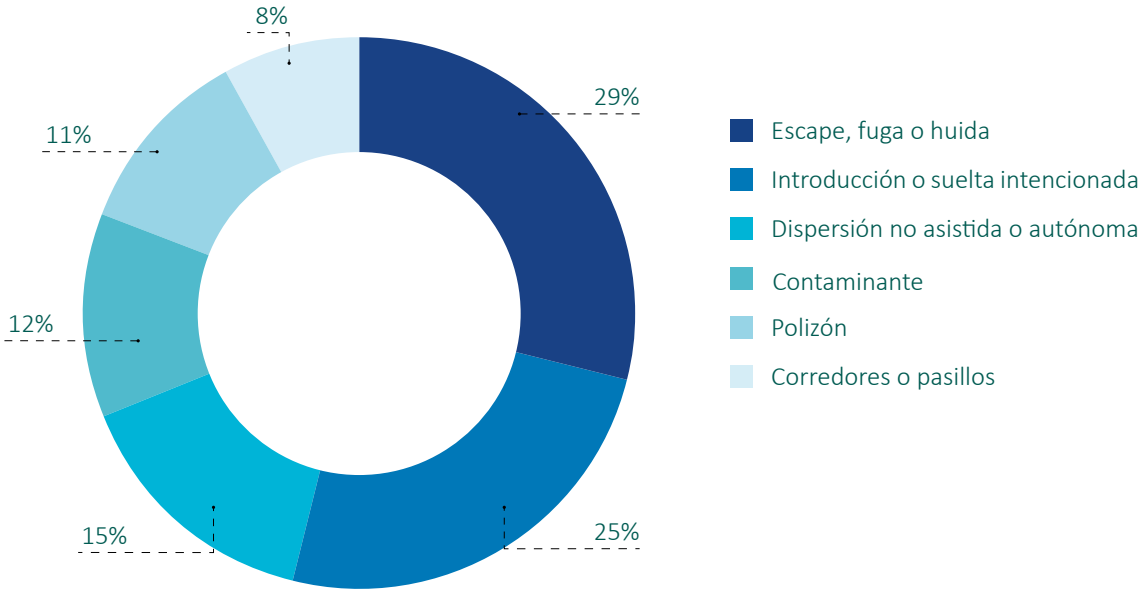


Figura 5: Principales vías de entrada y dispersión de las especies consideradas en la Estrategia.

La invasión de una EEI implica, además de su transporte a larga distancia y establecimiento, la dispersión a otros hábitats adecuados en la región. La mayoría de especies acuáticas no podrían dispersarse activamente entre cuencas aisladas de manera natural. En su lugar, existe una amplia variedad de vectores de transporte para la dispersión pasiva facilitados por las actividades humanas. En este sentido, las relacionadas con la navegación recreativa son un importante vector de dispersión, de modo que algunas EEI acuáticas -como plantas e invertebrados en distintos estadios- pueden engancharse o quedar atrapados en embarcaciones y equipamiento utilizado en cuerpos de agua invadidos (Johnson *et al*. 2001; Rothlisberger *et al*. 2010; Kelly *et al*., 2013). Además, muchas presentan características que les permiten persistir en medios temporales y que son también útiles para permanecer viables durante el transporte terrestre. Algunos ejemplos incluyen las semillas de plantas acuáticas, la resistencia de los caracoles de agua dulce a extensos períodos de sequía y los estadios dormantes y esporas de procariotas (Havel *et al*., 2015; Mohit *et al*., 2021). Igualmente, la pesca deportiva desde embarcación incluye el uso de viveros donde se transporta el cebo vivo necesario para la pesca. Esos viveros se convierten en reservorios de larvas, semillas, etc. exóticos, ya que pueden sobrevivir sin problema en dichas aguas.

En general, las actividades antropogénicas han amplificado la frecuencia y los medios de dispersión y reducido el efecto de las barreras geográficas, especialmente en el caso de los ecosistemas acuáticos. Los cuerpos de agua ya invadidos se convierten en una fuente de propágulos implicados en la dispersión secundaria a otros cuerpos de agua con los que pueden estar o no estar conectados (Vander Zanden & Olden, 2008; Mohit *et al*., 2021). Los embalses tienen un importante papel en la modificación de la conectividad entre ecosistemas acuáticos, al mismo tiempo que alteran el hábitat, haciéndolo más susceptible a las invasiones (Johnson *et al*., 2008). La degradación de la calidad del agua crea hábitats subóptimos para las especies nativas (Havel *et al*., 2005). Una alta diversidad nativa puede hacer a una comunidad dulceacuícola más resistente a la invasión (Downing *et al*., 2012). También se ha observado un efecto de facilitación entre especies no nativas (Cucherousset *et al*., 2006; Michelan *et al*., 2014).

En general, las actividades antropogénicas resultan en el descenso simultáneo de la abundancia de especies nativas y el aumento de las EEI. Varios macrófitos invasores están asociados a la intensificación de la agricultura (Trebitz & Taylor, 2007). Esta se correlaciona con un aumento de la turbidez y de los niveles

de nutrientes que hace que el medio acuático sea más vulnerable a ser invadido por especies oportunistas con tasas de crecimiento rápido, como son muchas de estas EEI. La intensificación de los usos del suelo afecta a las comunidades dulceacuícolas vía incremento de la sedimentación, alteración de la hidrología, contaminación y transformación del hábitat cercano a las orillas (Allan, 2004). Estas perturbaciones reducen la riqueza de especies y por lo tanto la resistencia biótica a la invasión (Havel *et al*., 2015; Roy *et al*., 2023).

1.4. Impactos producidos por las especies exóticas invasoras en medios acuáticos continentales

Las consecuencias derivadas de la introducción y establecimiento de EEI son muy variadas. Las EEI constituyen una de las principales amenazas para la conservación de las especies autóctonas, pudiendo provocar su sustitución y eliminación a través de diversos mecanismos. Debido a su alto grado de aislamiento y endemismo, los ecosistemas dulceacuícolas son especialmente vulnerables a las invasiones biológicas y extinciones de especies (Vander Zanden & Olden, 2008). Esta vulnerabilidad ha aumentado como consecuencia tanto del aumento de la conectividad entre hábitats debido a los canales artificiales y embarcaciones que favorecen la dispersión de EEI entre cuerpos de agua aislados de forma natural, como de otras presiones antropogénicas y del cambio climático (Cuthbert *et al*., 2021).

Los ecosistemas dulceacuícolas juegan además un papel activo en el ciclo de nutrientes y del agua, lo cual se traduce en bienes y servicios para las sociedades humanas. Las invasiones biológicas suponen un gran número de impactos en la estructura de las comunidades y funciones del ecosistema (Havel *et al*., 2015), pudiendo provocar considerables perjuicios no solo sobre las poblaciones nativas, sino también sobre los bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas de agua dulce, tales como productos agrícolas, pesquerías, agua potable, estabilización del clima, protección contra inundaciones, recreo, etc., fundamentales para el bienestar humano. Esto puede tener importantes implicaciones sociales y económicas. Además, las EEI pueden tener un impacto directo sobre la salud animal y humana (vía patógenos, toxinas, alérgenos…) (Casals & Sánchez-González, 2020; Cuthbert *et al*., 2021; Aghajani *et al*., 2021; Olivo del Amo *et al*., 2021).

En resumen, las EEI son una amenaza para las especies nativas y biodiversidad, constituyen un importante conductor de cambio ecológico, y causan impactos en la salud y bienestar humano y grandes pérdidas económicas (Vander Zanden & Olden, 2008; Rico-Sánchez *et al*., 2021; Angulo *et al*., 2021; McGeoch *et al*., 2016; Cuthbert *et al*., 2021). A continuación, se analizan someramente los impactos producidos por las EEI acuáticas presentes en España, distinguiendo entre ecológicos, socioeconómicos y de tipo sanitario (salud humana).

1.4.1. Impactos ecológicos

En los ecosistemas dulceacuícolas y estuarinos, la introducción de EEI es la principal causa de extinción de especies autóctonas (Casals & Sánchez-González, 2020). En la Península Ibérica esta situación es especialmente grave, ya que alberga una importante riqueza de especies endémicas dulceacuícolas que está seriamente amenazada por la presencia de especies exóticas. La regresión de peces endémicos amenazados como *Aphanus iberus* y *Valencia hispanica* es paralela a la expansión de peces exóticos como *Gambusia holbrooki*, *Fundulus heteroclitus* o *Aphanius fasciatus* (Elvira, 2001). Del mismo modo, la introducción de peces exóticos se considera una de las principales amenazas para los anfibios, en particular en zonas de montaña (Pleguezuelos *et al*., 2002). En Mallorca, *G. holbrooki* podría ser responsable de la desaparición de *Atherina boyeri* en al-

Cangrejo señal, *Pacifastacus leniusculus,* alimentándose de una náyade (EXOCAT)

gunas localidades y de la rarefacción de *Bufo viridis* en otras. Ha sido detectado en localidades con *Alytes muletensis*, especie endémica de Baleares para la cual supone un riesgo muy elevado (Orueta, 2003). Las causas de interacción negativa de las EEI con las especies nativas incluyen (Doadrio *et al*., 2007):

- **Depredación**: muchas de las especies introducidas para favorecer la pesca deportiva son piscívoras y el estudio de contenidos estomacales demuestra su impacto sobre la fauna autóctona, alimentándose en algunos casos de especies en peligro de extinción como el fraile (*Salaria fluviatilis) o el jarabugo (Anaecypris hispanica).*

- **Competencia**: el éxito reproductivo de las EEI tiene como resultado un aumento de su densidad poblacional, compitiendo por el alimento y el espacio con las especies autóctonas. Por ejemplo, la competencia con la gambusia (*Gambusia spp.*) y el fúndulo (*Fundulus heteroclitus*) parece ser causa de extinción local y rarefacción general para el salinete (*Aphanius baeticus*), el fartet (*Aphanius iberus*) y el samaruc (*Valencia hispanica*), endemismos españoles.

- **Alteración de hábitats y ecosistemas**: se ha observado una tendencia general hacia el aumento de la turbidez y concentración de materia orgánica y nitrógeno en los ecosistemas invadidos, debido a la alteración de las condiciones hidrológicas provocada por algunas EEI (p. ej. plantas acuáticas que ralentizan la corriente, aumentan la pérdida de agua por evapotranspiración, etc.), a la bioturbación y remoción del sedimento y a las propias excreciones y senescencia de estas especies, lo cual puede afectar profundamente al funcionamiento de los ecosistemas. Las consideradas especies ingenieras de los ecosistemas pueden provocar cambios a gran escala que afectan sustancialmente a otras especies. Por ejemplo, se ha demostrado que muchas especies bentónicas introducidas, como la carpa (*Cyprinus carpio*), el cangrejo rojo (P*rocambarus clarkii*) o el pez gato (*Ictalurus punctatus*), transforman los ecosistemas de aguas claras con abundantes macrófitos en sistemas de aguas turbias sin vegetación, dominadas por fitoplancton, alterando la comunidad de invertebrados y las poblaciones de peces (Gallardo *et al*., 2015; Lemmers *et al*., 2021). Los moluscos invasores, como el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*), tienen el efecto contrario: su actividad filtradora aumenta la claridad del agua eliminando el fitoplancton, fomentando así los macrófitos acuáticos, pudiendo cambiar sustancialmente la hidrología, sedimentación, transparencia y nutrientes de los lagos (Gallardo *et al*., 2015). La flora acuática invasora, como *Azolla* spp., *Ludwigia* spp. y *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)*, se caracteriza por mostrar un crecimiento masivo que tapiza las masas de agua, pudiendo reducir su flujo, aumentar la sedimentación, provocar fenómenos de anoxia como consecuencia de la descomposición del exceso de materia orgánica generada, privar de luz a las plantas del fondo, absorber gran cantidad de nutrientes cambiando la composición química del agua, etc., provocando importantes cambios estructurales en los ecosistemas acuáticos y afectando a la biodiversidad nativa (Midgley *et al*. 2006; Masifwa et al., 2001; Leuven et al., 2017).

- **Contaminación genética**: incide particularmente en salmónidos, de hecho, gran parte de las poblaciones mediterráneas de trucha (*Salmo trutta*) están contaminadas genéticamente con poblaciones de piscifactoría procedentes de otros países, perdiéndose características singulares de las poblaciones autóctonas adaptadas a las condiciones locales. También es habitual en ciprínidos, y en España ya se ha detectado hibridación entre el alburno (*Alburnus alburnus*) y especies endémicas como el calandino (*Squalius alburnoides*) y el cacho (*Squalius pyrenaicus*) (Almodóvar et al., 2012; Sousa-Santos *et al*., 2018).

- **Introducción de parásitos y enfermedades**: la introducción de parásitos y su afección a especies nativas es un fenómeno poco estudiado, aunque existe fuerte evidencia de que la introducción de especies exóticas es, por ejemplo, la principal causa de la emergencia y dispersión de la quitridiomicosis causada por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, que está causando el declive de anfibios globalmente (Fisher & Garner, 2007). Otro ejemplo es la afanomicosis producida por el hongo *Aphanomyces astaci*, del que son portadores los cangrejos de río americanos y que afecta muy negativamente al cangrejo de río *Austrapotamobius pallipes* (Lemmers *et al*., 2021). Algunas especies de peces como *Pseudorasbora parva* son portadoras de parásitos como *Sphaerothecum destruens*, que podrían afectar a otras especies de ciprínidos y salmónidos, y *Anguilicoides crassus*, un nematodo parásito originario de Asia oriental que ha sido transferido de su huésped nativo a la anguila europea (*Anguilla anguilla*), aumentando la mortalidad y afectando a la capacidad de migración reproductora de esta especie amenazada (Herrera-

Arroyo, 2020). La introducción de la lucioperca (*Sander lucioperca*) y el mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) puede dar lugar a la presencia de bucefaliasis, otra enfermedad parasitaria que puede impactar en poblaciones de ciprínidos.

Los efectos de la introducción de EEI en medio acuáticos, especialmente cuando constituyen nuevos grupos funcionales en la comunidad receptora, provocan impactos ecológicos que pueden desencadenar cascadas tróficas, es decir, efectos en niveles tróficos superiores o inferiores, reestructurando las redes tróficas (Gallardo *et al*., 2015; Havel *et al*., 2015). Por ejemplo, la introducción de peces zooplanctívoros como *Rutilus rutilus* y *Alburnus alburnus* en embalses españoles provocó un fuerte descenso en la abundancia y riqueza de zooplancton, y a su vez el descenso del consumo de fitoplancton (Ordóñez *et al*., 2010). *Pseudorasbora parva* provoca alteraciones en la biodiversidad, biomasa y estructura de tallas del zooplancton, dado que consume selectivamente las especies más grandes, alterando las cadenas tróficas y el funcionamiento del ecosistema en consecuencia. La elevada presión que ejerce sobre la comunidad de invertebrados planctónicos provoca un aumento del fitoplancton debido a la ausencia de consumidores y, por lo tanto, una eutrofización acelerada (Herrera-Arroyo, 2020). Por el contrario, los organismos filtradores como *Dreissena polymorpha* son capaces de reducir considerablemente la abundancia de fitoplancton y zooplancton, con previsibles consecuencias negativas en niveles tróficos superiores (Gallardo *et al*., 2015). Las plantas invasoras también tienen efectos a nivel de comunidad, por ejemplo, *Myriophyllum* spp. forma densos tapices superficiales y reduce la luz y diversidad de plantas acuáticas nativas (Madsen *et al*., 1991), por lo que se reduce la fuente de alimento para los macroinvertebrados y consumidores de niveles superiores. Del mismo modo, los densos mantos de *Hydrilla verticillata* en charcas cambian la composición taxonómica de las comunidades de invertebrados respecto a las charcas con variedad de macrófitas (Theel *et al*., 2008).

El efecto de las EEI se acentúa cuando los procesos naturales están alterados. Por ejemplo, la contaminación favorece la hibridación al perderse las señales de reconocimiento entre especies, y la regulación de caudales provoca la pérdida de los regímenes naturales, caracterizados por un gran estrés hídrico durante el verano al que la mayor parte de las especies no están adaptadas. De hecho, la regulación hidrológica es uno de los principales factores que determina el estado de conservación actual de las comunidades piscícolas (Clavero *et al*., 2004). Las características biológicas de las EEI son también fundamentales para determinar su éxito, por ejemplo, los rasgos de la historia vital de los peces invasores en la Península Ibérica, tales como su fecundidad o edad de madurez, influyen en su capacidad invasora (Vila-Gispert *et al*., 2005). Las plantas invasoras muestran un comportamiento colonizador muy agresivo, con un profuso crecimiento que reduce el espacio y agota gran parte de los recursos hídricos o nutrientes disponibles para la flora nativa (Doadrio *et al*., 2007). La reproducción vegetativa permite que fragmentos de macrófitos den lugar a nuevas poblaciones. La alimentación generalista es otro de los predictores del éxito de invasión, así como una amplia distribución geográfica y tolerancia ambiental. Para peces e invertebrados marinos y de agua dulce, las especies con distribución más amplia suelen estar más representados entre las EEI, así como las especies con mayor tolerancia al calor (Bates *et al*., 2013), una tendencia con importantes implicaciones respecto al cambio climático. También se ha observado una mayor tolerancia a la contaminación en algunas EEI respecto a las especies nativas (Karatayev *et al*., 2009; Früh *et al*., 2012).

1.4.2. Impactos socio-económicos

En 2019 se estimó que los costes anuales globales de las invasiones biológicas superan los 423.000 millones de dólares, con variaciones entre regiones, y es probable que esto sea una gran subestimación. De estos costes, el 90% se atribuye a los daños causados por las EEI sobre los sevicios ecosistémicos y la calidad de vida, y solo el 8% corresponde a costes de gestión de estas especies (Roy *et al*., 2023). La Unión Europea ha calculado que el coste asociado a la gestión y reparación de daños producidos por EEI a los países miembros oscila entre 12.000 y 20.000 millones de euros anuales, y estas cifras no paran de crecer (Diagne *et al*., 2021). Estos daños afectan a estructuras, paisajes, actividades y sectores económicos como la agricultura (debido a daños directos o a la pérdida de rendimiento de los cultivos, por ejemplo, la presencia del caracol manzana en los arrozales del Delta del Ebro ha provocado grandes pérdidas en la producción de arroz), acuicultura (por trasmisión de enfermedades), pesca deportiva y profesional (disminución de las especies objetivo, deterioro de las embarcaciones y utensilios de pesca), comercio, turismo y actividades recreativas (limitación de la navegación, malos olores o proliferación de mosquitos) (Olivo del Amo *et al*., 2021; Casals & Sánchez-González, 2020).

Es necesario mencionar también la pérdida de recursos naturales como el agua, debido a la alta tasa de evapotranspiración de algunas plantas acuáticas invasoras y a la pérdida de calidad del agua por el aumento de la concentración de algunos compuestos que pueden causar algunas de estas especies y que, aunque es un impacto poco estudiado, puede llegar a tener una importancia significativa (ver p. ej. Arp *et al*., 2017). Por ejemplo, en embalses de agua para consumo humano, especialmente en la mitad sur de España, donde son recurrentes los problemas de sequía, puede provocar un grave problema de salud pública, como ya está empezando a ocurrir en el embalse de Talaván (Extremadura) debido a la proliferación de *Ludwigia peploides*.

En cuanto a medios acuáticos, la proliferación de determinadas EEI –especialmente moluscos como *Dreissena polymorpha* o *Corbicula fluminea*– en las infraestructuras que canalizan el agua constituye un importante problema, ya que reducen el diámetro de las tuberías y aumentan la fricción, disminuyendo la eficacia del sistema y provocando pérdidas cuantiosas por la necesidad de limpieza y mantenimiento (Confederación Hidrológica del Ebro, 2005; 2010). Los sistemas de riego son altamente vulnerables debido a las diversas vías de entrada existentes y su dificultad de control, así como a las limitaciones existentes para aplicar métodos de control que no pongan en riesgo la integridad de los ecosistemas y la salud de la población. En los últimos años, la invasión de instalaciones de regadío y otras infraestructuras relacionadas con el uso del agua está yendo en aumento, produciendo considerables pérdidas económicas y la amplia aplicación de productos molusquicidas.

Además de éstas y otras pérdidas directas causadas, por ejemplo, por la reducción del rendimiento de las cosechas o la pesca, se deben tener en cuenta los costes de la lucha contra las EEI, incluyendo las actividades de cuarentena, detección temprana, control y erradicación. Por ejemplo, sólo en el río Guadiana se han invertido más de 60 millones de euros en retirar 1,5 millones toneladas de camalote *Eichhornia crassipes* (=*Pontederia crassipes*).en un periodo de 18 años (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2022). Sin embargo, es difícil valorar económicamente las pérdidas que suponen la extinción de especies, la pérdida de hábitats o el valor estético de los paisajes alterados por la presencia de EEI. Según el análisis coste-beneficio social de la gestión del camalote realizado por la CHG, el coste de la no-acción hubiera sido cinco veces más alto o, dicho de otra manera, por cada euro gastado se han ahorrado 5 € (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2022).

Debido a la falta de evaluaciones de impacto económico concretas y precisas, las cargas impuestas por las EEI son a menudo infravaloradas. Aghajani *et al*. (2021) y Lowell & Stone (2005) proporcionaron una recopilación de los estudios sobre estimas del impacto económico de las EEI acuáticas publicados hasta esa fecha. Solo en EEUU, Pimentel *et al*. (2005) estimaron un gasto anual aproximado de 7,7 billones de dólares asociado a los daños causados por las EEI acuáticas, principalmente peces, moluscos y plantas, y a su control (Havel *et al*., 2015; Lowell & Stone, 2005).

Según las estimas de Cuthbert *et al*. (2021), las invasiones de especies acuáticas y semiacuáticas han costado a la economía mundial 345 billones de dólares desde 1971, una estima probablemente muy conservadora ya que solo incluye los costes registrados

Ganso del Nilo, *Alopochen aegyptiaca*
(Ricardo Gómez Calmaestra)

en la base de datos InvaCost. La mayoría de estos costes han sido atribuidos a invertebrados (62%), seguidos de vertebrados (28%) y plantas (6%), y corresponden principalmente a daños sobre los recursos (74%). Los diez géneros acuáticos con los mayores gastos documentados representan el 88% de los costes totales. Entre estos se incluyen los mosquitos del género *Aedes*, los mejillones del género *Dreissena*, el coipú (*Myocastor coypus*) y las plantas del género *Ludwigia*. Los costes anuales han ido en aumento exponencial hasta alcanzar los 23 billones en 2020, y se espera que continúen aumentando.

Zenni *et al*. (2021) abordaron también este tema, sin embargo, la mayoría de estudios que consideraron en su revisión se centraban en EEI terrestres, excepto el llevado a cabo por Rico-Sánchez *et al*. (2021) para México, que distingue entre los costes ocasionados por EEI terrestres (1,17 mil millones de dólares americanos en el periodo 1992-2019), acuáticas (1,16 mil millones) y semiacuáticas (2,99 mil millones). En el caso de las EEI acuáticas, consideraron 8 especies, incluyendo el jacinto de agua (633,58 millones) y diversos peces (492,88 millones). El daño sobre los recursos fue cuatro veces más elevado que los costes debidos a la gestión de EEI, lo que indica que las medidas de prevención pueden ser muy rentables (Rico-Sánchez *et al*. 2021).

En España, Angulo *et al*. (2021) estimaron el coste económico de las EEI en 261 millones de dólares americanos (232 millones de euros) desde 1997, observándose un incremento de 4 millones/año antes del 2000 y hasta 15 millones/año en los últimos cuatro años. Comparado con otros países de la cuenca Mediterránea, España ha sido considerado como el quinto país más perjudicado en relación a los costes asociados a las EEI (Kourantidou *et al*., 2021). La mayoría (>90%) correspondían a gastos de gestión, mientras que los daños económicos solo fueron contemplados para dos de las 174 especies consideradas, *Dreissena polymorpha* y *Procambarus clarkii*. En cuanto a los taxones, el mayor importe de los gastos corresponde a las plantas (11%), seguidas por artrópodos (12%) y moluscos (11%), y la mayoría corresponden a EEI terrestres (53%) mientras que las acuáticas y semiacuáticas contribuyeron con el 35 y 5% de los costes, respectivamente. Comparando con la base de datos InvaCost, las estimas para los ecosistemas acuáticos en España fueron excepcionalmente altas (Angulo *et al*., 2021).

1.4.3. Impactos sobre la salud humana

Las zoonosis son un problema de salud pública cada vez más recurrente, se estima que hasta un 75% de las enfermedades infecciosas que afectan a humanos son zoonóticas, es decir, se transmiten entre animales y humanos directa (a través de la ingestión de alimentos o contacto con vectores transmisores) o indirectamente (a través del medio ambiente) (Conn, 2014). La sobrepoblación, la globalización, la destrucción de los ecosistemas, el cambio climático y el comercio de especies son algunas de las causas que explican su auge (Gruetzmacher *et al*., 2021).

Las EEI presentes en medios acuáticos continentales pueden ser causa de molestias e incluso afecciones relevantes a la salud de las personas, ya que algunas pueden transmitir patógenos y parásitos a los humanos, pudiendo causar enfermedades como salmonelosis, rabia o dengue, además de provocar alergias y daños dermatológicos. Por ejemplo, el galápago de Florida (*Trachemys scripta*) es portador de bacterias como *Salmonella* spp., causante de la salmonelosis, y el mapache (*Procyon lotor*), especie cuyas poblaciones presentes en el medio natural frecuentan sotos fluviales y cultivos ribereños como los maizales, se relaciona con la rabia y la fiebre del Nilo occidental (Olivo del Amo *et al*., 2021). Los mosquitos, como el mosquito tigre (*Aedes albopictus*), son vectores comunes de enfermedades y son capaces de alterar el ciclo de transmisión de patógenos (Juliano & Lunibos, 2005). Globalmente, causan más de un billón de infecciones y un millón de muertes al año (Cuthbert *et al*., 2021).

Por lo tanto, entre las consecuencias negativas de las invasiones biológicas, una de las potencialmente más dañinas es la introducción de patógenos en áreas geográficas que estaban previamente libres de estos. Muchos son transmitidos por vectores como los mosquitos, que dependen de los medios acuáticos durante gran parte de su vida; otros utilizan moluscos, peces, u otros animales acuáticos como hospedadores para completar su ciclo vital (p. ej. la esquistomiasis causada por el trematodo sanguíneo *Schistosoma*, que utiliza caracoles acuáticos como hospedadores intermediarios); y otros se desarrollan en medios acuáticos como organismos independientes (p. ej., *Vibrio cholerae*, la bacteria causante del cólera). Muchas de estas enfermedades infecciosas han llegado a nuevas localizaciones debido a la introducción de sus vectores u hospedadores acuáticos en lugares donde el patógeno no estaba presente, como ha ocurrido recientemente con enfermedades transmitidas por mosquitos como el Virus del Nilo Occidental en Norteamérica, la fiebre del dengue en el sur de Europa, el virus Chikungunya

en el Caribe y Sudamérica y la dirofilariasis en el centro y este de Europa. Esto es aún más preocupante en el contexto del cambio climático, que puede resultar en la llegada de enfermedades tropicales como la malaria o la fiebre amarilla a regiones subtropicales o templadas de Norteamérica y Europa (Conn, 2014).

Debe considerarse que el enorme incremento del comercio y tráfico de nuevas especies exóticas en los últimos años, fundamentalmente animales para mascotismo, ha sido identificado como uno de los principales factores de riesgo de zoonosis emergentes en el mundo. A modo de ejemplo, la Organización Mundial de Sanidad Animal registró en su base de datos WAHIS-Wild[2] hasta 82 enfermedades/patógenos zoonóticas procedentes de mamíferos, anfibios, aves y reptiles, que produjeron enfermedades en 54 países durante 2008-2016 (Can *et al*., 2019). Ello viene a poner de manifiesto el enorme riesgo sanitario que existe en el manejo y tenencia de ejemplares de especies silvestres exóticas. En definitiva, las especies exóticas presentes de medios acuáticos pueden convertirse en invasoras y, además, pueden ser transmisoras de numerosas enfermedades.

La Organización Mundial de la Salud (OMS), la Organización Mundial de Sanidad Animal (OMSA) y la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) promueven el desarrollo de actuaciones basadas en el enfoque One Health para reducir el riesgo de aparición de enfermedades infecciosas. Este movimiento defiende que la salud humana depende del buen estado de salud de los animales, las plantas y el medio ambiente, ya que todos ellos están intrínsecamente interrelacionados. Por lo tanto, el objetivo de la la estrategia One Health consiste en aumentar la colaboración interdisciplinar en el cuidado de la salud de las personas, los animales y el medio ambiente. La pandemia causada por el coronavirus SARS-Cov2, de posible origen animal, puso aún más de manifiesto la importancia de estas actuaciones (Gruetzmacher *et al*., 2021).

Lucio, *Esox lucius* (CENEAM. M. A. de la Cruz Alemán)

2 https://www.oie.int/wahis_2/public/wahidwild.php/Index/indexcontent/newlang/es

Cangrejo rojo americano, *Procambarus clarkii* (CENEAM. C. Valdecantos)

2

Objetivo de la estrategia y ámbito de aplicación

El objetivo principal de la Estrategia es establecer un marco general tanto para el desarrollo de actuaciones encaminadas a evitar la introducción y establecimiento de EEI en medios acuáticos continentales, como para definir acciones destinadas al control y posible erradicación de estas especies, controlando así su expansión e impactos donde ya están presentes. Es decir, esta Estrategia pretende constituirse en una herramienta aplicable por las administraciones competentes para la lucha coordinada contra las EEI en los medios acuáticos en España. Para ello, recopila a través de protocolos operativos las medidas de gestión más adecuadas para la prevención, control y posible erradicación de las diferentes EEI presentes en estos medios.

Los objetivos específicos son:

- Establecer un diagnóstico de la problemática de las EEI en aguas continentales en España: principales especies, vías de entrada e impactos.
- Identificar medidas de carácter preventivo para evitar la introducción de nuevas especies/poblaciones.
- Identificar medidas de control y erradicación cuya eficacia haya sido probada para frenar la expansión de las especies objetivo a nuevos territorios y reducir o eliminar sus impactos donde ya se encuentran establecidas.
- Compilar y poner a disposición de gestores dichas medidas a través de protocolos de gestión específicos.
- Establecer un marco de coordinación efectiva entre las administraciones implicadas y con diferentes sectores de la sociedad civil.
- Impulsar la sensibilización y educación ambiental sobre la problemática de las EEI en general y presentes en medios acuáticos continentales en particular.
- Impulsar la investigación y mejora del conocimiento de estas especies.

El ámbito espacial de aplicación de la Estrategia abarca todas las aguas superficiales continentales y de transición, naturales o artificiales, de España. Debe prestarse especial atención a las masas y cursos de agua donde las EEI pudieran causar efectos adversos sobre los ecosistemas naturales y tipos de hábitat de interés comunitario, los espacios naturales protegidos, las especies amenazadas y/o en régimen de protección especial y los intereses socioeconómicos, considerando por supuesto los posibles efectos adversos que pueden producirse sobre la salud humana.

En virtud del artículo 64.7 de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, esta Estrategia constituye el marco orientativo cuyas líneas de actuación deben ser adaptadas a cada especie, situación y lugar.

Ludwigia peploides en el Ebro (Paleoymás)

Ganso de Nilo, *Alopochen aegyptiacus* (Mihaela Pirvu)

3 Medidas de actuación propuestas

El criterio que debe regir la toma de decisiones sobre las especies exóticas es su capacidad de producir daños ecológicos, económicos, sociales y sanitarios. Sin embargo, debido al desconocimiento e imprevisibilidad de las invasiones biológicas y sus impactos potenciales, las políticas y estrategias de gestión deben fundamentarse en el principio de precaución, considerando a las especies introducidas como problemáticas hasta que se evidencie lo contrario. Esta aproximación pone el énfasis sobre la prevención, más eficiente y económica que otras opciones de gestión, ya que elimina desde el principio las potenciales consecuencias de una invasión y los gastos relacionados con el manejo de la especie (Capdevila-Argüelles *et al*., 2006).

Cuando ya se ha producido la entrada de una EEI, una rápida detección y erradicación son decisivas para impedir su establecimiento, y cuando la erradicación no es factible, las actuaciones de contención y control de la población son la mejor opción para evitar su dispersión y minimizar los impactos, pero tienen el inconveniente de que requieren un esfuerzo constante y continuado en el tiempo. Además, ambas opciones suponen costes muy elevados y sólo son aplicables a especies concretas.

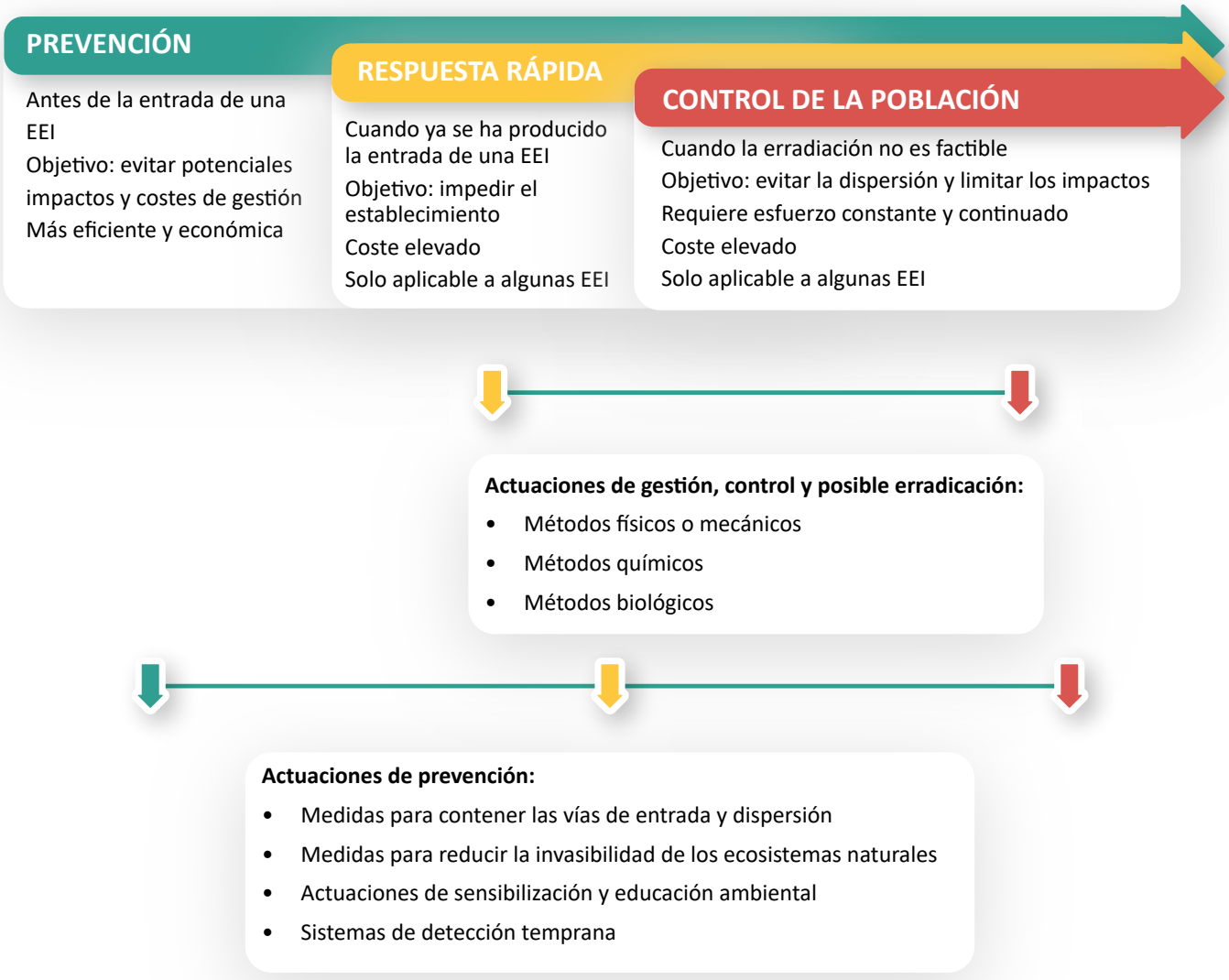


Figura 6: Diagrama que resume los distintos enfoques a seguir en función de la fase en la que se encuentre la invasión de determinada EEI, así como sus ventajas e inconvenientes, y actuaciones asociadas, que se describen en esta Estrategia y en la tabla del Anexo III. Las actuaciones de prevención deben mantenerse a lo largo del tiempo, mientras que las actuaciones de gestión, control y posible erradicación deben ser sucedidas por actuaciones de revisión y seguimiento una vez controlada o erradicada la especie.

Por lo tanto, las bases principales para la gestión eficiente de las EEI son: (i) la detección temprana y respuesta rápida mediante sistemas de alerta temprana, (ii) los mecanismos de control inmediato e identificación y control de las vías de entrada de especies con potencial invasor; (iii) el desarrollo e implementación de legislación específica y dotación de recursos adecuados; y (iv) la información al público, administraciones, colectivos profesionales y empresas de obra pública. También es primordial la coordinación entre las administraciones públicas europea, nacional, autonómica y local a la hora de abordar las actuaciones de prevención y control que permitan afrontar el problema de forma global y homogénea en todo el territorio. No debe olvidarse que, cuando no queda más remedio (en el caso de invasiones consolidadas), debe lucharse con constancia contra las EEI ampliamente propagadas, aplicando los medios necesarios en el marco de una adecuada planificación a largo plazo.

Además de las bases mencionadas para la gestión eficiente de las EEI, también sería importante considerar las recomendaciones estratégicas propuestas por el proyecto LIFE INVASAQUA para la gestión transnacional de especies de peces invasoras en las aguas continentales ibéricas (Oliva-Paterna *et al*., 2022).

3.1. Actuaciones de prevención

La prevención tiene como objetivo reducir o evitar la introducción de nuevas especies exóticas y constituye la herramienta más eficaz en la lucha contra las EEI. Su efectividad depende del conocimiento de los mecanismos de entrada de estas especies en los medios acuáticos. Por lo tanto, la adopción de una estrategia de prevención aplicada a vías de entrada y vectores constituye un elemento clave para limitar las introducciones. Con esta finalidad, y para el cumplimiento de la normativa comunitaria en la materia, se elaboró el "*Plan de acción sobre las vías de introducción y propagación de las especies exóticas invasoras*"[3] que, aunque no va dirigido únicamente a EEI acuáticas, puede utilizarse para consultar medidas preventivas que se puedan aplicar una vez identificadas las principales vías y vectores de introducción de las especies hacia las que va dirigida esta Estrategia (véase la **Figura 5**, página 18 de esta Estrategia). Evitar o ralentizar la dispersión secundaria de las EEI conocidas y establecidas a lugares no invadidos es un aspecto adicional de la prevención (Vander Zanden & Olden, 2008).

Comprender los vectores que transmiten las EEI nos da la oportunidad de controlar su dispersión. Por ejemplo, en numerosos países se han legislado normas sobre la descarga de aguas de lastre. A escala regional, las embarcaciones de recreo son un objetivo de control, así como la industria ornamental y de acuariofilia, cuya regulación a través del comercio digital resulta complicada (Havel *et al*., 2015).

Es fundamental contar con el apoyo de la sociedad, especialmente con los sectores implicados en los procesos facilitadores de la introducción, por lo que la sensibilización y educación ambiental es una importante herramienta en el contexto de la prevención, así como la preparación de los cuerpos y fuerzas de seguridad y de los agentes de control en aduanas y Puestos de Control en Frontera en materia de identificación de EEI, para detectar a tiempo su posible comercio ilegal y prevenir la introducción y eventual establecimiento posterior de nuevas poblaciones.

3.1.1. Medidas para contener las vías de entrada y dispersión de EEI en medios acuáticos continentales

La prevención generalmente se refiere a la prohibición de la entrada de especies potencialmente invasoras en un país o área. Existen numerosas regulaciones nacionales e internacionales que rigen el movimiento de estas especies, y se han desarrollado **protocolos para evaluar el daño potencial de las especies** consideradas para importación e identificar a las especies más propensas a convertirse en invasoras (Vander Zanden & Olden, 2008).

Los principales **instrumentos legislativos** con los que cuenta España para regular la entrada de EEI son, principalmente, la inclusión de especies en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, creado por la Ley 42/2007, de 13 de marzo, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad y regulado por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto; y/o en la Lista de Especies Exóticas Invasoras Preocupantes para la Unión Europea, regulado por el Reglamento UE Nº 1143/2014 del Parlamento europeo y del Consejo, de 22 de octubre de 2014.

Además de evitar la entrada de las especies legalmente declaradas como invasoras, se requieren

3 https://www.miteco.gob.es/images/es/planviasdeentradadeeeilimpio12julio2021_tcm30-529319.pdf

mecanismos para evitar la importación o introducción de especies exóticas que pudieran convertirse en invasoras al llegar al medio natural. Para ello, en enero de 2021 entró el vigor el "*Listado de especies alóctonas susceptibles de competir con las especies silvestres autóctonas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos*", instrumento también creado por la Ley 42/2007, de 13 de marzo (artículo 54). Las especies contenidas en dicho Listado sólo podrán ser importadas en territorio español con una autorización concedida por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, tras ser sometidas a un análisis de riesgos con resultado favorable, según el procedimiento desarrollado a través del Real Decreto 570/2020, de 16 de junio, por el que se regula el procedimiento administrativo para la autorización previa de importación en el territorio nacional de especies alóctonas con el fin de preservar la biodiversidad autóctona española.

Dada la importancia de la pesca deportiva y la acuariofilia en la introducción de especies en ecosistemas acuáticos en España, es necesario establecer y afianzar los mecanismos legales que permitan, de modo justificado, **limitar el comercio y el empleo de especies exóticas** tanto en el ámbito público como privado, e ir sustituyéndolas progresivamente por especies autóctonas u otras que carezcan de comportamiento invasor. La implementación de guías de buenas prácticas y sistemas de certificaciones para que los vendedores garanticen que comercializan productos libres de EEI y los cultivadores y acuarios a gran escala certifiquen que esterilizan las salidas y previenen la liberación accidental de especies ha sido propuesto en numerosas ocasiones (véase por ejemplo Padilla & Williams, 2004), así como proporcionar listas de especies sustitutas para las EEI conocidas y poner etiquetas de advertencia en el embalaje de las especies exóticas recomendando que no se liberen en aguas naturales. Se ha sugerido también (Aghajani *et al*., 2021) la necesidad de reforzar la normativa que prohíbe tirar el agua de los acuarios particulares en el medio y fomentar que el material sólido proveniente de estos sea congelado en bolsas durante 24 horas antes de ser arrojado a la basura.

En cuanto a las EEI que ya están presentes en nuestras aguas, una de las principales vías de entrada es la navegación, ya que actualmente no existe ninguna herramienta que regule el paso de una demarcación a otra, de modo que una embarcación proveniente de un cuerpo de agua con presencia de EEI puede solicitar navegar en otra cuenca donde no se encuentre presente dicha especie y adquirir el permiso sin ningún problema. Por lo tanto, sería de gran utilidad **determinar las cuencas a efectos del confinamiento funcional de las EEI** de distribución conocida, de modo que se pueda evitar la navegación entre cuerpos de agua invadidos y no invadidos. Asimismo, es importante el control y establecimiento de la obligación de **limpieza de embarcaciones recreativas, equipos de pesca, navegación y deportes náuticos** para reducir la dispersión de EEI entre diferentes cuerpos de agua. Desde el año 2004, las Confederaciones Hidrográficas disponen de un protocolo de limpieza y desinfección de embarcaciones de uso obligado para todas aquellas embarcaciones que solicitan mediante la correspondiente declaración responsable el permiso para navegar en aguas continentales.

También es importante la concienciación de todos los usuarios para evitar actitudes que puedan favorecer la dispersión de EEI. En relación con esto, en el marco del proyecto LIFE INVASAQUA se ha lanzado la campaña "Revisa-limpia-seca", poniendo a disposición de los usuarios de los medios acuáticos diversos recursos informativos para minimizar la propagación de EEI por actividades como la pesca, navegación, deportes acuáticos y agricultura[4]. De los métodos de descontaminación recomendados, la mayor parte de estudios se centran en el secado al aire que, aunque es recomendable para embarcaciones tipo kayak, no sirve para descontaminar las embarcaciones a motor, que pueden guardar agua en algunos de sus componentes, transportando EEI en fases vitales que no se ven a simple vista. Se requiere más investigación para evaluar otros métodos y su uso combinado o alterno para así poder informar de las mejores prácticas disponibles (Mohit *et al*., 2021):

- **Secado al aire**: el secado durante un máximo de 7 días provoca elevada mortalidad (≥90%) de varias especies de invertebrados y macrófitos. Algunos estudios mostraron mortalidad del 99-100% en cangrejos de río (*Procambarus clarkii* y *Pacifastacus leniusculus*) (Banha & Anastácio, 2014; Piersanti *et al*., 2018); moluscos, incluyendo mejillones dreisénidos, *Limnoperna fortunei* y caracoles como *Potamopyrgus antipodarum*; y plantas acuáticas (McMahon *et al*., 1993; Ricciardi *et al*., 1995; Montalto & de Drago, 2003; Richards *et al*., 2004; Evans *et al*., 2011; Jerde *et al*., 2012; Barnes *et al*., 2013;

4 http://www.lifeinvasaqua.com/campana-revisa-limpia-seca-de-lifeinvasaqua/

Collas *et al*., 2014; Bickel, 2015; Baniszewski *et al*., 2016; Coughlan *et al*., 2018). Sin embargo, otras especies como la almeja asiática y algunos caracoles y plantas son capaces de sobrevivir pasado el tiempo recomendado (Montalto & de Drago, 2003; Havel, 2011; Collas *et al*., 2014; Havel *et al*., 2014; Anderson *et al*., 2015; Collas . 2018; Bernatis *et al*., 2016). Una mayor duración del secado se asocia con una menor supervivencia de EEI, aunque también influyen la temperatura y humedad relativa del aire y entre invertebrados generalmente los individuos más grandes o de más edad son más resistentes a la desecación.

- **Inmersión en agua caliente**: la aplicación de agua caliente, spray o vapor mostraron una alta mortalidad en la mayoría de especies estudiadas (Blumer *et al*., 2009; Morse, 2009; Comeau *et al*., 2011; Anderson *et al*., 2015; Coughlan *et al*., 2019; Crane *et al*., 2019). El tiempo de exposición requerido disminuye al aumentar la temperatura, siendo por lo general suficiente la inmersión a una temperatura de 45 ºC durante 15 minutos para alcanzar el 100% de mortalidad en varias especies de invertebrados y plantas. Un inconveniente es que podría ser factible solo en equipamiento de pequeño tamaño, y sería necesario mantener el agua a la temperatura apropiada durante el tiempo requerido para que la descontaminación sea efectiva. Sin embargo, ya que las EEI planctónicas o con fases vitales difíciles de detectar se encuentran a menudo en el agua estancada de embarcaciones de recreo (Johnson *et al*., 2001; Kelly *et al*., 2013), inundar estas partes con agua caliente podría ser un buen método de descontaminación. La aplicación de spray es más factible para barcos y equipos de gran tamaño, pero requiere temperaturas mayores (54-80 ºC) para obtener resultados similares (Morse, 2009; Comeau *et al*., 2011). El vapor es muy eficiente en invertebrados y macrófitos, resultando en la completa mortalidad o degradación de las especies estudiadas (Coughlan *et al*., 2019; Crane *et al*., 2019). Aunque el agua caliente en spray y vapor han demostrado ser eficaces y más prácticos para superficies grandes, las altas temperaturas podrían dañar el equipo o a las personas. Además, no son comúnmente accesibles para los dueños de las embarcaciones.
- **Lavado a alta presión**: elimina significativamente más plantas, semillas y organismos de pequeño tamaño que el lavado a baja presión y la inspección visual y retirada manual (Rothlisberger *et al*., 2010). Se requieren más estudios para identificar la presión efectiva aplicable por los usuarios sin necesidad de equipo especializado.

Gambusia, *Gambusia holbrooki* (CENEAM. M.A de la Cruz Alemán)

- **Uso de productos químicos de limpieza**: el uso de agentes limpiadores como lejía o sal mostraron resultados dispares respecto a su eficacia y han sido probados en un número limitado de EEI (Hofius *et al*., 2015; Sebire *et al*., 2018; Coughlan *et al*., 2019; De Stasio *et al*., 2019; Tremblay *et al*., 2019; Underwood *et al*. 2019). La necesidad de concentraciones y tiempos específicos de tratamiento podría

ser un impedimento para su implementación efectiva, ya que requiere que los usuarios preparen cantidades precisas de solución y que el equipamiento sea sumergido en medios potencialmente corrosivos por extensos periodos de tiempo.

En cuanto a las **infraestructuras relacionadas con los usos del agua** (sistemas de captación de agua, conducciones, instalaciones hidroeléctricas, etc.), se debe fomentar el uso de materiales antiadherentes como cobre o zinc, así como recubrimientos antiincrustantes o "antifouling" (pinturas a base de silicona) en embarcaciones. Otros métodos que se han citado para evitar el establecimiento en tuberías y otras estructuras de las especies más problemática, como el mejillón cebra y la almeja asiática, son los siguientes: la filtración del agua de captación mediante su paso por sustratos estratificados o por filtros instalados para evitar la llegada tanto de adultos como de larvas o juveniles; flujos de alta velocidad (>1,5 m/s en el caso del mejillón cebra) que impiden la fijación de los juveniles; la aplicación de tratamientos químicos preventivos; la limpieza mecánica repetida a intervalos regulares; la alteración de la temperatura o aplicación de otros tratamientos físicos como altas presiones, luz ultravioleta, pulsos acústicos, choque eléctrico, etc., que pueden prevenir el establecimiento de las larvas (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2020).

Las **transferencias de agua entre cuencas** son también una de las principales vías de invasión. Por ejemplo, a través del trasvase Tajo-Segura se ha constatado la llegada e invasión biológica por, al menos, 13 especies de peces y una especie de molusco (Oliva-Paterna *et al*., 2014; Zamora-Marín *et al*., 2018). Por lo tanto, es necesario tomar medidas tales como realizar los trasvases fuera de la época de reproducción de especies como el mejillón cebra, para evitar la transferencia de larvas, o permitir que las tuberías se sequen completamente entre transferencias para impedir que se establezcan comunidades incrustantes. Además de nuevas conexiones y cambios en las condiciones del hábitat, los trasvases de agua implican la construcción de canales, embalses, etc., por lo que promueven actividades relacionadas como la navegación y la pesca, que son importantes vectores de las invasiones acuáticas (Gallardo & Aldridge, 2018).

3.1.2. Medidas para reducir la invasibilidad de los ecosistemas naturales

Según la hipótesis de la resistencia biótica, un ecosistema saludable (con su estructura, biodiversidad y funcionamiento naturales) tiene una mayor capacidad de absorber, amortiguar y resistir las perturbaciones y, por lo tanto, mayor capacidad para impedir el establecimiento de una población invasora, mantener bajo control su densidad y contrarrestar sus impactos (Herrera-Arroyo, 2020). Esto quiere decir que el deterioro hidromorfológico, biológico o físico-químico de las masas de agua puede facilitar la entrada y el establecimiento de las EEI. Por ejemplo, uno de los principales factores que determinan la proliferación de plantas acuáticas invasoras como el camalote y el helecho de agua es el incremento de determinados nutrientes en los cuerpos de agua, causado entre otras cosas por actividades urbanas, agrícolas y ganaderas, ya que una parte de los fertilizantes y residuos del ganado alcanzan estos cuerpos de agua a través de la escorrentía o de los drenajes agrícolas, así como de los efluentes urbanos e industriales. Por lo tanto, como medida preventiva genérica, es necesario identificar, evaluar y reducir las presiones que sufren los medios acuáticos y promover la restauración y conservación ecológica de los cuerpos de agua para ayudar a prevenir la dispersión de EEI (Gallardo & Aldridge, 2018). En cualquier caso, sería de utilidad desarrollarse indicadores que permitan valorar cómo la presencia de EEI puede estar afectando al estado ecológico de una masa de agua. Dichos indicadores se podrían desarrollar en cada caso concreto a través de protocolos de gestión.

Algunas medidas que se pueden tomar para mantener o mejorar el estado de las masas de agua y controlar el desarrollo de determinadas EEI acuáticas son:

- **Reducir la contaminación de las cuencas y cauces**: se deben identificar los principales focos de contaminación y estudiar los procesos biogeoquímicos de las masas de agua para conocer la problemática de la acumulación de materia orgánica en sus sedimentos como consecuencia de la actividad humana, eliminar los efluentes de contaminantes industriales y urbanos y aplicar buenas prácticas en agricultura y ganadería para evitar la infiltración de nitratos. Sería muy importante implicar a las administraciones agrarias en los fines de esta Estrategia a fin de poder ordenar adecuadamente el tipo de cultivos y las formas de aporte de nutrientes, así como reemplazar o disminuir el uso de fertilizantes con fosfato, promover cultivos de invierno y otras técnicas que retienen nutrientes,

fomentar el control, tratamiento y depuración de los residuos del ganado, orientar a los ganaderos sobre opciones alternativas de abastecimiento, y concienciar a la población local dedicada a estos sectores.

- **Conservar y favorecer la biodiversidad nativa de los ecosistemas**: una mayor competitividad puede reducir o incluso excluir a las EEI de un nuevo hábitat si el invasor es incapaz de alcanzar la densidad crítica necesaria para mantener una población viable. El papel de la resistencia biótica ha sido demostrado en macrófitos, cuyo crecimiento se reduce a mayor densidad y diversidad de especies nativas (Peter & Burdick, 2010; Michelan *et al*., 2013). Los herbívoros y depredadores nativos también pueden reducir la abundancia de EEI, por ejemplo, los cangrejos y otros depredadores pueden aumentar la mortalidad del mejillón cebra en ríos (Carlsson *et al*., 2011) y los peces nativos disminuyen la abundancia de cangrejos de río exóticos en lagos (Tetzlaff *et al*., 2011).

- **Implementar mejoras en el hábitat orientadas a reestablecer sus características naturales**: mejora del bosque de ribera, regeneración del sustrato, depuración de aguas, etc., son medidas que fortalecen las poblaciones de especies autóctonas.

- **Implantar o fomentar la vegetación natural de ribera**: la cobertura vegetal contribuye a la mejora ecológica de los márgenes, a equilibrar procesos erosivos y sedimentarios, y a reducir el aporte de nutrientes a los cauces gracias a la función de filtro biológico que ejerce la vegetación de ribera. Asimismo, la vegetación leñosa crea zonas de sombra, impidiendo que aumente en exceso la temperatura del agua por insolación y el consiguiente aumento de la contaminación orgánica, factores de riesgo para el éxito de algunas EEI en el medio acuático.

3.1.3. Medidas eco-hidromorfológicas

Los elementos de calidad hidromorfológica establecidos en la normativa para determinar el estado o potencial ecológico en las masas de agua de la categoría río (RD 817/2015) son los siguientes:

- Régimen hidrológico: caudales e hidrodinámica del flujo de las aguas y conexión con masas de agua subterránea;

- Continuidad del río;

- Condiciones morfológicas: variación de la profundidad y anchura del río, estructura y sustrato del lecho del río y estructura de la zona ribereña

La hidromorfología fluvial se considera un elemento fundamental para la comprensión y la gestión de los ecosistemas acuáticos. Los nuevos planes de restauración de ríos avanzan de forma significativa en la caracterización y evaluación de los aspectos hidromorfológicos de las masas de agua, aspecto cada vez más relevante en la evaluación del estado de las masas de aguas superficiales. De esta manera, se deben incluir actuaciones tendentes a la recuperación de nuestros ríos y de sus ecosistemas asociados para tener una respuesta más resiliente frente a las consecuencias del cambio climático y la expansión de las EEI (MITECO, 2022).

La adopción de un régimen de caudales ecológicos puede ayudar a conciliar los diferentes requerimientos de agua, a reducir la degradación de estos ecosistemas asociados y a la reparación de su integridad ecológica (Fernández Santamarina, 2021). En los cursos fluviales medios y altos poco alterados, la dinámica de los caudales favorece a las especies autóctonas, que están adaptadas a un régimen hidrológico con una alta variabilidad inter e intra-anual (especialmente en el ámbito mediterráneo). La proliferación de obras hidráulicas para regular los caudales ha atenuado el carácter cambiante de la hidrología mediterránea, haciéndola más estable y uniforme, y ha sustituido medios lóticos con agua corriente y caudal variable en función de la estacionalidad por medios lénticos, lo que sin duda fomenta el establecimiento de EEI. En esta línea sería muy necesario trabajar en coordinación con las administraciones cuya competencia es la gestión del agua a fin de avanzar en la restauración de la conectividad fluvial y controlar y promover la gestión eficiente y sostenible de las extracciones por bombeo para riego u otros usos (Herrera-Arroyo, 2020).

Algunas medidas necesarias para **mantener las condiciones naturales de la dinámica de caudales** y recuperar la conectividad de los cauces, contemplan los siguientes aspectos:

- **Eliminar obstáculos longitudinales**. Se consideran barreras longitudinales aquellas infraestructuras artificiales presentes a lo largo de un cauce, construidas bien para la protección frente a inundaciones o bien para la estabilización de sus taludes o márgenes (MITECO, 2019). Esta medida se espera que contribuya a la restauración de la hidrodinámica natural de los procesos de erosión-sedimentación y a reconectar el corredor ribereño con la llanura de inundación, lo que permite, a su vez, la recuperación de hábitats acuáticos y terrestres, así como el intercambio de nutrientes y organismos. Por otra parte, al aumentar la anchura del cauce activo se reduce la energía de la corriente en crecida, y al ampliarse el espacio lateral, aumenta la capacidad de laminación de avenidas. En consecuencia, se atenúa la peligrosidad y disminuye el riesgo de inundación aguas abajo (CEDEX, 2020). Se exceptuarán aquellos casos en los que las estructuras permitan contener la dispersión de EEI o donde sean necesarias para prevenir inundaciones en zonas urbanas y periurbanas.

- **Eliminar obstáculos transversales**. La continuidad del río es otro de los aspectos esenciales incluidos en la Directiva marco del agua. Esta continuidad, se caracteriza analizando aquellos elementos que supongan un obstáculo a los movimientos migratorios de las especies piscícolas y/o al transporte de sedimentos a lo largo del cauce (azudes, presas, pasos entubados, vados, etc.). Una de las acciones prioritarias para una correcta conservación, mantenimiento y mejora de los cauces es la de fomentar la continuidad longitudinal de los ríos mediante la demolición o retirada de todas aquellas infraestructuras transversales que, por su desuso o la caducidad de sus concesiones, sean susceptibles de ser retiradas. Además, también es necesario llevar a cabo acciones de permeabilización de aquellas estructuras que tengan usos o sean funcionales, tal y como se recoge en el artículo 28 de la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional, que indica que en el dominio público hidráulico se adoptarán las medidas necesarias para corregir las situaciones que afecten a su protección, incluyendo la eliminación de construcciones y demás instalaciones situadas en el mismo (MITECO, 2019).

  La presencia de azudes supone un obstáculo –infranqueable en la mayoría de los casos– especialmente relevante para las especies migratorias de fauna piscícola que se desplazan en busca de alimento, refugio o zonas óptimas para la reproducción. Al mismo tiempo, estas obras generan un efecto remanso aguas arriba, que transforma el régimen lótico del río –caracterizado por una alternancia de rápidos y pozas– en un régimen léntico con escasa o nula velocidad y elevada profundidad (Sanz Ronda *et al*., 2013). Por ello, esta alteración de las características hidráulicas del curso fluvial no solo implica cambios en términos biológicos, sino también en términos hidromorfológicos (CEDEX, 2020).

  Sin embargo, la eliminación de obstáculos transversales puede ser en ocasiones favorecedora para el trasiego de EEI, de modo que se requiere un estudio previo a la hora de valorar la conveniencia o no de conectar dos masas de agua que han estado sin comunicarse durante mucho tiempo y quizá preservándose de la llegada de nuevas EEI.

- **Eliminar las canalizaciones** en los ríos. Estas obras generalmente suponen una simplificación del trazado del cauce, una desconexión de este con la ribera o la llanura de inundación y sustanciales alteraciones de las condiciones hidráulicas en los episodios de crecida. Esta presión hace referencia a los encauzamientos de un tramo de río con unas dimensiones de sección transversal y revestimiento uniformes a lo largo de todo el tramo. Su construcción ha tenido como principal objetivo proteger a personas y bienes frente a la ocurrencia de inundaciones. Sin embargo, estas obras longitudinales, desde un punto de vista hidráulico, ayudan a aumentar la velocidad del agua y disminuir la resistencia al movimiento y la erosión. Por ello, lejos de cumplir su objetivo, incrementan el riesgo y la peligrosidad aguas abajo, alteran la dinámica fluvial – generando cambios en el funcionamiento hidrogeomorfológico y ecológico del río– y aportan una falsa sensación de seguridad a la sociedad (Magdaleno *et al*., 2019).

3.1.4. Detección temprana y respuesta rápida

Una vez que una EEI ha sido introducida, mientras las poblaciones aún son pequeñas o su superficie de ocupación es escasa, es posible actuar para prevenir su establecimiento y la expansión a otras zonas

mediante sistemas de detección temprana y planes de respuesta rápida. Deben basarse en un **sistema de vigilancia continuada** realizado por personal capacitado (agentes del medio natural, guardas fluviales de las Confederaciones Hidrográficas, etc.) y con equipos y recursos suficientes. Es necesario que el programa de vigilancia sea lo más específico posible. Dentro de cada demarcación hidrográfica, y en sintonía con los trabajos de las comunidades autónomas (CCAA), se hace necesario establecer en España una red de seguimiento de EEI del mismo modo que existen redes de control de la calidad o del estado de ríos, lagos y embalses.

La mejor forma de llevar a cabo la **detección temprana de EEI** es a través de la integración de diferentes medidas. Se recomienda utilizar técnicas de muestreo convencionales que han demostrado resultar de gran utilidad, tales como la pesca eléctrica, trampeo (incluyendo trampas de huellas y pelo para algunos mamíferos como el visón americano), fototrampeo, prospecciones nocturnas, testigos cebados, establecimiento de zonas de asoleamiento para detectar galápagos invasores, animales de Judas (utilizados por ejemplo para localizar y eliminar clanes enteros de coipú en Navarra), etc. No obstante, la detección temprana de EEI, especialmente en medios acuáticos, supone importantes dificultades técnicas: generalmente requiere la capacidad de detectar su presencia a densidades de población muy bajas, difícil identificación debido a la baja visibilidad en el agua, existencia de estadios vitales difíciles de detectar mediante los métodos tradicionales, etc. Por ello se están desarrollando nuevos métodos, especialmente métodos moleculares como la detección de ADN en muestras ambientales, que presentan ventajas como una mayor sensibilidad y especificidad, así como menores tiempos y costes de aplicación (Darling & Mahon, 2011; Simmons *et al*., 2015). Como complemento es conveniente considerar herramientas como la teledetección con imágenes satélite, el uso de drones en lugares de difícil acceso y la información proporcionada en plataformas de colaboración ciudadana y aplicaciones móviles, que son también una forma de disponer de voluntarios al tiempo que se crea conciencia social. El criterio para la elección de los métodos a utilizar dependerá del objetivo del muestreo (detección o evaluación de la población) y de las condiciones del cuerpo de agua (Herrera-Arroyo, 2020).

Estas técnicas pueden utilizarse para la detección de una especie o grupo de especies objetivo. Técnicas pasivas como la secuenciación de alto rendimiento (HTS) tienen potencial para detectar especies cuya presencia se desconocía al analizar todo el ADN de una muestra (Simmons *et al*., 2015). Estas técnicas tienen el inconveniente de que están restringidas al laboratorio, tienen que ser realizadas por técnicos cualificados y el proceso dura días o semanas, limitando el rango de aplicaciones en las que podrían ser útiles. Por ejemplo, no es factible restringir el movimiento de las embarcaciones mientras se analiza el agua de lastre de sus tanques. Sin embargo, están empezando a desarrollarse plataformas portátiles para realizar estos análisis en el campo en menos de 60 minutos (Thomas *et al*., 2020).

En cualquier caso, se recomienda adoptar medidas como la **elaboración de mapas de riesgo para las EEI conocidas**, como se ha hecho para el mejillón cebra en las cuencas del Guadiana y el Tajo en el marco del proyecto LIFE+ INVASEP (LIFE 10 NAT/ES/000582), con el objetivo de intensificar la vigilancia en aquellos lugares en los que la probabilidad de aparición o expansión sea mayor o sus efectos más indeseados por su alto valor de conservación o importancia funcional (McGeoch *et al*., 2016). Generalmente, los factores que más influyen en la ocurrencia de las invasiones son la presión propagativa (número de individuos o propágulos que llegan a determinado lugar), las condiciones abióticas (por ejemplo, climáticas) y las características biológicas de la comunidad receptora y de los taxones invasores (Leuven *et al*., 2017). Identificar los lugares vulnerables a las EEI puede servir para guiar los programas de prevención allí donde se espera que los beneficios sean mayores (Vander Zanden & Olden, 2008). Véase, por ejemplo, los trabajos de inspección de infraestructuras hidráulicas realizados por la Confederación Hidrográfica del Guadiana (2022), donde se centran los esfuerzos de detección temprana en aquellas masas de agua que presentan, a priori, un mayor riesgo de invasión.

Otra herramienta muy útil para predecir qué especies tienen mayor riesgo de ser introducidas y su distribución más probable es la elaboración de **listas priorizadas de especies con alto riesgo** de potencial invasor en el medio acuático. Un ejemplo de esto es el trabajo de escaneo de horizonte llevado a cabo recientemente en el marco del proyecto Life Invasaqua (Oliva-Paterna *et al*., 2022), que puede servir para facilitar la toma de decisiones y el establecimiento de medidas para prevenir la llegada o establecimiento de estas especies.

Es de vital importancia el **intercambio de información** entre las distintas administraciones y entre los distintos órganos o unidades implicadas dentro de una misma administración cuando se detecta la presencia de nuevas especies invasoras o de nuevos focos a través de la Red de Alerta Temprana de Especies Exóticas Invasoras, creada por el artículo 14 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto. Debe actuarse de manera rápida en su control y contemplarse visitas periódicas para evaluar el efecto de los métodos aplicados. Para reducir el tiempo trascurrido entre la detección y la actuación, es necesario desarrollar **planes de contingencia** que garanticen una respuesta rápida, agilizar el proceso de autorización cuando la erradicación sea de carácter urgente y asegurar que existen fondos, materiales y equipos adecuados.

Para actuar de forma eficiente sobre la propagación y dispersión de EEI es esencial la **coordinación entre administraciones**, incluyendo a las comunidades autónomas y organismos de cuenca e implicando también a ayuntamientos, mancomunidades, comunidades de regantes, sociedades de pesca, etc. Las actuaciones aisladas según las competencias de cada administración limitan la efectividad de las medidas si el problema no se aborda de forma global e integrada en todo el territorio que ocupe la especie. Asimismo, como ya se ha dicho anteriormente, es fundamental la **formación específica de los agentes implicados**, incluyendo los cuerpos y fuerzas de seguridad, así como la distribución de información relativa a las EEI acuáticas y su identificación entre toda la población, especialmente en los sectores que puedan verse afectados o que guarden estrecha relación con los ecosistemas acuáticos, de modo que se pueda contar con su apoyo en la detección de EEI.

3.1.5. Actuaciones de sensibilización y educación ambiental

La educación ambiental es una herramienta de prevención imprescindible para dar a conocer, tanto a colectivos concretos como al público general, las causas, problemas y posibles soluciones de las invasiones biológicas. Es conveniente diseñar una estrategia educativa específica para cada grupo destinatario, para los cuales se pueden diseñar diversos materiales y actividades. No obstante, las campañas de divulgación deberían coordinarse para maximizar su rentabilidad y eficacia. Las actuaciones dirigidas específicamente hacia medios acuáticos deben tener en cuenta las condiciones particulares de cada zona o curso de agua, y dirigirse hacia los sectores económicos, sociales y ambientales vinculados con los usos y aprovechamientos de cada lugar. Se considera necesario focalizar los esfuerzos sobre los siguientes sectores:

- **Ciudadanía en general**: una fuente importante de entrada y dispersión de especies alóctonas es el intercambio (y posterior suelta o escape) entre particulares que, en numerosas ocasiones, no son conscientes del potencial invasor de las especies que poseen. Por ello, es necesario desarrollar campañas sobre EEI acuáticas dirigidas hacia el conjunto de la ciudadanía. Algunas acciones que se pueden acometer para la información y sensibilización de la opinión pública son: informar sobre la problemática de estas especies a través de charlas divulgativas, folletos, carteles, páginas web y aplicaciones móviles, etc., dar a conocer la existencia de la red de alerta de EEI y cómo pueden facilitar información a la red y difundir los resultados de las actuaciones realizadas en el marco de esta Estrategia. Las plataformas de ciencia ciudadana pueden ser especialmente útiles para la detección, control y erradicación temprana de EEI, siempre y cuando las observaciones sean comprobadas y validadas por expertos. También es interesante tratar de persuadir a la ciudadanía sobre el riesgo de la tenencia de especies exóticas, informando acerca de los problemas que pueden implicar (ambientales y sanitarios) y las obligaciones y responsabilidades que conlleva su tenencia.

- **Usuarios del medio fluvial y sector cinegético**: estos usuarios pueden jugar un papel relevante en el movimiento y dispersión de las EEI tanto en el medio fluvial como en el medio terrestre. Sin embargo, también pueden ser clave para ayudar a reducir esta problemática. Para ello, son importantes las campañas de información y sensibilización dirigidas a los usuarios de actividades que se desarrollen en el medio natural (como los cazadores, excursionistas, fotógrafos de naturaleza, etc), y especialmente en el medio fluvial (pescadores, piragüistas, etc). Estas campañas pueden ser realizadas, como parte de su actividad, por el personal de los Espacios Naturales Protegidos, tales como reservas naturales fluviales, Zonas de Especial Conservación (ZEC y LIC), lugares de recreo como ríos, lagos, embalses, etc. Resultaría de interés señalizar de forma permanente las orillas de cuerpos de agua con información sobre las EEI acuáticas y su problemática. En los cursos para obtener el carnet de pescador se puede informar de las buenas prácticas y sanciones.

- **Administraciones locales**: deben disponer de toda la información existente sobre la problemática que suponen las EEI en su ámbito territorial. Sirven de enlace para concienciar a sus ciudadanos. Una herramienta interesante es la aplicación de códigos de buenas prácticas como el elaborado en el marco del proyecto Life Invasaqua dirigido al ámbito de la administración (Oscoz *et al*., 2021).

- **Agentes de la autoridad**: la cantidad de especies que potencialmente pueden colonizar los medios acuáticos hace necesario llevar a cabo acciones formativas y de capacitación dirigidas de manera específica hacia los agentes de la autoridad con competencias en vigilancia y control de EEI, independientemente de la administración de la que dependan. Estas acciones se deben centrar en la problemática de las EEI acuáticas, identificación de especies, métodos de detección, control y erradicación, seguimiento y vigilancia de las masas de agua y trato con usuarios del medio acuático. Contar con una estructura identificada y un equipo de agentes de campo formados en la identificación de las especies y en la aplicación de métodos de gestión facilitaría la puesta en práctica y seguimiento de estas medidas. También debe valorarse la posibilidad de elaborar guías de determinación de especies para facilitar la labor inspectora. Los propios agentes de autoridad podrían realizar campañas divulgativas sobre las sanciones por incumplir la normativa aplicable a EEI.

- **Científicos**: es muy importante aumentar el conocimiento existente sobre la biología y ecología de las EEI en su nueva área de distribución para concretar actuaciones dirigidas a su control y/o erradicación. Se podrían plantear experiencias piloto para mejorar la eficacia de las técnicas conocidas, así como el desarrollo de nuevas técnicas de gestión y proyectos de investigación sobre las EEI más preocupantes. Es esencial la creación de bases de datos, actualizables y de libre consulta, sobre las EEI, en especial sobre métodos novedosos de prevención y de control selectivo, favoreciendo el intercambio de información y los foros de discusión, fomentar la participación en labores de difusión sobre los contenidos en los que se esté investigando y la colaboración con otras entidades como asociaciones u ONGs ambientales para implicar a la población a través de programas de voluntariado o similares.

- **Centros educativos**: se debe fomentar la realización de campañas, talleres de divulgación, exposiciones temporales, concursos, charlas, etc., en centros escolares y otros centros de educación ambiental que deseen tenerlos en cuenta en su programación. Para ello se propone la elaboración de material didáctico que debe ser puesto a disposición de los docentes. Se valorará la posibilidad de solicitar la inclusión de las EEI en el currículo académico al ministerio competente en educación. Los educadores medioambientales y formadores deberían ser también informados y capacitados respecto al problema de las invasiones biológicas para lograr, a través suyo, una mayor difusión a través de encuentros, talleres y cursos formativos.

- **Medios de comunicación y divulgadores**: la información difundida a través de los medios de comunicación de masas tiene un alcance notorio. Es importante fomentar la realización de reportajes relativos a las EEI y asegurar que la información disponible para estos profesionales sea de calidad. Los eventos relacionados deben de ser adecuadamente publicitados.

- **Sectores profesionales**: es necesario realizar campañas específicas de concienciación y sensibilización para dar a conocer la problemática de las EEI acuáticas a los sectores relacionados con la materia: comunidades de regantes y agricultores, sector de jardinería y acuariofilia, pescadores, sector náutico, empresas con captaciones de agua, etc. Se debe promover la difusión de esta Estrategia entre los sectores implicados para que conozcan las medidas contempladas y las consideren en las actuaciones promovidas en el ámbito de sus competencias. Se debe promover la elaboración de códigos de buenas prácticas o instrumentos similares que divulguen acciones de prevención y control específicas para cada sector. Cuando ya existan, es importante contactar con las federaciones profesionales correspondientes para que hagan llegar a los asociados los temas de interés. Para alcanzar a un mayor número de destinatarios, también es interesante participar en eventos como ferias y otros encuentros profesionales.

    - **Agricultura y ganadería**: a los profesionales de ambos sectores debe hacérseles llegar información básica sobre las disposiciones que regulan sus actividades. Es conveniente incluir aspectos relativos a las EEI en los códigos de buenas prácticas agrarias.

- **Explotación pesquera y acuicultura**: es imprescindible que los destinatarios conozcan los riesgos del cultivo o la liberación de especies que puedan afectar a las poblaciones autóctonas. Es preciso fomentar la prevención de escapes de especies alóctonas y dar a conocer los códigos de buenas prácticas existentes.
- **Jardinería y paisajismo**: es crucial sensibilizar a los responsables de estas actividades sobre la problemática de las EEI y fomentar el uso de especies autóctonas.
- **Transporte**: sería muy beneficiosa la elaboración de manuales de buenas prácticas para operarios de transporte acuático, pero también aéreo y de superficie (vehículos, maquinaria de construcción, lucha contra incendios, etc.) para dar a conocer, entre los profesionales del sector, las actuaciones adecuadas para evitar la entrada de polizones, organismos en aguas de lastre, especies incrustantes, etc. Igualmente, en el sector de los deportes náuticos como la navegación, o cualquier actividad que requiera del uso de material donde puedan producirse incrustaciones, será oportuno informar acerca de las medidas aplicables a la prevención de la introducción o difusión de EEI.
- **Industrias**: las actividades industriales que requieran un manejo de EEI (por ejemplo, la peletera, la farmacéutica o la química fitosanitaria) deben aplicar las medidas preventivas necesarias para reducir el riesgo de invasión, asumir una partida presupuestaria para hacer frente a medidas correctoras y establecer protocolos internos de actuación, todo ello de acuerdo a lo dispuesto al respecto en el Real Decreto 630/2013.
- **Comercio**: todos los implicados en algún sector que comercie con seres vivos (comestibles, no comestibles, acuicultura, viverismo y planta ornamental, mascotas, acuariofilia, industria del cebo para pesca, científico, industrial, etc.), deberían conocer los riesgos de escapes o liberaciones intencionadas, así como la posible introducción de polizones en las transacciones comerciales. La educación del público es la mejor herramienta para reducir al mínimo las liberaciones. Se deben revisar los catálogos de especies utilizadas en acuarios y estanques de jardín para evitar la inclusión de especies invasoras o potencialmente invasoras. Proporcionar listas de especies sustitutas medioambientalmente aceptables para las EEI conocidas sería beneficioso, tanto para la industria como para los consumidores. La colaboración con la industria de acuariofilia es esencial para educar a los compradores, vendedores y el público, certificar el stock y prevenir la liberación de EEI (Padilla & Williams, 2004).
- **Ocio**: los sectores dedicados a exhibiciones animales, acuarios, zoológicos y jardines botánicos deben ser informados de la normativa específica y las medidas correctoras que pueden emplearse si se produce el escape de especies al medio natural. La sensibilización de turistas y viajeros es otro punto clave en la prevención de riesgos.

3.2. Actuaciones de gestión, control y posible erradicación de especies exóticas invasoras en medios acuáticos continentales

La gestión de EEI es mucho más eficaz y económica cuanto antes se actúe. Una vez que una especie se ha establecido en un ecosistema acuático, supone un riesgo potencial para toda la cuenca debido a su rápida dispersión por la red fluvial y de instalaciones hidráulicas. Por lo tanto, existe un tiempo limitado durante el cual es posible una respuesta rápida (Nehring & Klingenstein, 2008). Si existen poblaciones importantes ya asentadas que no han sido detectadas con suficiente rapidez para poder ser erradicadas en sus fases iniciales, deben llevarse a cabo las acciones de control correspondientes para reducir sus impactos negativos a niveles aceptables y/o dificultar su expansión hacia otras zonas no colonizadas previamente. La erradicación, si es posible, debe seguir siendo considerada una prioridad, ya que es menos costosa que los programas de control continuos y prolongados en el tiempo (Williams & Grosholz, 2008). En ocasiones, las especies invasoras sufren descensos poblacionales temporales consecuencia de factores endógenos (competencia entre ejemplares, enfermedades, etc.) o exógenos (temperatura, precipitación, etc.) que permiten retomar las acciones de erradicación en un tiempo determinado (“ventana de oportunidad”). En cualquier caso, tanto para la erradicación de poblaciones incipientes o individuos aislados como para el control de poblaciones en expansión o asentadas, existen diversas acciones que permiten obtener importantes beneficios ambientales.

En los protocolos que se desarrollen a partir de la presente Estrategia deberán considerarse diferentes medidas, según el grado de desarrollo y expansión de las especies a las que se aplique. En el **Anexo IV** se encuentran los elementos (contenido mínimo) que deberían contemplar estos protocolos. Deberán considerar las mejores técnicas disponibles en el momento de su elaboración, y actualizarse cuando la información científica o técnica así lo aconseje. En este sentido, las administraciones deben tratar de promover la investigación aplicada a la gestión de las EEI.

Es imprescindible el intercambio de información entre territorios con problemas análogos, pero, aunque se tengan en cuenta las experiencias obtenidas en otros entornos, deben desarrollarse técnicas específicas teniendo en cuenta los hábitats, especies y circunstancias sociales y políticas en cada caso. Además, la coordinación entre administraciones, tanto dentro como fuera del ámbito geográfico de aplicación, es fundamental por la posibilidad de que los métodos empleados afecten a territorios vecinos o de que exista entre estos un flujo de individuos de la especie que dificulte las labores de control (Capdevila-Argüelles *et al*., 2006).

La mayoría de los métodos disponibles para controlar a cualquier ser vivo son poco selectivos y dejan residuos en el medio ambiente. Su elección debe tener en cuenta los objetivos de conservación de la biodiversidad y los ecosistemas, así como su eficiencia, selectividad y efectos indeseados que estos métodos puedan causar, tratando de minimizar los daños colaterales y extremar la especificidad (Nehring & Klingenstein, 2008). Para algunos de los métodos descritos en este apartado se señalan sus impactos conocidos, que en algunos casos pueden superar a los beneficios que se puedan obtener por su aplicación. En otros casos, se desconoce la magnitud de los impactos que estos métodos pueden causar sobre otras especies o sobre el conjunto del ecosistema. Por lo tanto, es necesario evaluar cuidadosamente el método a emplear en cada situación, siendo muy recomendable el uso de herramientas estandarizadas de análisis de riesgos o evaluación de impacto ambiental antes de seleccionar el método a emplear.

Los métodos existentes en la actualidad para la gestión de EEI son aplicables, según las circunstancias y el grado de invasión, tanto para actuaciones de erradicación como de control. Los considerados en esta Estrategia se han dividido en tres grandes grupos: métodos físicos o mecánicos, químicos y biológicos (**Tabla 3**). Sin embargo, la complejidad y variabilidad ambiental presentes en España hace necesaria una adecuación y ajuste de las metodologías existentes para cada especie o grupo de especies, así como una gestión integrada combinando distintos métodos, que suele ser la solución más eficaz y aceptable (Wittenberg & Cock, 2001). Por ello, los diferentes protocolos que se vayan desarrollando podrán contemplar, además de los métodos genéricos aquí citados, todos aquellos métodos específicos que se consideren adecuados.

Mejillón cebra, *Dreissena polymorpha* (EXOCAT)

Tabla 3.

Métodos de gestión, control y posible erradicación de EEI considerados en esta Estrategia.

Métodos físicos o mecánicos Métodos químicos	**Control físico de flora**	Arranque y desbroce	
		Extracción manual o mecanizada	
		Barreras flotantes	
		Cubrición o cubrimiento y solarización	
		Quemas controladas	
		Alteración de parámetros físicos	
	Control físico de vertebrados	Captura manual	
		Trampeo	Cajas o jaulas trampa
			Cepos y lazos
			Redes verticales o de niebla
			Nasas
			Redes de pesca
		Barreras de contención	
		Drenaje-desecación	
		Disparo	
		Descaste	
		Pesca eléctrica	
		Vallas de exclusión	
	Control físico de invertebrados	Retirada manual	
		Eliminación mecánica	
		Alteración de parámetros del medio	
		Quema	
	Control físico de invertebrados	Drenaje-desecación	
		Trampeo	
		Barreras de contención	
		Colocación de esteras o mantas bentónicas	
Métodos químicos	**Control químico de flora**		
	Control químico de invertebrados	Tratamientos químicos oxidantes	
		Tratamientos químicos no oxidantes	
		Tratamiento con otros agentes	
	Control químico de vertebrados		
Métodos biológicos	**Uso de agentes u organismos de control biológico**		Herbívoros
			Depredadores
			Parasitoides
			Parásitos
			Hongos saprófitos
			Agentes infecciosos
			Agentes productores de toxinas
	Uso de feromonas		
	Métodos disuasorios o repelentes		

Métodos biológicos	Control de la reproducción	Aceitado de huevos
		Localización de áreas de puesta
		Esterilidad quirúrgica
		Introducción de individuos estériles
		Anticonceptivos
		Inmunoanticoncepción
		Poblaciones mono-sexuales
	Introducción de genes de fatalidad inducible	
	Silenciamiento de hormonas clave a través de ARN interferente	

A continuación, se describen estos métodos de gestión, control y posible erradicación considerados para las especies contempladas en esta Estrategia, sus ventajas e inconvenientes y ejemplos de aplicación. Esta información se encuentra también resumida en forma de tabla en el **Anexo III** de la Estrategia.

3.2.1. Métodos físicos o mecánicos

Incluyen métodos mecánicos de retirada, pero también alteraciones físicas del medio, como el drenaje de masas de agua. Los primeros tienen la ventaja de permitir un control más selectivo, si bien el inconveniente es que precisan mucha mano de obra y deben repetirse o mantenerse a lo largo de los años, por lo que son muy costosos. Pueden ser empleados en programas de erradicación o control de la densidad y abundancia de una EEI, siendo eficaces cuando la población es aún pequeña y su extensión limitada. Las plantas que se reproducen por propagación vegetativa son más difíciles de controlar por este método, pero generalmente la erradicación es posible en pequeñas zonas de intervención (Wittenberg & Cock, 2001).

Control físico de flora

- **Arranque y desbroce**: el arranque puede realizarse manualmente o con ayuda de herramientas. Es esencial que incluya los órganos de reproducción vegetativa (rizomas, estolones, tubérculos, etc.) y que sea repetido periódicamente para evitar el rebrote. Hay que tener en cuenta tanto el posible rebrote de raíz como la presencia de bancos de semillas, según la especie. Por ejemplo, se ha observado que la eliminación de ejemplares adultos de *Ricinus communis* puede producir una activación del banco de semillas y rebrote masivo de ejemplares que pueden llegar a ocupar una superficie mayor que la inicial. Por lo tanto, es importante aumentar el conocimiento sobre las especies a tratar para definir

Retención del camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes* con barrera flotante (Confederación Hidrográfica del Guadiana)

mejor las actuaciones y su periodicidad. El desbroce consiste en eliminar la parte aérea a mano o con desbrozadora. Estos métodos pueden adaptarse para plantas acuáticas, instalando las desbrozadoras, cosechadoras y trituradoras sobre embarcaciones (Petr, 2000).

- **Extracción manual o mecanizada**: su objetivo es extraer las plantas acuáticas de la masa de agua y transportarlas a zonas habilitadas para su eliminación por desecación mediante retroexcavadoras y camiones, que retiran el material de los puntos de cargadero, donde es depositado por embarcaciones ligeras. El uso de maquinaria especializada puede ser fundamental en determinadas condiciones. Los medios mecánicos pueden complementarse con el uso de bombas de succión o cosechadoras, que extraen la planta y la depositan en la orilla. El empleo de personal para labores de retirada manual es imprescindible como apoyo a la extracción por medios mecánicos cuando las concentraciones son elevadas, en zonas no accesibles para la maquinaria y en trabajos de vigilancia para localizar nuevos focos. Es especialmente importante cuando las temperaturas bajan y las plantas dejan de reproducirse. En esta fase se retiran plantas dispersas por el río, en recovecos o entre la vegetación de ribera, precisándose el empleo de barcas o personal a pie en los tramos no accesibles a las embarcaciones. Cuando se trata de invasiones poco importantes o de escasa extensión, la retirada manual puede ser suficiente. En la Comunidad Valenciana se ha conseguido erradicar poblaciones incipientes de *Salvinia natans* y *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)* en tan solo un año. Por lo tanto, la extracción física es un método ambientalmente seguro y útil para reducir o eliminar pequeñas invasiones. En el caso de invasiones importantes, tiene limitaciones económicas y es muy probable que se produzcan re-invasiones a partir de fragmentos de plantas y semillas, pero se puede aplicar para contener la invasión y sus impactos negativos. En invasiones severas, debe complementarse con técnicas de restauración fluvial y ordenación de usos a largo plazo. Por ejemplo, con la maquinaria actual, se pueden extraer hasta 40 toneladas/hora de jacinto de agua. Aun así, la cosecha mecánica podría ser efectiva solamente donde la especie es limitada y está contenida en una zona de fácil acceso. Además, este método cuesta de media 600-1200 euros por hectárea, unas seis veces más que la lucha química con glifosato, pero tiene la ventaja de que permite frenar o incluso revertir la eutrofización (Wittenberg & Cock, 2001).

El control físico mediante las dos acciones anteriores se ha llevado a cabo con algunas EEI como la lagunilla (*Alternanthera philoxeroides*). Así, ha sido una medida eficaz para limpiar canales donde está presente (CABI, 2022). Para ello se emplean herramientas de corte, manuales o mecanizadas. Sin embargo, debido a la capacidad de rebrote de algunas EEI acuáticas (jacinto de agua, helecho de agua, caña, etc.) es fundamental retirar todos los fragmentos y llevar a cabo acciones de control posteriores, puesto que un pequeño fragmento de planta puede generar nuevas poblaciones (DiTomaso *et al*., 2013). Por ello, no es recomendable realizar el laboreo generalizado del sustrato donde aparece la planta (Julien & Broadbent, 1980). Sí está recomendado para la caña, en la que, tras cortar el tallo, se debe excavar la zona para eliminar por completo el rizoma de la planta.

- **Barreras flotantes**: se utilizan para retener las plantas que se dispersen siguiendo la corriente en medios fluviales, y sirven de elemento de apoyo a las embarcaciones que recolectan y acercan a la orilla el material vegetal para su extracción. Este sistema se ha mostrado eficaz en Extremadura para contener al jacinto de agua y evitar su proliferación más allá de la masa de agua afectada. De igual manera, en la Comunidad de Madrid se está empleando desde hace varios años para contener al duraznillo de agua (*Ludwigia peploides*) y evitar que la especie se propague aguas abajo, pero siempre deben ser consideradas como un apoyo a otras acciones conducentes a la erradicación, si es posible.

- **Cubrición o cubrimiento y solarización**: el primer método consiste en cubrir el sustrato con un material opaco como una lona o plástico de color negro para que las plantas se vean privadas de la luz necesaria para la fotosíntesis, lo que impide su crecimiento, germinación o rebrote. Se desaconseja el uso de materiales como paja procedente de la recogida de cultivos, que puede ser menos eficaz para cubrir la planta completamente y el viento o la lluvia pueden hacerla desaparecer, y se recomienda el uso de materiales como PVC o polietileno de alta densidad por sus excelentes resultados en el control de *Myriophyllum aquaticum* y *Ludwigia peploides*, así como materiales biodegradables como la fibra de yute, con la ventaja de no ser necesaria su retirada tras el tratamiento. Por otra parte, la solarización consiste en provocar la muerte de las plantas por sobrecalentamiento empleando un plástico transparente u opaco de color negro, que provoca la muerte de las plantas por el efecto combinado de calor extremo y privación de luz. Se usan en poblaciones muy localizadas y en especies

terrestres o acuáticas. La cubrición se ha mostrado eficaz en la caña (*Arundo donax*) o el plumero de la Pampa (*Cortaderia* spp.) en Francia y España (MITECO, 2018; CABI, 2022), y se han obtenido resultados positivos frente a *Elodea nuttalli* en Irlanda (Garland *et al*., 2022). También se ha estudiado su uso para el control de la hierba nudosa japonesa (*Fallopia japonica*), una EEI asociada a la vegetación de ribera (Dusz *et al*., 2021) y ha funcionado para erradicar la uña de gato (*Carpobrotus edulis*) en un experimento en Oliva (Valencia), aunque los autores del trabajo (Fos *et al*., 2021) remarcan la necesidad de cubrir la planta durante varios meses para su completa erradicación.

- **Quemas controladas**: este método debe ser evaluado para cada caso concreto, puesto que puede producir un fuerte impacto sobre las especies autóctonas y el coste económico adicional que supone la restauración posterior puede encarecer enormemente la acción. Además, hay especies que pueden rebrotar con más fuerza después de la quema, según se sugiere al analizar esta y otras medidas para el plumero de la Pampa (MITECO, 2018) o la caña (CABI, 2022). Igualmente, trabajos de revisión como el de DiTomaso *et al*. (2006) han detectado cambios a largo plazo en las comunidades de plantas, impactos sobre especies amenazadas, poblaciones de insectos y alteraciones en el suelo y en la hidrología. Sin embargo, además de la retirada manual y mecánica, en poblaciones de helecho de agua existentes sobre suelos húmedos se ha empleado la incineración como método de gestión después de la extracción.

- **Alteración de parámetros físicos**: como método complementario, se han sugerido modificaciones ambientales como la desecación estival, que provoca estrés hídrico y salino en la planta, la inundación (viable por ejemplo en algunos casos contra la caña, *Arundo donax*), o el aumento de la turbulencia de las aguas o del grado de sombreo, que son desfavorables para su crecimiento. Estas técnicas son poco selectivas, por lo que deberían utilizarse en poblaciones muy densas donde prácticamente sólo crezca la planta invasora. Además, la desecación solo podría llevarse a cabo en masas de agua o tramos fluviales aislados y de pequeño tamaño. Tras la desecación puede ser necesaria la retirada mediante retroexcavadora de una parte del perfil del lecho (10-15 cm) una vez seco para eliminar completamente las raíces que queden en el fondo, especialmente en el caso de especies con raíces muy finas que puedan romperse con facilidad. Este método se puede complementar con la solarización. En Extremadura se ha aplicado sobre *Myriohyllum aquaticum*, consiguiendo eliminar más del 91% de superficie ocupada por la especie.

Control físico de vertebrados

La captura y retención de fauna está regulada por la normativa de conservación y, en el caso de EEI, por la aplicable a este tipo de especies, que contempla la necesidad de la gestión de éstas por parte de las administraciones competentes y la posibilidad del empleo de prácticas cinegéticas y piscícolas para el control de ejemplares. En todo caso, su empleo debe estar sometido a un estricto control técnico y administrativo.

- **Captura manual**: es un método muy específico pero muy laborioso. En el caso de algunas especies de anuros pueden utilizarse reclamos o llamadas grabadas. En algunos casos puede ser importante la colaboración de gran número de personas (como voluntarios o población local), por ejemplo, en la recogida de galápagos exóticos y su transferencia a centros de recuperación donde pueden ser sacrificados. En el marco del proyecto Life Lampropeltis (2018) se ha llevado a cabo un gran esfuerzo de captura manual para la culebra real de California (*Lampropeltis californiae*) en la isla de Gran Canaria. Un grupo de personas, previamente formadas, baten las zonas mediante una búsqueda activa del ofidio. Este método es útil para capturar especies con comportamientos elusivos respecto a otro tipo de métodos de captura. La captura directa se puede llevar a cabo también sobre especies de galápagos de pequeño tamaño, como el de Florida (*Trachemys scripta*), aunque dado que este tipo de capturas está sujeto a encuentros accidentales y muy azarosos no resulta muy adecuado.

- **Trampeo**: se han utilizado numerosos tipos de artefactos para capturar animales vivos o muertos. En el segundo caso, solo deberían emplearse cuando no exista riesgo de captura accidental de especies no objetivo y asegurando que la muerte sea rápida y humana, mientras que, en el caso de las trampas no letales, pueden emplearse siempre que no provoquen daños al animal y los ejemplares de especies no objetivo capturados puedan ser liberados al medio. Las trampas deben ser vigiladas y comprobadas periódicamente. Este método suele emplearse en programas integrados de gestión. Según Orueta *et*

al. (2003) se contemplan los siguientes tipos de trampas:

- **Cajas o jaulas trampa**: cuando el animal entra, la puerta se cierra impidiendo su salida. Son poco específicas, en general, pero permiten la liberación de las especies no diana capturadas. En función del tipo de entrada hay distintas clases, por ejemplo, con puertas que se cierran al activarse un disparador, o con puertas de trampilla de un solo sentido, que permanecen cerradas pero son fáciles de abrir empujando y permiten numerosas capturas. Se han utilizado, por ejemplo, para la captura de visón americano, situándolas sobre plataformas flotantes para hacerlas más selectivas. Igualmente, es un método empleado en España para capturar mapaches, previo cebado con alimento (Orueta, 2003). También pueden utilizarse para la detección, colocando un huellero en el interior del túnel de madera de la plataforma. Se han empleado también trampas tipo *Larssen* o jaulas poligonales para atrapar gansos del Nilo.

- **Cepos y lazos**: capturan al animal apresándolo por una extremidad o el cuello. Pueden ser letales para animales pequeños y causar graves lesiones a los grandes, suponiendo un problema ético. Son, generalmente, poco específicos. Los cepos capturan al animal entre dos cuadros, normalmente metálicos, activados por un resorte, y existen varios tipos: rateras o ballestas (atrapan al animal por el cuello, rompiendo la espina dorsal, y están diseñados para micromamíferos), cepos de pata o "Duke trap" (capturan al animal por una extremidad, sin darle muerte, y los hay almohadillados o con mandíbulas más anchas para reducir el daño) o de cuello (cajas con un mecanismo de resorte que mata al animal cuando mete la cabeza atraído por un cebo). Los lazos y lazos-cepo capturan al animal con un filamento metálico o plástico mediante la tensión ejercida por el animal o con ayuda de un resorte. Los lazos también pueden ser modificados para impedir la muerte o lesiones a los animales capturados. Su uso es ilegal para la caza y para la captura en vivo debe realizarse con muchas precauciones. Los lazos-cepo comparten características de los lazos y los cepos. Cuando el animal pisa el disparador, un resorte cierra el lazo alrededor de la pata. En cualquier caso, los cepos y lazos se emplean normalmente para la captura de mamíferos y han sido el método más productivo para capturar ratas en Nueva Zelanda (Burns *et al*., 2000) y gatos asilvestrados en numerosos países (Orueta, 2003).

- **Redes verticales o de niebla**: los animales son capturados en una malla. Para aves de pequeño tamaño y murciélagos se pueden utilizar redes japonesas, cuya adquisición y uso está regulado y reservado a anilladores autorizados o actuaciones concretas de retirada de ejemplares. Puede considerarse para la captura y retirada del medio de bengalíes rojos (*Amandava amandava*) y otras EEI de las familias Estrildidae y Ploceidae (tejedores), presentes en numerosas zonas húmedas españolas, asociadas a vegetación palustre.

- **Nasas**: fabricadas generalmente con red de hilo, plástico o materiales vegetales y de dimensiones variables. Tienen un embudo de entrada que dificulta el escape y una puerta lateral para sacar las capturas. Es necesario elegir para cada especie el tipo de nasa más específico posible, y revisarlas periódicamente para reducir al máximo las capturas accidentales. Además, se pueden usar cebos atractivos y elegir el momento del año y del día más apto en función de la biología y ecología de la especie, aumentando también la eficiencia de captura (Oficialdegui, 2020). Para atraer a galápagos deben cebarse y la parte superior debe quedar por encima de la superficie, ya que si están completamente sumergidas son letales y pueden capturar a otras especies no diana, o bien pueden formar una barrera física en el cauce de acequias y canales, de forma que no es necesario el uso de cebo. También pueden utilizarse para vertebrados terrestres. Para peces, el diseño más común consiste en una banda que se fija tensada en el fondo, con una serie de embudos en los que los individuos tienden a entrar, quedando atrapados en las cámaras del fondo. El esfuerzo debe ser intensivo para poblaciones de baja densidad, por lo que puede ser poco viable a gran escala. Sus ventajas frente a la pesca eléctrica son su bajo coste, mayor efectividad en aguas turbias y utilidad en tramos no vadeables (Herrera-Arroyo, 2020). Una variante es la "Minnow-trap", formada por una nasa que puede ser de vidrio, plástico o red metálica, con una o varias entradas en embudo y que parecen funcionar especialmente bien para pequeños peces.

- **Redes de pesca**: capturan al animal enmallándolo para impedir sus movimientos. Pueden usarse tanto para peces como para renacuajos, según la luz de malla que se emplee. Para la captura de EEI

destacan las redes de izada, los esparaveles, atarrayas o redes de caída, los trasmallos (compuestos por varias redes con mallas de diferente luz) y otras redes de enmalle y enredo. Las redes de arrastre también son muy útiles para la extracción de peces invasores, principalmente en cuerpos de agua cerrados, o como sistema de barrera o cerco para el posterior uso de otros métodos como la pesca eléctrica. En España, la pesca con redes y otros métodos de extracción mecánica son medidas recurrentes para erradicar peces invasores en pequeños cuerpos de agua de alta montaña donde se conservan larvas de invertebrados y anfibios amenazados, como en la Laguna Grande de Peñalara (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama) donde, para la erradicación de salmónidos introducidos, se optó por una combinación de redes (en la laguna) y pesca eléctrica (en los arroyos tributarios) (Bosch *et al*., 2019).

- **Barreras de contención**: permiten aislar cuerpos de agua de alto valor ecológico o socioeconómico que aún no hayan sido colonizados, con vistas a contener la expansión de una EEI hacia zonas adyacentes que se encuentren conectadas. Se ha propuesto para evitar la recolonización de un tramo donde se han llevado a cabo medidas de erradicación, como en el caso de *Pseudorasbora parva* (Morcillo *et al*., 2017). Tienen la desventaja de impedir a su vez el movimiento de la mayoría de las especies, autóctonas y alóctonas. Existen muchos tipos: compuertas, rejas, tuberías, saltos de agua, etc. Una opción que parece muy adecuada es el uso de barreras temporales como presas desmontables diseñadas para el control de inundaciones, que han sido probadas con éxito para frenar el avance de la perca europea en el río Ubagua (Navarra). Estas pueden retirarse para permitir la migración de las especies autóctonas en otoño, son reutilizables, fáciles de instalar y de bajo coste. Además de barreras físicas, para peces se pueden usar barreras eléctricas, de burbujas o de CO2, que no son prácticas a gran escala pero pueden utilizarse, por ejemplo, para evitar que se introduzcan en tuberías (Aghajani *et al*., 2021).

- **Drenaje-desecación**: consiste en drenar un cuerpo de agua hacia el tramo localizado aguas abajo o la vaguada más cercana mediante bombeo o simplemente por gravedad. Es factible solamente en cuerpos de agua estancados de volumen intermedio (<0,7 ha) como estanques, balsas y pequeños embalses. De esta manera se logró erradicar a la gambusia (*Gambusia holbrooki*) en pozas y un embalse de pequeño tamaño en Australia (Henderson, 2002) y se están llevando a cabo algunas experiencias en aguas continentales del Parque Natural de la Serra de Collserola (Cataluña) para tratar de erradicar a *Paramisgurnus dabryanus* y, como objetivo secundario, a *Carassius auratus*, galápago de Florida y cangrejo rojo americano (Sorelló, 2020). Es un método aplicable a un gran número de especies piscícolas invasoras. Sin embargo, hay que tener en cuenta que algunas especies como *P. dabryanus* o el pez gato (*Ameiurus melas*), son capaces de sobrevivir durante tiempos prolongados de escasez de agua (Confederación Hidrográfica del Duero, 2011) y pueden enterrarse. Esto hace necesario que el vaciado de masas de agua deba ser realizado varias veces y se acompañe de la extracción de los sedimentos acumulados. De la misma manera, el drenaje o desecación debe emplearse en combinación con otros métodos, como las barreras de contención para evitar la dispersión o recolonización de EEI. Sin llegar a la desecación, la fluctuación del nivel del agua puede ser una medida recomendable no solo en cuerpos de agua grandes, si no también en zonas con abundantes EEI relacionadas con la propia altura de la lámina o la cercanía al agua. También puede utilizarse como ayuda para el empleo de otras técnicas, por ejemplo, para facilitar la captura con redes o reducir la cantidad de piscicida necesario para el control químico. Hay que asegurarse de que el agua utilizada para rellenar el cuerpo desecado está libre de EEI, para lo cual puede ser filtrada y/o tratada con piscicidas. Se trata de una técnica no selectiva por lo que, antes de la operación, deberán retirarse los ejemplares de especies con importante valor en conservación mediante redes o pesca eléctrica. Si el cuerpo de agua tratado no puede ser recolonizado por estas especies, deberá procederse a la repoblación una vez finalizado el proceso (Herrera-Arroyo, 2020; Valverde-Iglesias, 2020). Por otro lado, y ya que el tema de las EEI figura en el Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica, sería conveniente que en la Instrucción de Planificación Hidrológica (Orden ARM/256/2008) contemplase este tipo de movimientos con carácter general con el fin de facilitar la lucha contra las EEI.

- **Disparo**: es uno de los métodos más específicos y selectivos para controlar vertebrados terrestres. Puede ser recomendable su uso para algunas especies, generalmente en combinación con otros métodos como el trampeo. Tiene el inconveniente de que puede crear atractivo sobre una especie (en este caso, podría ser por su aprovechamiento cinegético) y puede generar oposición social a las labores de gestión. Su uso en áreas de alimentación fundamentales puede ayudar a controlar

poblaciones de aves invasoras, así como en las zonas donde su presencia sea indeseable, pero puede provocar su desplazamiento a otro lugar si no se realiza de modo integrado y paralelamente en todos los lugares sensibles. También se usa habitualmente para controlar pequeños carnívoros autóctonos o exóticos, pero con frecuencia se considera ineficaz dado su comportamiento esquivo. Algunos métodos utilizados no están permitidos como modalidades de caza y, por lo tanto, están prohibidos con carácter general. Sin embargo, su uso está justificado para el control de EEI, en todo caso, con los permisos administrativos pertinentes. Es uno de los métodos más eficaces para erradicar mamíferos de gran tamaño, como cabras en islas o de tamaño menor, como gatos asilvestrados. Del mismo modo, se considera el método más adecuado para abatir ejemplares de malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) y otras especies de aves acuáticas como el ganso del Nilo (*Alopochen aegyptiaca*), ya sea desde escondites en tierra o desde embarcación a motor y rececho desde un escondite flotante, aunque este último método no es recomendable debido al riesgo de desvío del disparo por el balanceo y el peligro que esto supone. Las armas utilizadas son rifles y carabinas (el calibre más empleado para animales de talla media es el 22, que en España requiere ser autorizado por las autoridades competentes para la caza, muy útil en el control de EEI por ser armas pequeñas y ligeras), escopetas, siendo recomendable el uso de perdigones de acero o, en su defecto, bismuto o wolframio (empleadas para el control de *O. jamaicensis* cuando no existe riesgo de alcanzar a otras especies), y armas de aire comprimido (más silenciosas y ligeras y cuyo uso también está prohibido con fines cinegéticos), empleadas habitualmente para controlar a las poblaciones de cotorra argentina (*Myiopsitta monachus*) o miná (*Acridotheres tristis*) en diferentes ciudades españolas (Álvarez-Pola & Muntaner, 2009; Carrete *et al*., 2021).

- **Descaste**: consiste en la pesca intensiva de una especie objetivo realizada por el personal encargado de las actuaciones de control, ya que con carácter general la ley prohíbe la pesca deportiva de EEI. Puede tratarse de pesca con gancho, arpón, arco, caña, etc. Aplicada en cuerpos cerrados de pequeña superficie y de forma intensiva puede disminuir considerablemente la población y, si el esfuerzo es sostenido en el tiempo, reducir el reclutamiento y mantener la población en niveles mínimos mitigando así sus efectos negativos (Louette & Declerck, 2006; Wittmann & Chandra, 2015). Para alcanzar resultados aceptables suele requerir un bajo nivel del agua y cierto aislamiento del tramo a controlar. Se desaconseja en áreas extensas, porque la inversión necesaria no alcanza a obtener resultados que la justifiquen (Cucherousset *et al*., 2006). Las experiencias han mostrado resultados dispares dependiendo de la especie. Debe evaluarse previamente la viabilidad de aplicación, ya que de afrontarse de manera insuficiente, intermitente o mal orientada (p.ej. para capturar sólo los individuos de mayor tamaño), a largo plazo la población puede experimentar una respuesta compensatoria, incrementado su crecimiento, fecundidad y supervivencia (Valverde-Iglesias, 2020). Puede ser adecuada para cualquiera de las 21 especies de peces consideradas en esta Estrategia, así como para la mayor parte de los crustáceos.

- **Pesca eléctrica**: consiste en aturdir mediante una descarga eléctrica de baja potencia a los ejemplares, permitiendo su captura a mano o con salabre. El campo eléctrico generado atrae a los peces (galvanotaxis). También puede usarse una descarga de alta intensidad, pero es un método menos selectivo. Debe ser realizada por personal especializado y las especificaciones de los muestreos diseñadas y calibradas según las necesidades de cada caso. En aguas más profundas y mayores superficies se efectúa desde una embarcación. El equipo más básico está formado por una batería y un regulador que se llevan a modo de mochila, y una pértiga. El voltaje depende de la conductividad del agua y debe regularse para evitar daños innecesarios a los peces, cuya susceptibilidad depende de su tamaño y la temperatura del agua. En el rio Estena, afluente del Guadiana, se ha utilizado esta técnica en época estival de 2003 a 2006 para reducir la abundancia de peces invasores (*Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Esox lucius* y *Alburnus alburnus*) y se llegó a la conclusión de que es efectiva en lugares poco profundos y poblaciones poco abundantes, pero su efectividad es dudosa frente a poblaciones con un gran número de ejemplares y el esfuerzo debe ser mantenido anualmente mientras exista conectividad con el lugar donde se producen las introducciones. En Extremadura se utiliza para el control de siluro en las zonas de remonte de barbos, de escasa profundidad. El procedimiento operativo está establecido por la norma UNE-EN 14011:2003 “Calidad del agua – Muestreo de peces con electricidad” (AENOR, 2007) y el protocolo oficial del Ministerio ML-R-FI-2015 (MAGRAMA, 2015), además de existir estudios científicos con recomendaciones para su ejecución (p.ej. Fernández-Delgado *et al*., 2014).

- **Vallas de exclusión**: pueden servir para contener a la especie en una zona determinada o impedir su entrada en una zona de alto valor ecológico (Wittenberg & Cock, 2001), así como para dirigir a los ejemplares hacia las trampas de captura. Es la manera en la que se está tratando de evitar la expansión de la culebra real de California en Las Palmas de Gran Canaria (Gobierno de Canarias, 2022).

Control físico de invertebrados

- **Retirada manual**: los de mayor tamaño, como caracoles o cangrejos de río, pueden ser retirados a mano (Wittenberg & Cock, 2001). La retirada a mano de invertebrados invasores se lleva a cabo anualmente en España para controlar al caracol manzana en el Delta del Ebro[5], de modo que se extraen tanto adultos como puestas, pero este tipo de acciones se acompañan de otros controles químicos o con inundación con agua marina. Este método puede ser efectivo en el caso de introducciones incipientes en áreas muy localizadas y con un bajo número de ejemplares. En la Comunidad Valenciana la retirada manual se utilizó con éxito para la eliminación de *Pomacea diffusa* en un tramo de acequia del marjal de Gandía. Asimismo, la extracción manual de la almeja asiática (*Corbicula fluminea*) es un procedimiento realizado por la Confederación Hidrográfica del Duero (2011) que tiene escaso impacto en el ecosistema, pero requiere gran cantidad de recursos económicos y humanos.

Cangrejo chino *Eriocheir sinensis*, capturado en L'Albufera de Valencia (Generalitat Valenciana)

- **Eliminación mecánica**: retirada de organismos incrustantes mediante cepillos, raspadores, aspiradores o agua a presión. De esta manera se ha tratado de controlar la proliferación del mejillón cebra en el interior de tomas de agua o en substratos artificiales atascados, pero no en la naturaleza.

- **Alteración de parámetros del medio**: debido al pequeño tamaño y dificultad de detección de algunos estadios vitales de los invertebrados acuáticos, frecuentemente la mejor opción para asegurar su eliminación es modificar determinados parámetros del agua tales como la temperatura, salinidad o pH. Estos métodos no son habitualmente aplicables en el medio natural. Sin embargo, las acciones desarrolladas en el Delta del Ebro contra el caracol manzana sí incluyen, como y se ha indicado anteriormente, el aumento de la salinidad mediante bombeo de agua de mar. Requiere de un aislamiento de los canales inundados, para evitar la transferencia de agua dulce y una buena coordinación entre todos los actuantes. Además, este tipo de alteraciones son útiles para eliminar EEI del equipamiento, tuberías e infraestructuras relacionadas con el uso del agua. Los tratamientos con luz ultravioleta, shock eléctrico y térmico por congelación o calor, etc. son efectivos para eliminar larvas y juveniles de algunas especies como el mejillón cebra. La luz ultravioleta constituye un tratamiento a priori inofensivo para el medio ambiente y particularmente eficaz para eliminar pequeños organismos en aguas de lastre y mercancías (Wittenberg & Cock, 2001). En el caso de la almeja asiática, según la Confederación Hidrográfica del Duero (2011), el aumento de la salinidad por encima de 14-17 ppm (partículas por millón) o la disminución del pH del agua por debajo de 5,6 influyen en gran medida sobre la supervivencia de la especie.

- **Quema**: este método se ha empleado para tratar de contener al caracol manzana en los canales del Delta del Ebro. Para ello se utiliza un quemador de propano situado en el extremo de un brazo mecánico instalado en un tractor. Gracias a este sistema se puede llegar a producir la erradicación total de las puestas en la vegetación de ribera. Como inconvenientes destacan la necesidad de

5 https://www.comunitatregants.org/pagina.asp?id=765

realizar varias pasadas, la repetición en la aplicación cada 10-15 días para que sea eficaz, la dificultad en el acceso a los canales y la forma de aplicación (MAGRAMA, 2020), además de ser un método agresivo para la biodiversidad nativa.

- **Drenaje-desecación**: la mayoría de invertebrados acuáticos invasores mueren en menos de 7 días de secado al aire. Algunos, como los caracoles manzana o mejillones cebra, son más resistentes, pero si se realiza la desecación prolongada de una masa de agua puede llegar a ser eficaz. Este método es poco eficaz para algunas especies de cangrejo de río, ya que hacen madrigueras, soportan bajas temperaturas y pueden sobrevivir sin agua por un tiempo prolongado (Oficialdegui, 2020). Sin embargo, según las directrices para la gestión de EEI de la Confederación Hidrográfica del Duero (2011), se alcanza una mortalidad cercana al 100% para la almeja asiática cuando se le somete a estrés hídrico durante 12 días.

- **Trampeo**: los invertebrados de mayor tamaño, como los cangrejos de río, se capturan mediante reteles o lamparillas, un método habitual para su pesca. Sin embargo, esta metodología no parece ser eficaz para erradicarlos ni para limitar su expansión a otras zonas (Confederación Hidrográfica del Duero, 2011). Además, los ejemplares más pequeños aumentan su supervivencia por la menor competencia con los adultos, lo que hace que puedan desarrollarse incluso más rápido.

- **Barreras de contención**: han demostrado ser útiles para frenar la expansión de *Procambarus clarkii* corriente arriba (Aghajani *et al*., 2021), pero no la evitan completamente debido a la dispersión terrestre de los cangrejos, que les permite sortear las barreras físicas que los contienen. Su construcción necesita una evaluación de impacto previa sobre otras especies que pueden necesitar la conectividad aguas arriba. Debido a su aversión por el dióxido de carbono, se puede emplear este gas para desplazar a los cangrejos de río a una sección más pequeña de un cuerpo de agua, para aplicar un tratamiento químico o facilitar la captura manual (Fredricks *et al*., 2020; Oficialdegui, 2020).

- **Colocación de esteras o mantas bentónicas**: especialmente útiles para eliminar organismos sésiles en medios confinados y no muy profundos, mostrando un 100% de mortalidad en ensayos realizados con almeja asiática. Tienen el inconveniente de no ser selectivos, por lo que no se recomienda su uso en el medio natural, y su acción es localizada (Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2020).

3.2.2. Métodos químicos

Los pesticidas se diseñaron inicialmente para el control de especies perjudiciales para la agricultura y vectores de enfermedades, y su uso generalizado provocó impactos muy negativos sobre los ecosistemas y la salud humana. Hoy en día, su uso está más restringido y existen productos más específicos y con menos efectos adversos. Aun así, su especificidad suele ser bastante baja y sus efectos pueden variar entre organismos y ser poco predecibles, por lo que solo deberían usarse cuando no exista alternativa y extremando las precauciones (empleando dosis mínimas, concentrando su aplicación en las áreas infectadas o individuos concretos, limitando el acceso de otros organismos o la expansión del producto, etc.). Es necesario el desarrollo de unos criterios técnicos claros para la aplicación del artículo 31 del Real Decreto 1311/2012, de 14 de septiembre, por el que se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios, especialmente en lo que se refiere a las condiciones a incluir en las autorizaciones excepcionales del 31.3.

El control químico es generalmente eficaz a corto plazo, pero sus inconvenientes son un coste elevado, efectos secundarios sobre especies no diana, necesidad de repetir las aplicaciones y posibilidad de que las EEI tratadas desarrollen resistencia a estos productos, lo que hace necesario aumentar la dosis o aplicar diferentes pesticidas, aumentando el coste medioambiental (Wittenberg & Cock, 2001). Además, no se toma en cuenta el efecto cóctel de los productos químicos (concepto recién introducido por la Estrategia europea sobre los productos químicos para la sostenibilidad que se publicó el 14 de octubre de 2020) al evaluar los riesgos de estos productos.

Por lo tanto, es necesaria una mayor investigación en materia de métodos químicos que permitan luchar contra las especies exóticas invasoras de una manera más eficiente y sin efectos secundarios sobre especies no diana.

Control químico de flora

Los fitocidas o herbicidas son sustancias químicas que inhiben total o parcialmente el desarrollo de las plantas. Pueden ser de contacto, que actúan inmediatamente y sólo afectan a la parte tratada, o sistémicos, que son absorbidos y trasladados a distintas partes del vegetal, actúan más lentamente pero casi siempre matan completamente a la planta. Pueden aplicarse de manera no selectiva, tratando formaciones vegetales, o bien de manera selectiva, aplicándose de manera individualizada a cada uno de los ejemplares que se desea eliminar. Se obtienen mejores resultados cuando se combinan con algún método de control mecánico. En el medio natural pueden plantear problemas debido a su escasa especificidad y a la posibilidad de acumularse en el suelo y en los organismos. Además, en medios acuáticos presentan problemas derivados de su dispersión por disolución o arrastre. Es importante la formación de los operarios en la identificación de especies, puesto que se han dado casos de carrizo y *Typha* spp. autóctonos rociados en tareas de control de *Arundo donax*. Además, es imprescindible la formación previa al uso de productos químicos (Real Decreto 1311/2012).

Con carácter general, la legislación nacional (Real Decreto 1311/2012, de 14 de septiembre, por el que se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios), establece en su artículo 31 que cuando se apliquen productos fitosanitarios se tomarán las medidas necesarias para evitar la contaminación difusa de las masas de agua, recurriendo, en la medida de lo posible, a técnicas que permitan prevenir dicha contaminación y reduciendo, también en la medida de lo posible, las aplicaciones en superficies muy permeables. También señala que cuando se apliquen productos fitosanitarios se respetará una banda de seguridad mínima de 5 metros con respecto a las masas de agua superficial, sin perjuicio de que deba dejarse una banda mayor cuando así lo establezca la autorización y figure en la etiqueta del producto fitosanitario utilizado. Ello no aplica en el caso de cultivos en terrenos inundados (como arrozales), ni acequias para riego o similares, sin perjuicio de lo que establezca la autorización del fitosanitario. Si se prevé riesgo de contaminación en estos casos, la comunidad autónoma debería adoptar las medidas para mitigarlo.

En Sudáfrica se aplicó glifosato para el control de *Azolla* spp., consiguiendo eliminar la invasión a corto plazo, pero con un elevado impacto en otras poblaciones de flora y fauna. El uso del glifosato está aprobado en la UE de momento hasta el 15 de diciembre de 2033, de acuerdo con el Reglamento de Ejecución (UE) 2023/2660. Este tipo de control es rápido, pero requiere una continua aplicación debido a la germinación constante de esporas, por lo que a la larga estos tratamientos son inviables.

El glifosato, junto al triclopir, se ha propuesto para algunas especies arbóreas que pueden encontrarse en entornos de medios acuáticos, como las del género *Acacia* (para aplicar después de su tala, directamente sobre el tocón; ver p. ej. Santos y Monteiro, 2007; Dufour-Dror, 2013), aunque parece mostrar diferencias respecto a su eficacia. Para el ailanto (*Ailanthus altissima*), en cambio, se sugiere retirar de manera previa la corteza del árbol para que el tratamiento posterior con herbicidas sistémicos sea eficaz. En la Comunidad Valenciana, la experiencia en el control de esta especie indica que el método más efectivo para su eliminación es la tala y aplicación de Garlon gs en el tocón, seguido de aplicación foliar de glifosato a los rebrotes durante varias anualidades, hasta que deje de producirlos.

Como alternativa a los herbicidas sintéticos, actualmente se están desarrollando investigaciones en el contexto internacional sobre la posible aplicación de extractos de algunas especies silvestres del género *Artemisia* para reducir el crecimiento de *Azolla filiculoides*.

Control químico de invertebrados

El empleo de biocidas es el método más común de control de invertebrados, lo que ha llevado a la aparición de resistencias y el desarrollo de estrategias de control integrado y de nuevas materias activas, como los reguladores e inhibidores del crecimiento de insectos. Algunos métodos son relativamente específicos.

Para moluscos acuáticos invasores como el mejillón cebra y la almeja asiática se pueden utilizar dos tipos de tratamientos, oxidantes o no oxidantes, siempre en el interior de instalaciones, nunca en aguas abiertas. Pueden ser utilizados de forma preventiva, durante la época de entrada de larvas, o reactiva, una o varias veces al año dependiendo del grado de invasión y de la estrategia a seguir. Hay que tener en cuenta distintos factores como la concentración necesaria de producto y el tiempo de exposición (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2020; Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014):

- Tratamientos químicos oxidantes: cloro y sus derivados (hipocloritos, dióxido de cloro), bromo, peróxido de hidrógeno, ozono y permanganato potásico, entre otros. La cloración es el método más utilizado. Su acción desinfectante es muy elevada, siendo efectivo a bajas dosis, aunque su eficacia depende de factores como la temperatura, el pH y el contenido de materia orgánica del agua. Afecta tanto a larvas como a adultos, sin embargo, los adultos de mejillón cebra pueden detectar los químicos oxidantes y cerrar sus valvas durante hasta dos semanas, reduciendo la eficacia del tratamiento. Por lo tanto, el tratamiento debe repetirse periódicamente para mantener a esta especie bajo control. Además, el cloro tiene un efecto corrosivo importante en metales y genera componentes tóxicos al oxidar la materia orgánica, existiendo valores límites en los vertidos. Por otra parte, el ozono tiene el doble de capacidad de oxidación que el cloro, requiere tiempos inferiores de aplicación y se disipa muy rápidamente, por lo que no tiene efecto residual en los vertidos. En cuanto al ácido paracético (peróxido de hidrógeno combinado con ácido acético), un ejemplo de tratamiento exitoso es el llevado a cabo en 2017 en el marco del proyecto LIFE INVASEP en la cuenca del Guadiana para eliminar a la almeja asiática en un sistema formado por 84 km de tuberías, consiguiendo una mortalidad cercana al 100%.

- Tratamientos químicos no oxidantes: sulfato de aluminio, nitrato amónico, metasulfito de sodio, sulfato de cobre, potasio, y otros molusquicidas. Su coste es mayor, pero se utilizan a dosis inferiores. La mayoría de compuestos son de fácil aplicación y no provocan problemas de corrosión en superficies metálicas, sin embargo, son menos eficaces y algunos pueden ser tóxicos. Igualmente, el uso de saponinas después de la cosecha de arroz para controlar al caracol manzana produce buenos resultados[6]. Sin embargo, durante su aplicación, la inundación del lugar debe ser mínima para asegurar una adecuada concentración del producto en el terreno. Además, se deben considerar los posibles impactos ambientales en su uso y requiere de una autorización excepcional.

- Tratamientos con otros agentes: para cangrejos de río se han probado experimentalmente distintos biocidas (piretroides sintéticos, piretrinas naturales, rotenona, amoníaco, organofosforados y organoclorados, etc.). Su aplicación ha demostrado ser exitosa en la erradicación de algunas poblaciones en masas de agua pequeñas y confinadas en Europa (Nunes, 2019). Sin embargo, debido a la baja especificidad de los biocidas para crustáceos, bioacumulación y otros impactos, estos son poco adecuados como medida de control recurrente (Oficialdegui, 2020).

Control químico de vertebrados

Suele tener consecuencias negativas debido a la transmisión de tóxicos a través de la cadena trófica, de manera que su uso debe conllevar importantes medidas preventivas. El empleo de venenos está prohibido de forma general para vertebrados, existiendo excepciones debidamente autorizadas y justificadas (piscicidas como la rotenona, antimicina, lampricidas, Piretroides, amoniaco…). Un ejemplo del uso de ictiotóxicos del grupo de la rotenona es el que se llevó a cabo en la laguna de Zóñar (Córdoba), donde se logró eliminar satisfactoriamente las poblaciones de carpa, carpín y gambusia y recuperar el funcionamiento natural de la laguna (Fernández–Delgado *et al*., 2014). De igual manera, la rotenona se ha utilizado con éxito para la erradicación de la gambusia en lagunas litorales para la conservación del samaruc (*Valencia hispanica*) en Cataluña, en el marco del proyecto SOS Samaruc[7].

El uso de piscicidas es la medida de erradicación más utilizada en países con una amplia trayectoria de gestión de comunidades piscícolas afectadas por especies exóticas o enfermedades. En general, los piscicidas no son selectivos. De entre ellos, la rotenona es el más utilizado frente a otros más generalistas como la antimicina o específicos como los lampricidas (Herrera-Arroyo, 2020). Tanto la rotenona como la antimicina son tóxicos para los anfibios. La antimicina, al contrario que la rotenona, no afecta a los invertebrados en cauces de montaña. Sin embargo, la rotenona no es tóxica para aves y mamíferos y se degrada rápidamente en el medio, por lo que las comunidades de invertebrados afectadas pueden recuperarse en un tiempo breve. Además, puede ser neutralizada con permanganato potásico (Finlayson *et al*., 2010) y, para evitar sus efectos sobre especies no diana, se puede capturar un stock de especies

6 https://www.comunitatregants.org/pagina.asp?id=765

7 https://andrena.org/es/project/s-o-s-samaruc/

nativas para proceder a su suelta tras la campaña de erradicación (Herrera-Arroyo, 2020). Esta se organiza en cinco fases (Finlayson *et al*., 2010; Morcillo *et al*., 2017):

- Planificación: consta de aspectos comunes para la aplicación de otras medidas (elección, cronograma, coordinación entre administraciones, asesoramiento de expertos, etc.), además de requisitos burocráticos para obtener permiso para utilizar el producto. Los pasos necesarios para cumplir con los requisitos de la normativa han sido citados por Morcillo *et al*. (2017) tras la realización de un proyecto piloto para erradicación de *Pseudorasbora parva* en el río Alcollarín (Cáceres).
- Pretratamiento: estimación de la cantidad necesaria de producto, aislamiento, formación de los trabajadores, captura en vivo y mantenimiento de los ejemplares de las especies autóctonas, señalización y coordinación con agentes implicados.
- Tratamiento: preferiblemente en verano o cuando el nivel del agua sea el más bajo, aplicación del producto, recogida de peces muertos y gestión de residuos. La metodología de aplicación depende de la corriente y profundidad del cuerpo de agua, pudiendo hacerse a través de motobomba portátil o desde una embarcación, por inyección a través de una manguera de fondo, estaciones de goteo, etc.
- Postratamiento: medición de concentración de rotenona en agua y reintroducción de ejemplares autóctonos previamente capturados y mantenidos en vivo.
- Seguimiento: comparación de los grupos faunísticos a los que puede haber afectado el tratamiento a los 6 meses y un año después.

Según Herrera *et al*. (2020), esta medida es la única opción viable para erradicar por completo EEI en masas de agua que, por su tamaño, no permiten otro tipo de medidas. Además, es un procedimiento rápido que abarca a todos los estados post embrionarios y no afecta negativamente a los invertebrados. De hecho, algunos autores como Schnee *et al*. (2021) encontraron una recuperación rápida después de su aplicación. Otros investigadores, como Beaulieu *et al*. (2021) observaron efectos negativos, aunque estos tienen una fuerte dependencia del tiempo de exposición al producto (Kjærstad *et al*., 2021). De este modo, la rotenona provoca la muerte de todos los organismos con respiración branquial, si bien no actúa sobre huevos y embriones. En general, tiene escasa aceptación pública (Finlayson *et al*., 2010; Turner *et al*., 2007). En cualquier caso, las autorizaciones concedidas al amparo del control sobre especies deberían llevar siempre asociada una evaluación de los efectos producidos, tanto sobre las especies diana como sobre las autóctonas y las redes tróficas presentes en el lugar de aplicación.

3.2.3. Métodos biológicos

Incluyen el uso de enemigos naturales (control biológico), sustancias de origen biológico o la alteración de procesos naturales:

- **Uso de agentes u organismos de control biológico**: consiste en el uso de especies o patógenos que resultan dañinos para las EEI, pero no para las especies autóctonas o cultivadas. Es un método rentable, permanente, autosuficiente y más seguro ecológicamente debido al carácter especialista de los organismos utilizados, si se utiliza conforme a las regulaciones de importación e introducción de agentes de control biológico. Generalmente se trata de especies exóticas, por lo que deben someterse a análisis de riesgos para evaluar su potencial invasor. La Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal, en su artículo 44.1 determina que la introducción en España, distribución y liberación de organismos de control biológico exóticos (fundamentalmente como producto fitosanitario biológico, empleado contra plagas agrícolas) requiere autorización previa del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA), previo informe del MITECO sobre el posible impacto ambiental y afección a la biodiversidad. En cualquier caso, siempre es más recomendable el uso de especies nativas, realizar estudios previos *in situ* y contar con un plan de retirada en caso de desborde. También podría ser interesante limitar la reproducción de los organismos empleados mediante los métodos que se mencionan más adelante (poblaciones monosexuales, control hormonal, fatalidad inducida, etc.).
  Sus principales inconvenientes son la incertidumbre sobre el grado de control a alcanzar y el

tiempo necesario para el establecimiento de los agentes para un impacto total. Por ejemplo, la lucha biológica contra el jacinto de agua puede reducir su biomasa un 70-90% en combinación con fitocidas, pero el tiempo efectivo para que esto ocurra, en ambientes tropicales, es de entre 2 y 4 años y los resultados varían en función de la amplitud de la infestación, el clima, la calidad del agua, etc. (Wittenberg & Cock, 2001). En ocasiones, su especificidad no es total, por lo que pueden llegar a convertirse en un problema. Se puede requerir que existan estudios concretos sobre su especificidad, riesgos sobre especies autóctonas no diana (competencia interespecífica, desplazamiento, depredación), riesgos por hibridación con taxones autóctonos, etc. Aunque este método es recomendable para reducir la población de una EEI establecida a niveles tolerables, la teoría de la autorregulación natural de las poblaciones sugiere que la erradicación mediante este método no se alcanzaría (Wittenberg & Cock, 2001), por lo que normalmente se emplea en combinación con otros. Los organismos patógenos han sido más eficaces que los depredadores para reducir las poblaciones de especies alóctonas y son relativamente más específicos, aunque se conocen casos dramáticos de cambios de huésped. Además, como dependen en cierta medida del contacto y de las interacciones sociales para su transmisión, las enfermedades sólo son efectivas a densidades elevadas.

- **Herbívoros**: se han empleado herbívoros domésticos y silvestres para controlar el avance de plantas terrestres e incluso acuáticas. El inconveniente es que esto puede generar interés económico en torno a una especie invasora en mayor medida que otros métodos como la retirada manual. En otros casos, los herbívoros implicados en el control son también especies exóticas. La mayor parte son invertebrados altamente especializados que pueden reducir la población a niveles tolerables. Por ejemplo, *Salvinia molesta* ha sido eficazmente controlada por el gorgojo *Cyrtobagous salviniae* (Petr, 2000), y se ha observado en diversos lugares del mundo, incluyendo España (Comunidad Valenciana). El coleóptero *Stenopelmus rufinasus* se alimenta exclusivamente de *Azolla filiculoides* y es capaz de ejercer un control eficaz sobre este helecho (McConnachie *et al*., 2004).

- **Depredadores**: se conocen numerosos casos de introducciones de vertebrados con fines de control biológico que han resultado en desastres ecológicos, generalmente por tratarse de especies exóticas y/o por su baja especificidad en la elección de sus presas (por ejemplo, los zorros en Australia para controlar a los conejos). Sin embargo, la introducción de depredadores nativos está permitida y ha sido utilizada en Europa, como es el caso de la anguila europea (*Anguilla anguilla*) para el control de poblaciones de cangrejos de río exóticos (Aquiloni *et al*., 2010; Musseau *et al*., 2015). Para el control de *Gambusia holbrooki* se ha propuesto la utilización en cuerpos de agua aislados de especies diádromas como *Galaxias maculatus*, (originaria de Oceanía y América del Sur) pero que no se podrían reproducir sin acceso a aguas saladas. No obstante, la existencia de poblaciones naturales de estos peces, aisladas del mar, indica que esta opción es arriesgada. La presión depredadora sobre las EEI será mayor en ecosistemas sanos que degradados, por lo que mejorar la calidad del hábitat es una medida prometedora (Lemmers *et al*., 2021). Para el control del mejillón cebra se ha propuesto favorecer a los depredadores naturales, como patos buceadores, cangrejos de río, algunos mamíferos, y peces (Capdevila-Argüelles *et al*., 2006). Para el control de las especies de cangrejos también se considera de interés favorecer a depredadores como la anguila, aunque existe un riesgo de que los ejemplares de cangrejo que sobrevivan se reproduzcan más, lo que podría provocar incremento de las poblaciones remanentes.

Mejillón cebra, *Dreissena polymorpha* (Life Invasaqua)

- **Parasitoides**: la dependencia de su huésped suele ser muy estrecha, por lo que se consideran buenos candidatos para el control de plagas. El estudio del uso de parasitoides se

ha desarrollado más en el ámbito de la agricultura, como por ejemplo para la lucha contra la mosca mediterránea de la fruta (*Ceratitis capitata*), o en el ámbito de las plantas ornamentales para la lucha contra la mariposa del geranio (*Cacyreus marshalli*). Sin embargo, el uso de estos organismos plantea ciertos inconvenientes. Así, el empleo de *Cactoblastis cactorum* como método de control biológico de las chumberas invasoras en el Caribe supuso su expansión a Estados Unidos y México, con consecuencias catastróficas para las cactáceas autóctonas, tanto en la naturaleza como en cultivos (Stiling, 2002; Capdevila-Argüelles *et al*., 2006) y se está realizando un gran esfuerzo para controlarla (Bloem *et al*., 2005). Por tanto, el uso de parasitoides siempre debe contar con los adecuados análisis de riesgos y el nivel de conocimiento sobre sus efectos debe ser satisfactorio.

- **Parásitos**: pueden pertenecer a gran variedad de grupos taxonómicos. Tienden a debilitar, más que eliminar, a la especie huésped. Tienen cierto potencial para el control de EEI, siendo más específicos y eficaces que los depredadores para reducir poblaciones alóctonas, pero se conocen casos de cambio de huésped y generalmente solo son efectivos a densidades elevadas y deben ser complementados con otras técnicas. Como ejemplo, algunos parásitos conocidos para el control específico del mejillón cebra son *Bucephalus polymorphus*, *Aspidogaster* spp. y espirocistos de *Phyllodistomum* spp. o Scuticociliatida.

- **Hongos saprófitos**: la inoculación de hongos saprófitos autóctonos en el interior del tronco de árboles invasores tras la tala provoca la muerte del tocón. Este método, desarrollado en el marco del proyecto LIFE INVASEP, se está utilizando con éxito para el control de la acacia y el ailanto en Extremadura (Junta de Extremadura, 2021)[8].

- **Agentes infecciosos**: respecto a los virus, se ha considerado la dispersión de *Rhabdovirus carpio*, un virus que afecta a las carpas y a otras especies en piscifactorías, para controlar las poblaciones de *Cyprinus carpio*, pero su especificidad y capacidad de cambiar de huésped son cuestiones que deben ser consideradas previamente. Estudios más recientes han identificado el edema virus de las carpas y herpes virus koi como potenciales agentes de control (Aghajani *et al*., 2021). El hongo mitospórico *Beauveria bassiana* se ha usado como control biológico (Güerri-Agulló *et al*., 2011) de coleópteros como el picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*).

- **Agentes productores de toxinas**: consiste en el uso de algunos microorganismos, como *Bacillus thuringiensis*, que produce toxinas letales para la procesionaria del pino y otros invertebrados. Existen varias subespecies, que son relativamente específicas, y eventualmente podrían considerarse para el control de EEI.

- **Uso de feromonas**: las feromonas son sustancias emitidas por un organismo que provocan una reacción específica, comportamiento particular o alteración del desarrollo en individuos de la misma especie. Pueden ser de agregación, de alarma, de dispersión, de marcaje y sexuales. Se pueden usar como cebo para el trampeo o control químico, especialmente en especies que se encuentren muy dispersas (Torres, 2005), o para perturbar la comunicación química entre individuos de una especie, reduciendo el apareamiento, lo cual se traduce en una fuerte disminución de los efectivos al cabo de unas generaciones. Es un método muy específico. También existen aleloquímicos que actúan a nivel interespecífico (alomonas y kairomonas). En cangrejos de río (*Procambarus clarkii* y *Pascifastacus leniusculus*), se ha demostrado que el uso de feromonas atrayentes o de hembras maduras en las trampas durante el periodo de reproducción aumenta el éxito de captura, siendo este incremento similar al obtenido con nasas cebadas (Stebbing *et al*., 2014; Poulet, 2014), aunque no se ha demostrado su eficacia para atraer a los ejemplares jóvenes.

- **Métodos disuasorios o repelentes**: existen diversos métodos para repeler o ahuyentar, fundamentalmente a las aves. Solo se recomienda su uso para evitar el impacto puntual en lugares conflictivos. El uso de halcones de cetrería es habitual en los aeropuertos, y otros dispositivos de disuasión se emplean como complemento, con distinta eficacia en función del método empleado y la especie: figuras de rapaces, serpientes de goma, espantapájaros, luces, objetos brillantes, punteros láser, chorros de agua, llamadas de alarma, dispositivos sonoros que producen detonaciones para

8 Los manuaes elaborados en el marco del proyecto Life Invasep están disponibles on line: http://www.invasep.eu/ANEJO%20A1.8_MANUAL%20ACACIAlq.pdf

ahuyentar tejedores (familia Ploceidae) de cultivos de arroz, etc. También se pueden utilizar reclamos sonoros o señuelos (modelos o animales vivos) para atraer a algunas especies hacia una trampa. En cualquier caso, la aplicación de estos métodos para la lucha contra las EEI es limitada, y debe complementarse con otros que faciliten su control.

- **Control de la reproducción**: es una vía incruenta de controlar el crecimiento de una población de una EEI pero, debido a la supervivencia de los adultos, no se eliminan los impactos causados y su coste suele ser mayor que el de la eliminación de adultos. La elección de estos métodos está justificada en los casos en los que la población adulta sea menos accesible que sus huevos (por ejemplo, en el caso de los anfibios) y cuando se pretende frenar el incremento de una EEI en un área determinada. En ningún caso se debería optar por el control de la reproducción como método único de manejo de una población si su presencia causa algún tipo de daño ambiental. Entre las diferentes técnicas para el control de la reproducción pueden citarse:

    - **Aceitado de huevos**: tratamiento con sustancias que obstruyen los poros de la cáscara, interrumpiendo el intercambio de gases y matando al embrión. La inmersión en parafina líquida impide la eclosión hasta en el 100% de los casos, y se ha empleado en el control experimental de malvasía canela. También se ha utilizado aceite de maíz y el rociado con una emulsión oleosa, que se puede hacer con un fumigador de mochila en la parte expuesta de los huevos a un coste muy bajo y con una elevada eficacia (Johnson *et al*., 2001). Otros métodos que se han utilizado o propuesto para el control de barnaclas canadienses (*Branta canadensis*) y otras especies de aves son el pinchado de huevos para interrumpir la asepsia en el interior, la inyección con formol y el agitado enérgico de los huevos. Estos métodos son totalmente selectivos.

    - **Localización de áreas de puesta**: en el caso de las tortugas de Florida, un método que se ha empleado para reducir su éxito reproductivo consiste en la búsqueda de áreas de puesta para localizar los nidos, eliminar los huevos mediante rotura y/o capturar a las hembras grávidas antes de realizar la puesta.

    - **Esterilidad quirúrgica**: generalmente los ensayos realizados muestran que la proporción de individuos estériles de una población debe de ser muy grande para que se noten los efectos en los parámetros poblacionales. Además, algunas especies pueden regenerar sus órganos reproductivos, como en el caso de peces (por ejemplo, las carpas) y el coste asociado a esta técnica la hace inviable para poblaciones importantes. Sin embargo, los tratamientos de esterilidad genética podrían ser viables, si bien se requiere mayor investigación al respecto (Aghajani *et al*., 2021).

    - **Introducción de individuos estériles**: consiste en liberar masivamente al medio individuos estériles y/o portadores de genes letales o subletales obtenidos mediante la exposición a agentes mutagénicos o mediante cruzamientos interespecíficos para reducir el éxito reproductivo de la especie (Manfrin *et al*. 2019). Se ha puesto en práctica con peces como la trucha arcoíris en España y las lampreas en EEUU (Lowell & Stone, 2005), con cangrejos de río, etc. En un lago de Italia, tras dos años aplicando este método se consiguió una reducción del 87% de la población de cangrejo rojo (Aquiloni & Zanetti, 2014). Tiene la desventaja de que su aplicación rutinaria y a gran cantidad de individuos es difícil logística y financieramente (Oficialdegui, 2020).

    - **Anticonceptivos**: se ha propuesto el uso de diversos productos para esterilizar por vía oral a especies invasoras de aves o mamíferos, pero plantean el problema de que requieren el mismo esfuerzo que el uso de tóxicos y sus efectos sobre especies no diana son igualmente indeseables. En la ciudad de Barcelona se ha utilizado nicarbazina para esterilizar a las palomas bravías. Sin embargo, el trabajo desarrollado por Senar *et al*. (2021) mostró que no tiene efectos sobre el tamaño poblacional en la ciudad. Su aplicación para el control de EEI propias de medios acuáticos en la naturaleza ofrece grandes dudas, puesto que se necesita un riguroso control de la dosis ingerida por cada ejemplar (Giunchi *et al*., 2007).

    - **Inmunoanticoncepción**: consiste en “vacunar” a los individuos con un fragmento de ADN responsable de codificar anticuerpos contra los propios gametos u hormonas relacionadas con la fecundidad. En Australia y Nueva Zelanda se está investigando en mustélidos (Hinds *et al*.,

2000) y otros mamíferos. También está en desarrollo para peces como *Cyprinus carpio* (Aghajani *et al*., 2021), en los que se introducen genes mediante retrovirus para bloquear la reproducción. Se realiza a través de la ingesta de una "vacuna" oral mediante cebos o usando un vector portador (normalmente un virus transgénico). Este último método es muy específico y, si el vector elegido es adecuado, unos pocos individuos infectados pueden transmitir la esterilidad a toda la población. Sin embargo, presenta el riesgo de que el vector llegue a la población nativa de la especie diana o bien rompa la barrera específica, afectando a otras especies.

  - **Poblaciones mono-sexuales**: se ha planteado la posibilidad de comercializar individuos de un solo sexo en aquellas especies con potencial invasor que aún no han sido catalogadas como tal, como por ejemplo los galápagos exóticos. Se ha combinado esta técnica con la de individuos estériles para introducir la trucha arcoíris en determinadas masas de agua. Otra forma de conseguir poblaciones de un solo sexo, incapaces de reproducirse, consiste en masculinizar a los individuos de la población alterando las hormonas responsables de la diferenciación sexual, como se ha hecho en cangrejos de río (Manfrin *et al*., 2019).

- **Introducción de genes de fatalidad inducible**: es una estrategia que supone crear híbridos con componentes genéticos que les hagan susceptibles a un tratamiento letal o sustancia particular, por ejemplo, el zinc en carpas. Todavía está en desarrollo (Aghajani *et al*., 2021).

- **Silenciamiento de hormonas clave a través de ARN interferente (iRNA)**: consiste en el bloqueo de la producción de hormonas de muda en artrópodos (ecdisoma) o del sistema inmune, afectando a la supervivencia de la especie. Podría aplicarse para restringir la propagación del cangrejo rojo americano (Manfrin *et al*., 2019). Este método es relativamente barato y potencialmente fácil de aplicar durante todo el año a través de cebos (Oficialdegui, 2020).

3.3. Eliminación y gestión de restos

Es frecuente que se planteen problemas para gestionar los ejemplares y restos extraídos del medio cuando se aplican algunas acciones como las analizadas anteriormente. Por ello, esta Estrategia también incluye un listado de las formas más adecuadas de eliminación de los restos generados según la bibliografía consultada. El objetivo de estas acciones es doble: por un lado, se evita la presencia de residuos en el medio ambiente; por otro, se impide que la dispersión no intencionada de restos pueda llegar a generar

Tortuga de Florida, *Trachemys scripta* (CENEAM. A. Moreno Rodríguez)

una nueva población de la EEI. En ausencia de partes reproductoras, los restos pueden mantenerse en el lugar donde se realiza la actuación, lo que rebaja el coste de gestión. En caso de optar por la retirada o traslado a otro lugar para su posterior destrucción, deben tomarse muchas precauciones para no dispersar accidentalmente las semillas o propágulos a zonas libres de invasión, teniendo especial cuidado con la maquinaria, las herramientas, ropa y calzado utilizados (Herrera y Campos, 2006).

Así pues, se han identificado los siguientes métodos para gestionar los residuos generados, fundamentalmente para el caso de flora exótica invasora:

- **Triturado *in situ***: se realiza mediante el uso de trituradoras portátiles que producen restos muy pequeños de materia vegetal. Posteriormente se llevará a cabo el traslado a un centro gestor o se permitirá su secado sobre suelo. Se emplea para especies de vegetales leñosas como el ailanto, pero también para otras que ocupan una gran superficie, como la caña.

- **Embolsado y traslado a centro gestor autorizado**: los restos se acumularán en sacos o bolsas de plástico herméticamente cerradas, utilizando doble capa en el caso que fuera necesario para su correcto sellado. Su transporte desde el punto de extracción hasta las zonas habilitadas se realizará en remolques sellados con plástico, para evitar cualquier posibilidad de dispersión durante el trayecto. Esta modalidad de transporte de los restos se ha llevado a cabo para especies como la oreja de gato (*Tradescantia fluminensis*) en Andalucía (Dana *et al*., 2014), pero es extrapolable a cualquier especie vegetal que tenga capacidad de diseminar esporas o semillas después de su extracción del medio, como *Azolla* o el plumero de la Pampa.

- **Secado sobre suelo**: depósito de los ejemplares extraídos sobre el terreno o una base colocada al efecto, con cuidado que no enraícen de nuevo, hasta que se sequen y degraden. El lugar donde se realice deberá ser uno especialmente habilitado para ello, alejado de núcleos urbanos y de los cauces fluviales, con nula posibilidad de escorrentía. De esta manera se tratan habitualmente las especies vegetales que se desarrollan dentro del agua, como el camalote o *Azolla*. Es necesario tomar medidas preventivas para evitar la diseminación de las semillas o esporas de la especie.

- **Compostaje**: es un tratamiento posterior para las especies vegetales que puedan emplearse como enmienda sobre el terreno. Requiere del transporte de los restos hasta las plantas de compostaje. No se conoce su aplicación en España debido al riesgo de dispersión de propágulos, pero podría ser adecuado en aquellos casos que se determine, previo estudio de la situación.

- **Incineración**: debe llevarse a cabo bajo la supervisión de personal con funciones de vigilancia en quemas o cuerpo de bomberos y deberán cumplirse las normas preventivas establecidas para las quemas agrícolas. En este caso, se puede considerar la incineración en el mismo lugar de extracción, o en sus cercanías. Los restos de la combustión se enterrarán o cubrirán con tierra para evitar contaminaciones futuras. Si se considera la valorización energética de los restos se deberían transportar a un gestor autorizado, lo que aumenta considerablemente los costes. Este método también se utiliza para la eliminación de cadáveres de especies de fauna, que son cosiderados subproductos animales no destinados al consumo humano (SANDACH).

- **Enterramiento**: excavación de una fosa en el terreno en la que se depositen los restos a cierta profundidad y, posteriormente, se cubran con tierra, que será apisonada. Se aplica tanto a especies vegetales que no presentan riesgo de rebrote como a la fauna piscícola que se extraiga en cantidades no muy altas. De esta manera, los peces pueden degradarse sin producir olores ni atraer fauna no deseable durante su descomposición. Una variedad de esta forma de eliminación es el uso como fertilizante agrícola de aquellas especies que puedan tener las propiedades adecuadas, como *Azolla*. Sin embargo, es necesario asegurarse completamente de que no existe riesgo de dispersión y nuevas colonizaciones.

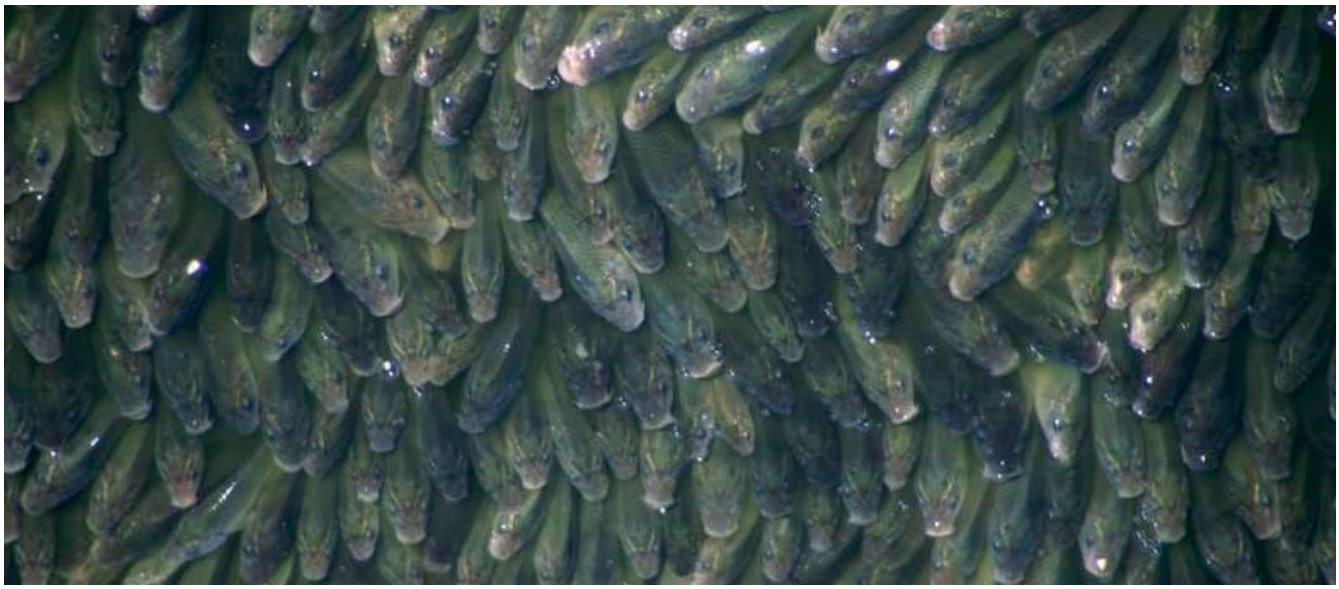
- **Sacrificio en centro oficial**: en el caso de fauna que, aunque esté vinculada al medio acuático, es fundamentalmente terrestre. Se emplea habitualmente para la fauna vertebrada como mapaches o reptiles, como la culebra real de California o los galápagos de Florida, que no son abatidos en el medio natural. Requiere de la existencia y cercanía de centros autorizados para el sacrificio de animales y el cumplimiento de las normativas de sacrificio de animales.

- **Sacrificio *in situ***: este método se utiliza principalmente para fauna como el visón americano ya que las trampas generalmente se encuentran lejos de los centros oficiales de sacrificio y el traslado hasta dichos centros genera un gran estrés en los animales. La eutanasia o sacrificio in situ se puede realizar con una pistola de bala cautiva que no necesita conocimientos específicos para su uso. Otra ventaja que supone es la reducción de los costes de gestión.

3.4. Revisión y seguimiento de las actuaciones

Una vez que se haya llevado a cabo el control o la erradicación de una EEI en un lugar determinado, es necesario realizar visitas posteriores con el fin de asegurarse de que se ha logrado controlar o erradicar efectivamente a las especies objetivo. El intervalo de tiempo que debe transcurrir entre las acciones de gestión y su revisión dependerá de las características del hábitat y de las especies, de acuerdo con una planificación previamente establecida. Las visitas se realizarán en la época más favorable para su detección, y se irán espaciando en el tiempo hasta poder considerar que la EEI ha sido realmente erradicada en la zona.

En caso de que una administración consiga la erradicación de una EEI en su territorio, se considera de gran interés que informe de ello en el marco del Grupo de Trabajo de EEI, dando a conocer la metodología y los esfuerzos empleados para ello.



Banco de carpas, *Cyprinus carpio* (CENEAM. J.M. Pérez de Ayala)

Extracción de Camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes*, en el río Guadiana (Mihaela Pirvu)

4

Coordinación entre las diferentes administraciones públicas

La problemática asociada a las EEI, en particular aquellas cuyo ciclo de vida depende de los medios acuáticos continentales, es compleja y presenta una serie de aspectos que afectan, en relación con su detección, control, y posible erradicación, a distintas administraciones y requieren una acción coordinada e integrada entre todas ellas.

En relación con esta materia, el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto (artículo 14) creó una Red de Alerta nacional para la vigilancia de las EEI, con participación del MITECO y las comunidades autónomas (CCAA), en la cual se han integrado también las Confederaciones Hidrográficas (CCHH). La información que se detecte a través de redes de control específicas que se establezcan o mediante los programas de seguimiento del estado de las masas de agua debería ser facilitada al coordinador de esta red de alerta (la DGBBD del MITECO) automáticamente a través de la plataforma que se ha desarrollado con este objetivo, a la que tendrán acceso los Organismos de cuenca.

Esta red se ha mostrado efectiva para el rápido intercambio de información entre las diferentes administraciones y organismos implicados en la gestión de EEI. Debido a la gran capacidad de movimiento de las EEI a través del medio acuático, es necesario desarrollar una intensa colaboración transfronteriza entre todas las administraciones y organismos implicados en España con sus homólogos portugueses y franceses. Para ello, es conveniente participar activamente en los instrumentos que la Unión Europea pone a disposición de los estados Miembros para el conocimiento de las EEI, en particular EASIN, plataforma desarrollada por el Centro Común de Investigación de la Comisión Europea que permite fácil acceso a los datos sobre EEI notificadas en Europa[9]. Para especies exóticas que no se contemplan en la normativa comunitaria (en particular en el Listado de EEI Preocupantes para la Unión regulado por el Reglamento UE 1143/2014, de 22 de octubre de 2014, sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras), la coordinación bilateral puede ser el instrumento más relevante.

El Grupo de Trabajo de Especies Exóticas Invasoras (GTEEI) fue creado por el Comité de Flora y Fauna Silvestres (CFFS) el 10 de octubre de 2012, como órgano de coordinación entre las administraciones competentes en materia de lucha contra las invasiones biológicas. Su coordinación es competencia del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), que podrá contar además con el asesoramiento de expertos. Su función es asesorar al CFFS acerca de la problemática suscitada por la presencia de EEI (incluyendo las presentes en medios acuáticos) y de todos los asuntos relativos al desarrollo y aplicación de la presente Estrategia. Para el cumplimiento de esta función asumirá la tarea prioritaria de fomentar la coordinación técnica entre la Administración General del Estado y las diferentes administraciones de las CCAA con competencias en la gestión y control de EEI acuáticas, y se encargará de fomentar la aplicación de esta Estrategia, de su seguimiento, coordinación de acciones y desarrollo a través de protocolos para taxones concretos.

Por otra parte, para impulsar las labores de gestión de forma coordinada con los organismos de cuenca de las EEI acuáticas que afectan negativamente a los elementos del dominio público hidráulico, la Dirección General del Agua (DGA) del MITECO ha establecido un grupo de trabajo sobre EEI en aguas continentales, en el que participan las CCHH y también la DGBBD, y cuya finalidad es la coordinación de los órganos encargados de la gestión y tutela del dominio público hidráulico y la gestión del agua en relación a la problemática de las EEI. La DGA se encarga de coordinar este Grupo. Una de las labores que se están llevando a cabo dentro de este grupo de trabajo es la de definir las EEI y especies alóctonas prioritarias para su seguimiento teniendo en cuenta las características y condiciones de cada una de las demarcaciones hidrográficas. Es importante que exista coordinación y comunicación fluida entre éste y el GTEEI, lo que se lleva a cabo a través de la participación de la DGBBD y de la DGA en ambos. En definitiva, se considera fundamental que tanto las administraciones con competencias ambientales como las que ostentan las competencias en materia de gestión del dominio público hidraúlico cooperen en la lucha contra las EEI.

En línea con ello, se ha propuesto la necesidad de la inclusión de las consideraciones relativas a la gestión de las EEI en los Planes Hidrológicos de cuenca. Para avanzar en este sentido, se ha elaborado y aprobado la Instrucción del Secretario de Estado de Medio Ambiente (SEMA) para el Desarrollo de Actuaciones en Materia de EEI y Gestión del Dominio Público Hidráulico, de 24 de febrero de 2021[10], que aclara el reparto

9 https://easin.jrc.ec.europa.eu/easin

10 https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/instruccion-sema-24-2-21-especies-exoticas-invasoras-acuaticas_tcm30-523335.pdf

competencial en esta materia, hace un repaso de toda la normativa aplicable a las aguas continentales y establece una serie de instrucciones con respecto a las Confederaciones Hidrográficas, contando con la participación de la DGA y de la DGBBD, sin obviar la necesaria cooperación y colaboración que debe existir entre las diferentes administraciones implicadas, aspecto también señalado en los artículos 7 y 54.1 de la ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Por otro lado, entre las presiones definidas en el Reglamento de la Planificación Hidrológica (Real Decreto 907/2007, de 6 de julio) se incluye la introducción de especies alóctonas (artículo 15.2 f), pero no implica, según la mencionada Instrucción, que la competencia en la aplicación de las medidas recaiga necesaria y únicamente en la DGA y las CCHH. La instrucción aclara que es la planificación hidrológica el mecanismo establecido para afrontar la gestión de las presiones y promover acciones (medidas) cuya ejecución exceda de su ámbito competencial. Asimismo, las competencias estatales en la protección del dominio público hidráulico y para la explotación de las obras hidráulicas de titularidad estatal amparan la existencia de una participación activa en la prevención, contención, control y erradicación de las especies exóticas invasoras y en su seguimiento, tanto por la DGA como por las CCHH.

Así pues, la instrucción dictada dispone (**Figura 7**):

- **Punto 1 de la Instrucción**: Las CCHH se integrarán, con los medios disponibles, en la Red de Alerta para la vigilancia de especies exóticas invasoras, a través de las redes de control específicas que establezcan o mediante los programas de seguimiento del estado de las masas de agua, siempre que sea posible. La información obtenida se hará llegar a las CCAA, DGA y conjunto de las CCHH por medio de la DGBBD.

- **Punto 2**: En las obras hidráulicas de titularidad estatal, y en sus zonas de protección, cuando sea preciso a efectos operativos, las CCHH y la DGA realizarán las labores de prevención, control y erradicación que se consideren necesarias para minimizar los impactos negativos que las EEI puedan causar sobre dichas obras y los usos del agua. Estas actuaciones deberán notificarse con antelación al órgano ambiental autonómico y a aquellas otras administraciones con competencias en la materia.

- **Punto 3**: Respecto a las EEI presentes en el dominio público hidráulico que puedan alterar sus condiciones y deteriorar el estado ecológico de las masas de agua, las CCHH podrán realizar labores de prevención, contención, control y/o erradicación, con el apoyo de la DGA y en coordinación y cooperación con las CCAA y, en su caso, con las Corporaciones locales en los tramos fluviales urbanos.

- **Punto 4**: En relación con el resto de EEI que puedan encontrarse en el dominio público hidráulico, las CCHH colaborarán y cooperarán con las CCAA, según lo contemplado en la Instrucción sobre conservación de cauces.

- **Punto 5**: La DGBBD y la DGA elaborarán una estrategia nacional de gestión, control y posible erradicación de las EEI presentes en medios acuáticos continentales, en colaboración con las CCAA y Organismos de Cuenca (OC).

- **Punto 6**: Para cada cuenca se definirán las especies alóctonas y las exóticas invasoras objeto de seguimiento, que será coordinado entre los OC, la DGA y la DGBBD.

Estas últimas especies quedan recogidas en el **Anexo II**, incluyendo tanto el listado conjunto como el desglose por Demarcación Hidrográfica. Esto permite conocer no sólo las especies prioritarias en cada cuenca, sino también mantener una alerta específica ante aquellas especies presentes en las cuencas cercanas. Estos listados han sido indicados desde los Organismos de Cuenca y se actualizarán periódicamente reflejando la evolución de dichas especies, así como la posible incorporación de nuevos taxones.

A escala internacional, el MITECO realizará las funciones de coordinación a través de la DGBBD en los foros o reuniones que corresponda, en particular en el marco de los convenios y organizaciones internacionales que traten esta problemática (Convenio de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica, Convenio de Ramsar, Convenio de Berna, Plataforma Internacional sobre la Biodiversidad y los Servicios de los Ecosistemas – IPBES), fomentando la aprobación e implementación de evaluaciones, resoluciones y recomendaciones en esta materia, así como en el seguimiento de la correspondiente normativa comunitaria (en particular, el Comité de EEI coordinado por la Comisión Europea, con el seguimiento de la aplicación del Reglamento 1143/2014). También se deberá fomentar el establecimiento de medidas de coordinación y colaboración

con los países de nuestro entorno, principalmente Francia y Portugal, para realizar actuaciones conjuntas de lucha contra las EEI de medios acuáticos continentales. Se podrán considerar como protocolos de esta estrategia, los protocolos de detección temprana, seguimiento y actuación en las demarcaciones internacionales hispano-lusas elaborados en el marco del Convenio de Albufeira entre España y Portugal.

La distribución competencial, su concurrencia sobre un mismo espacio físico ha de tener como objetivo la protección y mejora, la defensa y restauración del medio ambiente, desde la colaboración, coordinación y cooperación entre Administraciones Públicas, ya que la concurrencia no puede resolverse en términos de exclusión. Este aspecto exige una actuación coordinada donde la cooperación entre administraciones ha de tener como fin dar la solución integral más adecuada al problema existente (Art. 47 y 48 de la Ley 40/2015, de 1 de octubre, de Régimen Jurídico del Sector Público).

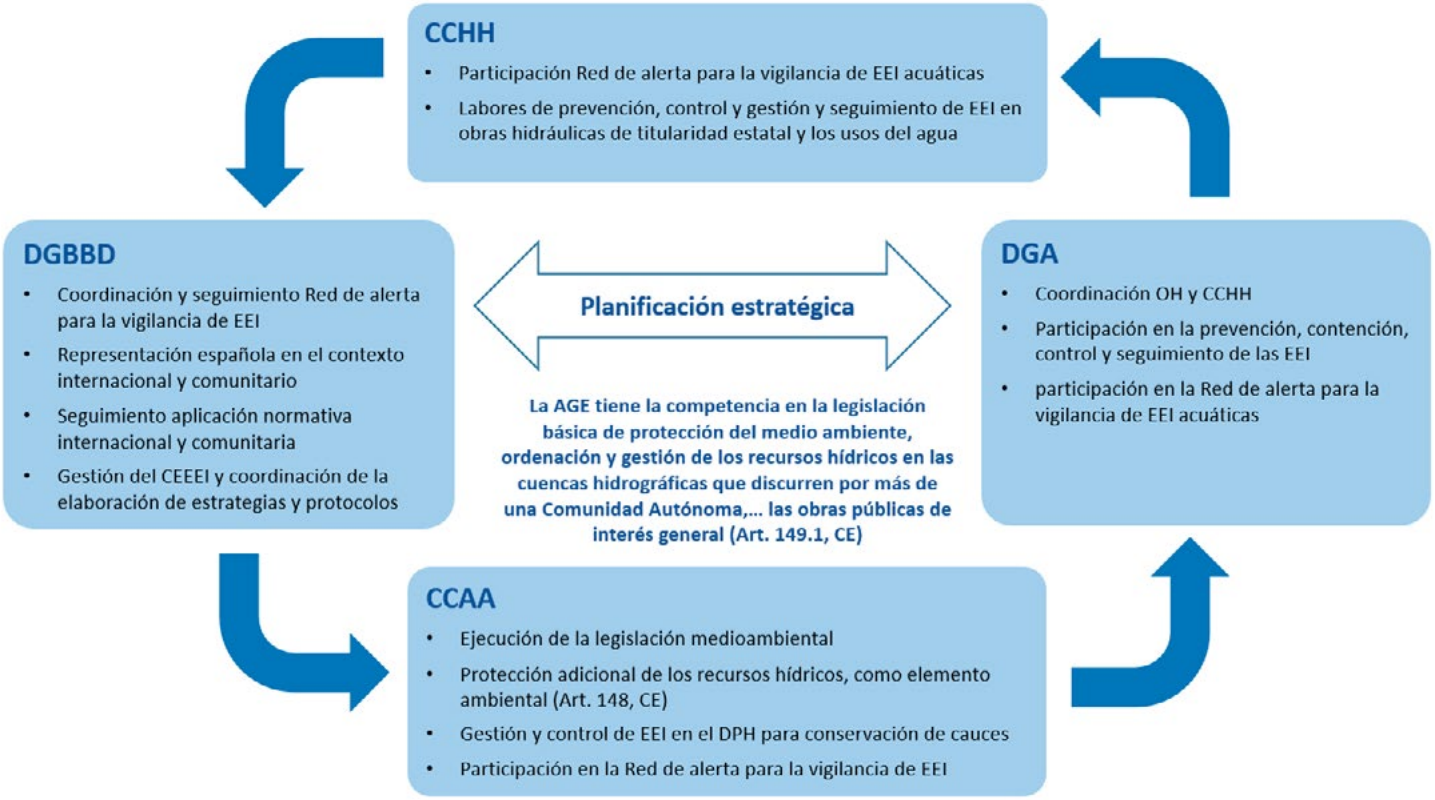
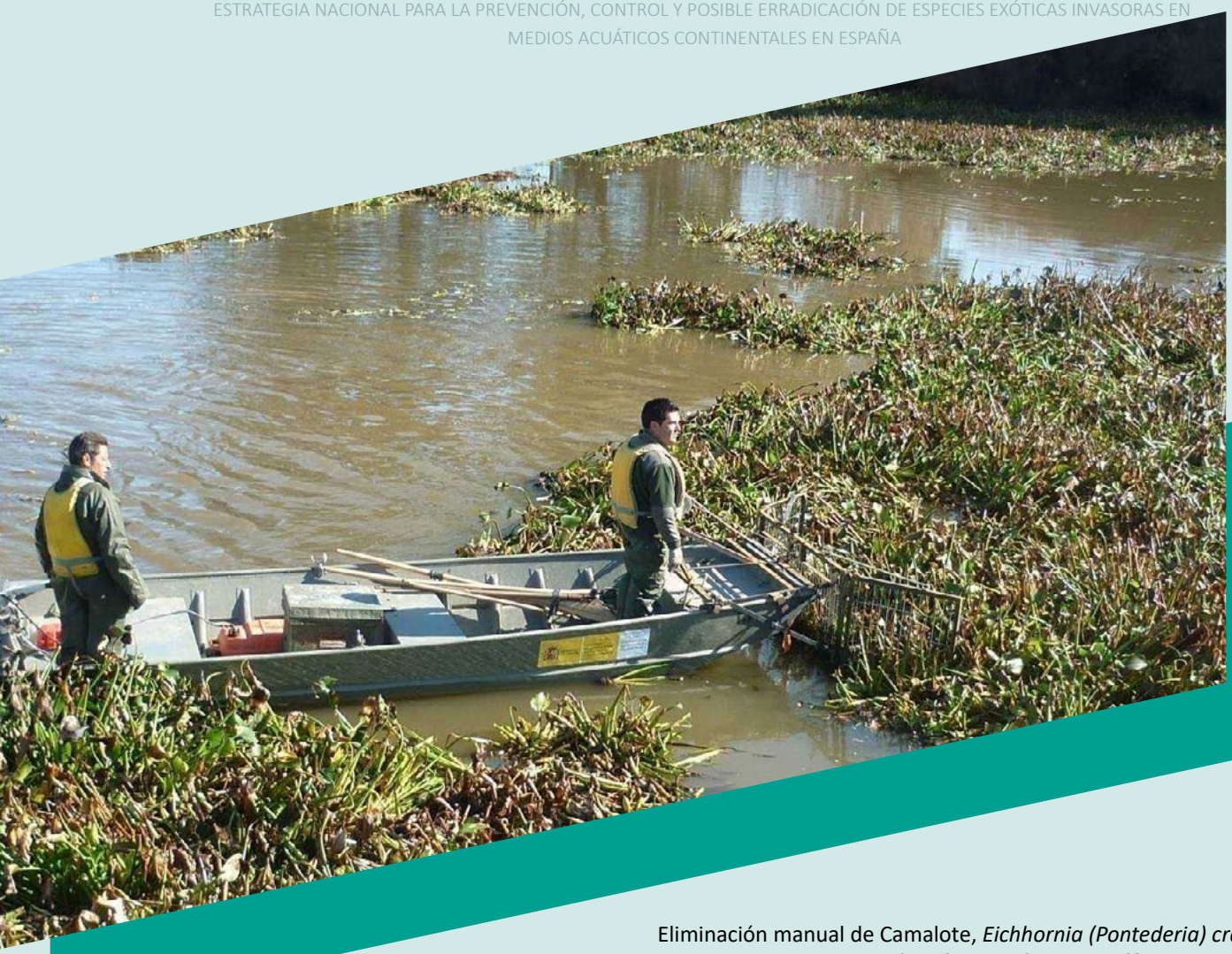


Figura 7. Diagrama que resume las competencias en la materia según la Instrucción del SEMA (Secretario de Estado de Medio Ambiente) y otras normas. Significado acrónimos: CCHH=Confederaciones Hidrográficas; DGBBD=Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación; CCAA=Comunidades Autónomas; DGA=Dirección General del Agua; DPH=Dominio Público Hidráulico; OC= Organismos de Cuenca; EEI=Especies Exóticas Invasoras; GT=Grupo de Trabajo; AGE=Administración General del Estado.



Eliminación manual de Camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes*, en el Guadiana (Confederación Hidrográfica del Guadiana)

5

Seguimiento de la eficacia de aplicación de la estrategia

El GTEEI llevará a cabo las tareas de seguimiento de la aplicación de la Estrategia y de su mejora y actualización. Deberá recabar información de forma periódica, al menos sexenalmente, coincidiendo con los informes que establece el art. 24.1 del Reglamento UE Nº 1143/2014, y siempre que sea posible y se disponga de nueva información sobre la situación y evolución de las poblaciones de estas especies, así como del nivel de cumplimiento, funcionamiento y aplicación de la presente Estrategia y los planes, proyectos y protocolos de gestión que se desarrollen a partir de ella. Para cumplir con esta finalidad, tendrá como objetivos específicos en relación a esta Estrategia:

- Elaborar y actualizar protocolos de prevención y control de EEI, y fomentar la aplicación de los ya existentes.
- Proponer proyectos y estudios relacionados con las EEI de medios acuáticos continentales.
- Recopilar la información facilitada por las CCAA, CCHH y otros organismos implicados y centralizar los datos.
- Elaborar mapas trienales de la presencia de EEI vinculadas a los medios acuáticos para su incorporación en los Planes Hidrológicos de cuenca.
- Informar a las distintas administraciones sobre el desarrollo de las actuaciones derivadas de las diferentes normativas existentes en materia de EEI, tanto a escala nacional como comunitaria.
- Asesorar y proponer soluciones ante cualquier incidente surgido en las campañas de control.
- Fomentar la interacción y el intercambio de información, incluyendo la de tipo cartográfico, entre las distintas administraciones para su difusión.

El desarrollo de todas las acciones de control deberá ser computado y registrado a fin de poder informar a la Comisión Europea, en cumplimiento del artículo 24 del Reglamento 1143/2014, de 22 de octubre, tanto para las EEI incluidas en el Catálogo español como en el Listado comunitario. Por ello, en el seno del Grupo de Trabajo de EEI que coordina la DGBBD del MITECO se recopilará esta información periódicamente.

Camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes*, cubriendo el río Guadiana (Confederación Hidrográfica del Guadiana)

Hierba nudosa japonesa, *Fallopia (Reynoutria) japonica* (Mihaela Pirvu)

6

Análisis económico de los costes de aplicación de la estrategia

La financiación de las actuaciones que se realicen en el marco de esta Estrategia correrá a cargo de las administraciones públicas que las apliquen en el ámbito de sus territorios. Deberán disponer de recursos específicos para el ejercicio de sus competencias en esta materia, pudiendo utilizar presupuestos propios o fondos provenientes de otras instituciones públicas o privadas. Es recomendable la búsqueda de vías complementarias de financiación, como pueden ser la solicitud de apoyo financiero comunitario a través de fondos que, por su naturaleza, puedan destinarse a la aplicación de esta Estrategia; o el Fondo para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad, tal como recoge la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad. Según lo establecido en el artículo 17 del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, el MITECO podrá proporcionar a las comunidades autónomas y ciudades de Ceuta y Melilla la prestación de ayuda técnica y económica para la ejecución de las medidas descritas en esta norma, que estará condicionada a las disponibilidades presupuestarias de cada ejercicio.

Se procurará fomentar que las actuaciones derivadas de la presente Estrategia sean priorizadas en la distribución y asignación de fondos, ya sea a la hora de su consignación en los respectivos presupuestos de los organismos públicos implicados o en el marco de convocatorias promovidas por entidades públicas o privadas.

El coste económico de la gestión de especies invasoras acuáticas en cualquier parte del mundo es muy elevado, e incluye un coste indirecto significativo en términos económicos y ecológicos que normalmente no es cuantificado por falta de información. En la aplicación de esta Estrategia y los protocolos que se desarrollen a partir de ella se procurará evaluar los costes de las actuaciones de gestión. Estos son muy variables en función de las características de cada lugar y especie gestionada, de los métodos empleados y las condiciones de aplicación: tamaño de la superficie a tratar, accesibilidad, porcentaje de ocupación, traslado de personal y maquinaria, condiciones meteorológicas, plazos de espera, etc.

Entre las especies que abarca esta Estrategia se encuentran algunas de las invasoras más problemáticas, en cuya gestión se han invertido enormes cantidades de capital. A modo de ejemplo, en el Marjal de Castellón (Comunidad Valenciana), se gastaron unos 75.500 € para eliminar 193.375 kg de camalote, lo que supone unos 390 € por cada tonelada de planta. En la zona afectada del río Albaída el coste fue superior, llegando a 554 €/t. En el río Guadiana, desde la aparición de esta especie, en un periodo de 18 años se retiraron más de 1,5 millones de toneladas de camalote, invirtiéndose más de 60 millones de euros (Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2022). Es conveniente realizar balances de las inversiones en medios técnicos y humanos de las actuaciones realizadas, tanto para prever acciones futuras e informar de costes con cierta precisión a otras administraciones como para comunicar a la sociedad el perjuicio que causan estas especies.

En general, Verreycken *et al*. (2019) estiman que un programa de 5 años que incluya vigilancia, muestreo y una posible posterior erradicación de peces invasores, tendrá un gasto en torno a 200.000 – 1.000.000 € dependiendo de la superficie abarcada. A continuación, se mencionan ejemplos o estimas de costes de aplicación en España o en la UE de algunas de las medidas mencionadas en esta Estrategia:

- Educación ambiental: en la UE, el coste de campañas en las que participen expertos en educación, científicos, administraciones y ONG se estima en torno a 5.000-20.000 €/año, y 20.000-50.000 €/año si se incluye la publicidad asociada (Zogaris, 2017). El coste disminuye cuando la campaña aborda a un grupo de EEI de características similares (en torno a 50.000-200.000 €/año) (Verreycken *et al*., 2019).
- Pesca eléctrica: se calcula que una campaña puede costar entre 380-2.900 €/100 m, en función de la anchura del tramo y el equipo utilizado (Schmutz *et al*., 2007). El precio de este último puede ir desde los 3.000 hasta 10.000 €. Si, además, el muestreo debe hacerse desde una barca con características y modificaciones especiales, su coste será de aproximadamente 60.000 € (Zogaris, 2017).
- Trampeo: el muestreo de un cuerpo de agua por dos trabajadores con redes/nasas instaladas un día y recogidas al siguiente tendría un importe cercano a 1.200 € en España. Teniendo en cuenta esto, a lo largo de un año (200 días de trabajo y dos tramos de muestreo/día), conllevaría en torno a 120.000 €.
- Descaste: En Reino Unido se llevó a cabo el control de *Pseudorasbora parva* mediante descaste en una laguna de 0,3 ha y 1,5 m de profundidad, que generó un coste de 2.100 libras (Britton *et al*., 2010).
- Drenaje: su coste es superior a 50.000 €/ha (Zogaris, 2017; Verreycken *et al*., 2019).

- Piscicidas: los programas de erradicación de EEI mediante rotenona en Reino Unido contemplan un coste total de aplicación en pequeñas balsas (0,23 ha) de 7.500 €, en pequeños embalses (2,95 ha) de 70.000 € y, de media, de 22.000 €/ha (Britton *et al*., 2010). El gasto acumulado a lo largo de 25 años se ha estimado de media en 27.000 libras/año (unos 31.450 €) (Centro de Estudios Hidrográficos, 2019). En España, la experiencia más importante llevada a cabo hasta la fecha alcanzó los 600.000 € (erradicación de carpas mediante rotenona en la Laguna de Zóñar, Córdoba).
- ADN ambiental: un programa de seguimiento de dos años de duración (6 meses de desarrollo, 12 de recogida de muestras y 6 de análisis) costaría aproximadamente 30.000 €. En el caso de que el laboratorio no disponga del equipamiento necesario, habría que sumar como mínimo unos 20.000 € por el equipo PCR (Zogaris, 2017).

Lagunilla, *Altemanthera philoxeroides* (Generalitat de Catalunya)

Plumero de la Pampa, *Cortaderia* spp. (CENEAM. Javier García Fernández)

7

Vigencia y revisión de la estrategia

La vigencia de esta Estrategia es indefinida, siendo aconsejable su revisión aproximadamente cada cinco años o cuando lo exija la situación de las especies objetivo. La revisión estará precedida de la evaluación de resultados de su aplicación, y podrá incluir la redefinición de objetivos y la propuesta de nuevas actuaciones o la modificación de las establecidas. El órgano encargado de supervisar el grado de cumplimiento de la Estrategia será la Comisión Estatal para el Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

Si de los informes de aplicación y supervisión de la Estrategia y de los protocolos de gestión desarrollados a partir de ella que debe elaborar el Grupo de Trabajo se desprende la necesidad de proceder a una revisión de la Estrategia Nacional, esta podrá producirse sin que haya transcurrido el plazo establecido en el párrafo anterior. Las revisiones, en todo caso, deben aprobarse por el mismo procedimiento que el texto inicial.

Visón americano, *Neovison vison* (CENEAM. C. Valdecantos)

Camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes*, en el río Guadiana (CENEAM)

8

Referencias bibliográficas citadas

AENOR. 2007. UNE-EN 14962: 2007. Líneas directrices sobre el campo de aplicación y la selección de métodos de muestreo de peces. Asociación Española de Normalización y Certificación (Ed.). Madrid. 29pp

Aghajani, A., Bautista, C., Bou-Khalil, C., Budgett, S., Cipolla, J., Coffee, D. 2021. High Priority Invasive Species in Los Angeles County. Final Report. University of California. https://escholarship.org/uc/item/0kf0q8bj

Almodóvar, A., Nicola, G.G., Leal, S., Torralva, M., Elvira, B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak Alburnus alburnus threatens the survival of Iberian endemic calandino *Squalius alburnoides* complex and Southern Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biol Invasions*, 14: 2237-2242. DOI 10.1007/s10530-012-0241-x

Álvarez-Pola, C., & Muntaner, J. 2009. Control de aves invasoras en las islas Baleares. Anuari Ornitològic de les Balears: revista d'observació estudi i conservació dels aucells, 67-71.

Anderson, L., Dunn, A., Rosewarne, P., Stebbing, P. 2015. Invaders in hot water: a simple decontamination method to prevent the accidental spread of aquatic invasive non-native species. Biological Invasions, 17: 2287–2297, https://doi.org/10.1007/s10530-015-0875-6

Angulo, E., Ballesteros-Medía, L., Novoa, A., Duboscq-Carra, V.G., Diagne, C., Courchamp. F. 2021. Economic costs of invasive alien species in Spain. *NeoBiota*, 67: 267-297. doi: 10.3897/neobiota.67.59181.

Aquiloni, L.,Zanetti, M. 2014. Integrated intensive trapping and SMRT approach for the control of *Procambarus clarkii*: The Casette case study. In: RARITY. Eradicate invasive Louisiana red swamp crayfish and preserve white clawed crayfish in Friuli Venezia Giulia. Final Report RARITY Pr.

Aquiloni, L., Brusconi, S., Cecchinelli, E., Tricarico, E., Mazza, G., Paglianti, A., Gherardi, F. 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. Biological Invasions 12: 3817–3824, https://doi.org/10.1007/s10530-010-9774-z

Arp, R.S., Fraser, G.C.G., Hill, M.P. 2017. Quantifying the economic water savings benefit of water hyacinth *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)* control in the Vaalharts Irrigation Scheme. Water SA, 34(1): 58-66. http://dx.doi.org/10.4314/wsa.v43i1.09

Banha, F., Anastácio, P.M. 2014. Desiccation survival capacities of two invasive crayfish species. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 413: 1, https://doi.org/10.1051/kmae/2013084

Baniszewski, J., Cuda, J.P., Gezan, S.A., Sharma, S., Weeks, ENI. 2016. Stem fragment regrowth of Hydrilla verticillata following desiccation. *Journal of Aquatic Plant Management*, 54: 53–60.

Barnes, M.A., Jerde, C.L., Keller, D., Chadderton, W.L., Howeth, J.G., Lodge, D.M. 2013. Viability of aquatic plant fragments following desiccation. *Invasive Plant Science & Management*, 6: 320–325, https://doi.org/10.1614/IPSM-D-12-00060.1

Bates, A.E., McKelvie, C.M., Sorte, C.J.B., Morley, S.A., Jones, N.A.R., Mondon, J.A., Bird, T.J., Quinn, G. 2013. Geographical range, heat tolerance and invasion success in aquatic species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280: 20131958.

Beisel, J-N. 2001. The elusive model of a biological invasion process: time to take differences among aquatic and terrestrial ecosystems into account? *Ethology Ecology & Evolution*, 13: 193–195 http://dx.doi.org/10.1080/08927014.2001.9522785

Beaulieu, J., Trépanier-Leroux, D., Fischer, J. M., Olson, M. H., Thibodeau, S., Humphries, S., ... & Derry, A. M. 2021. Rotenone for exotic trout eradication: Nontarget impacts on aquatic communities in a mountain lake. Lake and Reservoir Management, 37(3), 323-338.

Bernatis JL, McGaw IJ, Cross CL. 2016. Abiotic tolerances in different life stages of apple snails *Pomacea canaliculata and Pomacea maculata* and the implications for distribution. Journal of Shellfish Research 35: 1013–1025, https://doi.org/10.2983/035.035.0424

Bickel, T. 2015. A boat hitchhiker's guide to survival: *Cabomba caroliniana* desiccation resistance and survival ability. *Hydrobiologia*, 746: 123–134, https://doi.org/10.1007/s10750-014-1979-1

Bloem, S., Hight, S. D., Carpenter, J. E., & Bloem, K. A. 2005. Development of the most effective trap to monitor the presence of the cactus moth *Cactoblastis cactorum* (Lepidoptera: Pyralidae). Florida Entomologist, 300-306.

Blumer, D.L., Newman, R.M., Gleason, F.K. 2009. Can hot water be used to kill Eurasian watermilfoil? *Journal of Aquatic Plant Management*, 47: 122–127.

Bosch, J., Bielby, J., Martin-Beyer, B., Rincón, P., Correa-Araneda, F., Boyero, L. 2019. Eradication of introduced fish allows successful recovery of a stream-dwelling amphibian. *PloS one*, 14(4): e0216204. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216204

Britton, J.R., Davies, G.D., Brazier, M. 2010. Towards the successful control of the invasive *Pseudorasbora parva* in the UK. *Biological Invasions*, 12(1): 125-131. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9436-1

Burns, R., Harrison, A., Hudson, J., Jones, G., Rudolf, P., Shaw, P., ... & Wilson, L. 2000. Northern Te Urewera Ecosystem Restoration Project, summary annual report, July 1999 to June 2000. East Coast-Hawkes Bay Conservancy, Department of Conservation.

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings, M., Kapos, V., Lamarque, J-F., Leverington, F., Loh, J., McGeoh, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Hernández Morcillo, M., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader, S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierny, M., Tyrrell, T.D., Vié, J-C., Watson, R. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328: 1164–1168 http://dx.doi.org/10.1126/science.1187512

CABI. 2022. Invasive Species Compendium. Wallingford, UK: CAB International. https://www.cabi.org/isc/

Can, Ö., et al. 2019. Dealing in deadly pathogens: Taking stock of the legal trade in live wildlife and potential risks to human health. *Global ecology and conservation, 17*, e00515.

Capdevila-Argüelles, L., Iglesias-García, A., Orueta, J.F., Zilleti, B. 2006. Especies Exóticas Invasoras: Diagnóstico y bases para la prevención y manejo. Serie Técnica. Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. 287 pp.

Carrete, M., Castro Díez, P., Delibes Mateos, M., Jaques, J. A., López Darias, M., Muñoz Mas, R., ... & García Berthou, E. 2021. Management of invasive alien species in Spain: a bibliometric review. NeoBiota, 70, 123-150.

Carlsson, N.O.L., Bustamante, H., Strayer, D.L., Pace, M. L. 2011. Biotic resistance on the increase: native predators structure invasive zebra mussel populations. Freshwater Biology, 56: 1630–1637.

Casals, F., Sánchez-González, J R. (Editores). 2020. Guía de las especies Exóticas e Invasoras de los Ríos, Lagos y Estuarios de la Península Ibérica. Proyecto LIFE INVASAQUA. (LIFE17 GIE/ES/000515). Ed. Sociedad Ibérica de Ictiología. 128 pp.

Centro de Estudios Hidrográficos. 2019. Identificación temprana y seguimiento de especies exóticas invasoras EEI de fauna y flora introducidas por la actividad humana en aguas continentales superficiales. Gobierno de España. Ministerio de Fomento. Ministerio para la Transición Ecológica.

Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). 2020. Estudio de alternativas para la restauración integral del río Vinalopó (Alicante)

Clavero, M., Blanco-Garrido, F., 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.

Collas, F.P.L., Koopman, K.R., Hendriks, A.J., van der Velde, G., Verbrugge, L.N.H., Leuven, R.S.E.W. 2014. Effects of desiccation on native and non-native molluscs in rivers. Freshwater Biology, 59: 41–55, https://doi.org/10.1111/fwb.12244

Collas, F.P.L., Karatayev, A.Y., Burlakova, L.E., Leuven, R.S.E.W. 2018. Detachment rates of dreissenid mussels after boat hull-mediated overland dispersal. Hydrobiologia, 810: 77–84,

https://doi.org/10.1007/s10750-016-3072-4

Confederación Hidrográfica del Duero. 2011. Manual de las especies exóticas invasoras de los ríos y riberas de la cuenca hidrográfica del Duero.

Confederación Hidrológica del Ebro. 2005. Valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la Cuenca del Ebro. 66 pp.

Confederación Hidrográfica del Ebro. 2010. Actualización de la valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la Cuenca del Ebro. 90 pp.

Confederación Hidrográfica del Ebro. 2014. Mejillón cebra. Manual de control para instalaciones afectadas. 2ª Edición.

Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2020. Inspección periódica de infraestructuras hidráulicas en la cuenca del Guadiana para prevenir la entrada de EEI. Informe final. Canales de Lobón, Montijo, Zújar y Orellana. 100 pp.

Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2022. Trabajos de seguimiento y vigilancia permanente para el control del camalote Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes) en el río Guadiana. Fase de pre-erradicación y alerta temprana. Septiembre de 2022. Informe no publicado.

Conn, D.B. 2014. Aquatic invasive species and emerging infectious disease threats: A One Health perspective. *Acuatic Invasions*, 9(3): 383-390. doi: http://dx.doi.org/10.3391/ai.2014.9.3.12

Convention on Biological Diversity (CBD). 2014. Pathways of introduction of invasive species, their prioritization and management. (https://www.cbd.int/doc/meetings/sbstta/sbstta-18/official/sbstta-18-09-add1-en.pdf).

Comeau, S., Rainville, S., Baldwin, W., Austin, E., Gerstenberger, S., Cross, C., Wong, W.H. 2011. Susceptibility of quagga mussels (*Dreissena rostriformis bugensis*) to hot-water sprays as a means of watercraft decontamination. *Biofouling*, 27: 267–274, https://doi.org/10.1080/0892

7014.2011.564275

Coughlan, N.E., Cuthbert, R.N., Dickey, J.W.E., Crane, K., Caffrey, J.M., Lucy, F.E., Davis, E., Dick, J.T.A. 2019. Better biosecurity: spread-prevention of the invasive Asian clam, *Corbicula fluminea* (Muller, 1774). *Management of Biological Invasions*, 10: 111–126, https://doi.org/10.3391/

mbi.2019.10.1.07

Coughlan, N.E., Cuthbert, R.N., Kelly, T.C., Jansen, M.A.K. 2018. Parched plants: survival and viability of invasive aquatic macrophytes following exposure to various desiccation regimes. *Aquatic Botany*, 150: 9–15, https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2018.06.001

Crane, K., Cuthbert, R.N., Dick, J.T.A., Kregting, L., MacIsaac, H.J., Coughlan, N.E. 2019. Full steam ahead: direct steam exposure to inhibit spread of invasive aquatic macrophytes. *Biological Invasions*, 21: 1311–1321, https://doi.org/10.1007/s10530-018-1901-2

Cucherousset, J., Paillisson, J. M., Carpentier, A., Eybert, M. C., Olden, J. D. 2006. Habitat use of an artificial wetland by the invasive catfish *Ameiurus melas. Ecology of Freshwater Fish*, 15: 589–596.

Cuthbert, R.N., Pattison, Z., Taylor, N.G., Verbrugge, L., Diagne, C., Ahmed, D.A., Leroy, B., Angulo, E., Briski, E., Capinha, C., Catford, J.A., Dalu, T., Essl, F., Gozlan, R.E., Haubrook, P.J., Kourantidou, M., Kramer, A.M., Renault, D., Wasserman, R.J., Courchamp, F. 2021. Global economic costs of aquatic invasive alien species. *Science of the Total Environment, 775*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145238

Dana, E. D., García de Lomas, J., Ceballos, G., & Ortega, F. 2014. Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Darling, J.A., Mahon, A.R. 2011. From molecules to management: adopting DNA-based methods for monitoring biological invasions in aquatic environments. *Environmental Research*, 111: 978-988. doi:10.1016/j.envres.2011.02.001

De Stasio, B.T., Acy, C.N., Frankel, K.E., Fritz, G.M., Lawhun, S.D. 2019. Tests of disinfection methods for invasive snails and zooplankton: effects of treatment methods and contaminated materials. *Lake and Reservoir Management, 35*: 156–166, https://doi.org/10.1080/10402381.2019.1599086

Diagne, C., Leroy, B., Vaissière, A.C., Gozlan, R.E., Roiz, D., Jarić, I., Salles, J.M., Bradshaw, C.J.A., Courchamp, F. 2021. High and rising economic costs of biological invasions worldwide. Nature 592: 571–576. https://doi.org/10.1038/s41586-021-03405-6.

DiTomaso, J. M., Brooks, M. L., Allen, E. B., Minnich, R., Rice, P. M., & Kyser, G. B. 2006. Control of invasive weeds with prescribed burning. Weed technology, 20(2), 535-548.

DiTomaso, J. M., Kyser, G. B., Oneto, S. R., Wilson, R. G., Orloff, S. B., Anderson, L. W., ... & Mann, J. J. 2013. Weed control in natural areas in the western United States. Weed Research and Information Center, University of California, 544.

Doadrio, I., Lara, F., Garilleti, R. 2007. Estrategia nacional de restauración de ríos. Mesa de trabajo: la invasión de especies exóticas en los ríos. Ministerio de Medio Ambiente. Subdirección general de Gestión Integrada del Dominio Público Hidráulico. Universidad Politécnica de Madrid.

Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., y J.L. González. 2011. Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento. 612 pp.

Downing, A.S., van Nes, E.H., Mooij, W. M., Scheffer, M. 2012. The resilience and resistance of an ecosystem to a collapse of diversity. PLoS One, 7: e46135.

Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z-I., Knowler, D.J., Leveque, C., Naiman, R.J., Prieur, R.A.H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. Biological Reviews, 81: 163–182 http://dx.doi.org/10.1017/S1464793105006950

Dufour-Dror, J.M. 2013. Guide for the control of invasive trees in natural areas in Cyprus:

Strategies and technical aspects. Department of Forests, Republic of Cyprus, 25 pp.

Dusz, M. A., Martin, F. M., Dommanget, F., Petit, A., Dechaume-Moncharmont, C., & Evette, A. 2021. Review of Existing Knowledge and Practices of Tarping for the Control of Invasive Knotweeds. Plants, 10(10), 2152.

Elvira, B. 2001. Peces exóticos introducidos en España. pp 266-272 In I. Doadrio (ed) Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.

Evans, C.A., Kelting, D.L., Forrest, K.M., Steblen, L.E. 2011. Fragment viability and rootlet formation in Eurasian watermilfoil after desiccation. *Journal of Aquatic Plant Management*, 49: 57–62.

Fernández-Delgado, C., Rincón, P.A., Gálvez-Bravo, L., De Miguel, R.J., Oliva-Paterna, F.J., … Peña, J.P. 2014. Distribución y estado de conservación de los peces dulceacuícolas del río Guadalquivir. Principales áreas fluviales para su conservación. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir: Sevilla. NIPO SE 2613-2013.

Fernández Santamarina, A. (2021). Análisis de factores determinantes para la estimación del régimen ecológico de caudales: aplicación a las especies piscícolas ya la vegetación de ribera en el tramo medio del río Jarama (Madrid).

Finlayson, B., Schnick, R., Skaar, D., Anderson, J., Demong, L., Duffield, D., Horton, W., Steinkjer, J. 2010. Planning and standard operating procedures for the use of rotenone in fish management—rotenone SOP manual. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.

Fisher, M.C., Garner, T.W. 2007. The relationship between the emergence of *Batrachochytrium dendrobatidis*, the international trade in amphibians and introduced amphibian species. Fungal Biology Reviews, 21: 2-9.

Fos, M., Sanz, B., & Sanchis, E. 2021. *Carpobrotus* management in a mediterranean sand dune ecosystem: minimum effective glyphosate dose and an evaluation of tarping. Journal of Ecological Engineering, 22(7).

Fredricks, K.T., Tix, J.A., Smerud, J.R., Cupp, A.R. 2020. Laboratory trials to evaluate carbon dioxide as a potential behavioral control method for invasive red swamp (*Procambarus clarkii*) and rusty crayfish (*Faxonius rusticus*). *Management of Biological Invasions*. In press.

Früh, D., Stoll, S., Haase, P. 2012. Physico-chemical variables determining the invasion risk of freshwater habitats by alien mollusks and crustaceans. Ecology and Evolution, 2: 2843–2853.

Gallardo, B., Aldridge, D.C. 2018. Inter-basin water transfers and the expansion of aquatic invasive species. Water Res., 143: 282-291. doi: 10.1016/j.watres.2018.06.056.

Gallardo, B., Clavero, M., Sánchez, M.I., Vilà, M. 2015. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*. doi: 10.1111/gcb.13004.

Gallego, E.P., Millán, C.R., Halcón, R.M.Á., Bayón, I.S., Martinez, M.G., Cava, D.A., ... & Anadón, A. 2020. El caracol manzana en el curso bajo del río Ebro. Gestión de una plaga. *Naturaleza aragonesa: revista de la Sociedad de Amigos del Museo Paleontológico de la Universidad de Zaragoza*, 36: 49-56.

Garland, D et al. 2022. Management of the invasive Nuttall's pondweed (*Elodea nuttallii*) using jute matting in Lough Arrow, a Natura 2000 designated lake in Western Ireland. *Management of Biological Invasions*, 13(1): 118-130.

Gherardi, F. (ed). 2007. Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer, Dordrecht, Netherlands, 734 pp http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8

Gherardi, F., Gollasch, S., Minchin, D., Olenin, S., Panov, V.E. 2009. Alien invertebrates and fish in European inland waters. In: Handbook of Alien Species in Europe. Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology, Volume 3, pp 81–92 http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8280-1_6

Giunchi, D., Baldaccini, N. E., Sbragia, G., & Soldatini, C. 2007. On the use of pharmacological sterilisation to control feral pigeon populations. Wildlife research, 34(4), 306-318.

Gobierno de Canarias. 2022. Reunión "Estrategia de gestión, control y posible erradicación de ofidios invasores en islas". Las Palmas de Gran Canaria, 27-29 de abril de 2022.

Gozlan, R.E. 2008 Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? Fish and Fisheries 9: 106–115 http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x

Gruetzmacher, K., Karesh, W.B., Amuasi, J.H., Arshad, A., Farlow, A., Gabrysch, S., Jetzkowitz, J., Lieberman, S., Palmer, C., Winkler, A.S., Walzer, C. 2021. The Berlin principles on one health – Bridging global health and conservation. *Science of The Total Environment*, 764, 142919, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142919.

Güerri-Agulló, B., López-Follana, R., Asensio, L., Barranco, P., & Lopez-Llorca, L. V. 2011. Use of a solid formulation of Beauveria bassiana for biocontrol of the red palm weevil (*Rhynchophorus ferrugineus*) (Coleoptera: Dryophthoridae) under field conditions in SE Spain. Florida Entomologist, 737-747.

Havel, J.E. 2011. Survival of the exotic Chinese mystery snail (*Cipangopaludina chinensis malleata*) during air exposure and implications for overland dispersal by boats. *Hydrobiologia*, 668: 195–202, https://doi.org/10.1007/s10750-010-0566-3

Havel, J., Bruckerhoff, L., Funkhouser, M., Gemberling, A. 2014. Resistance to desiccation in aquatic invasive snails and implications for their overland dispersal. *Hydrobiologia*, 741: 89–100, https://doi.org/10.1007/s10750-014-1839-z

Havel, J.E., Kovalenko, K.E., Magela Thomaz, S., Amalfitano, S., Kats, L.B. 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, 750: 147-170. DOI 10.1007/s10750-014-2166-0.

Havel, J.E., Lee, C.E., Vander Zanden, M.J. 2005. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55: 518–525.

Henderson, R. 2002. Northern Territory – Gambusia in the NT – update. In Raadik, T.: Exotic Fishes Committee Report.

Henderson, I., & Robertson, P. 2007. Control and eradication of the North American ruddy duck in Europe.

Herrera-Arroyo, M. 2020. Documentación de referencia para la creación de Estrategias de gestión, control y posible erradicación de *Pseudorasbora parva* (Temminck y Schlegel, 1846). Guadalictio S.L. 85 pp.

Herrera, M., Campos, J.A. 2006. El carrizo de la Pampa (*Cortaderia selloana*) en Bizkaia. Guía práctica para su control. Instituto de Estudios Territoriales de Bizkaia y Diputación Foral de Bizkaia. Bizkaia.

Hinds, L.A., Williams, C. ., Pech, R.P., Spratt, D.M., Robinson, A.J. Reubel, G.H. 2000. Feasibility of immunocontraception for managing stoats in New Zealand. *Science for Conservation*, 158: 109 pp.

Hofius, J., Mandella, C., Rackl, S.M. 2015. Evaluation of watercraft quagga mussel decontamination in saltwater. *Management of Biological Invasions*, 6: 277–286, https://doi.org/10.3391/mbi.2015.6.3.06

IPBES. 2019. The Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Brondizio, E. S., Settele, J., Díaz, S. and Ngo, H. T. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673

Jerde, C.L., Barnes, M.A., DeBuysser, E.K., Noveroske, A., Chadderton, W.L., Lodge, D.M. 2012. Eurasian watermilfoil fitness loss and invasion potential following desiccation during simulated overland transport. Aquatic Invasions, 7: 135–142, https://doi.org/10.3391/ai.2012.7.1.015

Johnson, L.E., Ricciardi, A., Carlton, J.T. 2001. Overland dispersal of aquatic invasive species: A risk assessment of transient recreational boating. *Ecological Applications*, 11: 1789–1799, https://doi.org/10.2307/3061096

Johnson, P. T. J., Olden, J. D., Vander Zanden, M. J. 2008. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and Environment*, 6: 357–363.

Juliano, S.A., Lounibos, L.P. 2005. Ecology of invasive mosquitoes: Effects on resident species and on human health. *Ecology Letters*, 8(5): 558-574.

Julien, M. H., & Broadbent, J. E. 1980. The biology of Australian weeds 3. Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb. Journal of the Australian Institute of Agricultural Science, 46(3), 150-155.

Junta de Extremadura, 2021. Orden de 29 de abril de 2021 por la que se aprueba el protocolo para el control y/o erradicación de *Acacia dealbata* (Mimosa) y *Ailanthus altissima* (Ailanto) en Extremadura.

Karatayev, A.Y., Padilla, D.K., Minchin, D., Boltovskoy, D., Burlakova, L.E. 2007. Changes in global economies and trade: the potential spread of exotic freshwater bivalves. *Biological Invasions*, 9: 161–180 http://dx.doi.org/10.1007/s10530-006-9013-9

Karatayev, A. Y., Burlakova, L. E., Padilla, D. K., Mastitsky, S. E., Olenin, S. 2009. Invaders are not a random selection of species. *Biological Invasions*, 11: 2009–2019.

Kelly, N.E., Wantola, K., Weisz, E., Yan, N.D. 2013. Recreational boats as a vector of secondary spread for aquatic invasive species and native crustacean zooplankton. *Biological Invasions*, 15: 509–519, https://doi.org/10.1007/s10530-012-0303-0

Kjærstad, G., Arnekleiv, J. V., Velle, G., & Finstad, A. G. 2021. Long-term responses of benthic invertebrates to rotenone treatment. River Research and Applications.

Koehn, J., Brumley, A. R., & Gehrke, P. C. 2000. Managing the impacts of carp. Canberra: Bureau of Rural

Sciences.

Kolar, C.S., Lodge, D. M. 2000. Freshwater nonindigenous species: interactions with other global changes. In Mooney, H. A. & R. J. Hobbs (eds), Invasive Species in a Changing World. Island Press, Washington DC: 3–30.

Kourantidou, M., Cuthbert, R.N., Haubrock, P.J., Novoa, A., Taylor, N.G., Leroy, B., Capinha, C., Renault, D., Angulo, E., Diagne, C., Courchamp, F. 2021. Economic costs of invasive alien species in the Mediterranean basin. In: Zenni, R.D., McDermott, S., García-Berthou, E., Ess,l F. (Eds) The economic costs of biological invasions around the world. NeoBiota, 67: 427–458. https://doi.org/10.3897/neobiota.67.58926

Lemmers, P., Collas, F.P.L., Gylstra, R., Crombaghs, B.H.J.M., van der Velde, G., Leuven, R.S.E.W. 2021. Risks and management of alien freshwater crayfish species in the Rhine-Meuse river district. *Management of Biological Invasions*, 12(1): 193-220. https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.1.13.

Leuven, R.W.E.W., Boggero, A., Bakker, E.S., Elgin, A.K., Verreycken, H. 2017. Invasive species in inland waters: from early detection to innovative management approaches. *Aquatic Invasions*, 12(3): 269-273. DOI: https://doi.org/10.3391/ai.2017.12.3.01.

Life Lampropeltis. 2018. Control of the invasive alien species *Lampropeltis getula californiae* on the island of Gran Canaria. LIFE10 NAT/ES/565 AG11-003. Project Summary. http://www.lifelampropeltis.com/images/pdf/Summary_Project.pdf

Louette, G., Declerck, S. 2006. Assessment and control of non-indigenous brown bullhead Ameiurus nebulosus populations using fyke nets in shallow ponds. *Journal of Fish Biology*, 68: 522–531.

Lowell, S.J., Stone, S.F. 2005. The economic impacts of aquatic invasive species: a review of the literature. National Center for Environmental Economics, U.S. EPA, January 2005.

Madsen, J.D., Sutherland, J.W., Bloomfield, J.A., Eichler, L.W., Boylen, C. W. 1991. The decline of native vegetation under dense Eurasian watermilfoil canopies. *Journal of Aquatic Plant Management*, 29: 94–99.

Magdaleno F., Cortés F., Molina B., Díez-Herrero A. y Bodoque J. 2019. El proyecto Drainage: avances metodológicos para la integración de la mitigación del riesgo de inundaciones con la mejora del estado de las masas de agua. *Cuad*. *Soc. Esp. Cienc.* For. (2019) 45(1): 127-13. Doi: https://doi.org/10.31167/csecfv2i45.19507

MAGRAMA. 2015. Protocolo de muestreo y laboratorio de fauna ictiológica en ríos. Código: ML RFI-2015. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Dirección General del Agua. 21 pp.

MAGRAMA. 2020. Plan nacional de contingencia de *Pomacea*. En: Programa nacional para la aplicación de la normativa fitosanitaria.

Manfrin, C., Souty-Grosset, C., Anastácio, P. M., Reynolds, J., Giulianini, P. G. 2019. Detection and control of invasive freshwater crayfish: From traditional to innovative methods. *Diversity*, 11(1): 5.

Masifwa, W.F., Twongo, T., Denny, P. 2001. The impact of water hyacinth, *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)* (Mart) Solms on the abundance and diversity of aquatic macroinvertebrates along the shores of northern Lake Victoria, Uganda. *Hydrobiologia*, 452: 79–88.

Mateo, J. A., & Ayllón, E. 2012. Viabilidad del control de ofidios en Ibiza y Formentera. Informe interno.

McConnachie, A.J., Hill, M.P., Byrne, M.J. 2004. Field assessment of a frond-feeding weevil, a successful biological control agent of red waterfern, *Azolla filiculoides*, in southern Africa. *Biological control*, 29(3): 326-331.

McGeoch, M.A., Genovesi, P., Bellingham, P.J., Costello, M.J., McGrannachan, C., Sheppard, A. 2016. Prioritizing species, pathways, and sites to achieve conservation targets for biological invasion. *Biol. Invasions*, 18: 299-314. DOI 10.1007/s10530-015-1013-1.

McKinney, M.L. 2001. Effects of human population, area and time on non-native plant and fish diversity of

the US. *Biological Conservation*, 100: 243–252 http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00027-1

McMahon, R.F., Ussery, T.A., Clarke, M. 1993. Use of emersion as a zebra mussel control method. U.S. Army Corps of Engineers, Viskburg. No. EL-93-1

Michelan, T. S., Thomaz, S.M., Bini, L.M. 2013. Native macrophyte density and richness matter for invasiveness of a tropical Poaceae. *Plos One*, 8: e60004.

Michelan, T. S., Petsch, D. K., Pinha, G. D., Silveira, M. J., Thomaz, S. M. 2014. The invasive aquatic macrophyte *Hydrilla verticillata* facilitates the establishment of the invasive mussel *Limnoperna fortunei* in Neotropical reservoirs. *Journal of Limnology*, 73(3): 598–602.

Midgley, J.M., Hill, M.P., Villet, M.H. 2006. The effect of water hyacinth, *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)* (Martius) Solms-Laubach (Pontederiaceae), on benthic biodiversity in two impoundments on the New Year's River, South Africa. *African Journal of Aquatic Science*, 31: 25–30.

MITECO, 2018. Estrategia de gestión, control y posible erradicación del Plumero de la Pampa (*Cortaderia selloana*) y otras especies de *Cortaderia*.

MITECO, 2019. Buenas prácticas en actuaciones de conservación, mantenimiento y mejora de cauces, https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/guia-buenas-practicas-en-actuaciones-conservacion-mantenimiento-mejora-cauces_tcm30-503733.pdf

Mohit, S., Johnson, T.B., Arnott, S.E. 2021. Recreational watercraft decontamination: can current recommendations reduce aquatic invasive species spread? *Management of Biological Invasions*, 12(1): 148–164, https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.1.10.

Montalto, L., de Drago, I.E. 2003. Tolerance to desiccation of an invasive mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae), under experimental conditions. *Hydrobiologia*, 498: 161–167, https://doi.org/10.1023/A:1026222414881

Morcillo, F., Lorenzo, I., Fernández-Delgado, C. De Miguel, R. Peña, J.P. Martínez, R., Gómez, R. 2017. Metodología para la aplicación de rotenona como piscicida en un medio fluvial típicamente mediterráneo. EEI 2017. Actas 5º Congreso Nacional sobre EEI. Girona, 16-18 de octubre de 2017.

Morse, J.T. 2009. Assessing the effects of application time and temperature on the efficacy of hot-water sprays to mitigate fouling by *Dreissena polymorpha* (zebra mussels Pallas). *Biofouling*, 25: 605–610, https://doi.org/10.1080/08927010902989245

Musseau, C., Boulenger, C., Crivelli, A.J., Lebel, I., Pascal, M., Bouletreau, S., Santoul, F. 2015. Native European eels as a potential biological control for invasive crayfish. *Freshwater Biology*, 60: 636–645, https://doi.org/10.1111/fwb.12510

Nehring, S., Klingenstein, F. 2008. Aquatic alien species in Germany – Listing system and options for action. En: Rabitsch, W., F. Essl & F. Klingenstein (Eds.): Biological Invasions – from Ecology to Conservation. NEOBIOTA, 7: 19-33.

Nunes, A.L. 2019. Information on measures and related costs in relation to species included on the Union list: *Pacifastacus leniusculus, Faxonius (Orconectes) limosus, Faxonius (Orconectes) virilis, Procambarus clarkii, Procambarus fallax f. virginalis (Procambarus virginalis) [and Faxonius (Orconectes) rusticus]*. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.

Nunes, A.L., Tricarico, E., Panov, P.E., Cardoso, A.C., Katsanevakis, S. 2015. Pathways and gateways of freshwater invasions in Europe. *Aquatic Invasions*, 10(4): 359-370.

Oficialdegui, F.J. 2020. Bases técnicas y aportaciones para la gestión de especies exóticas invasoras de cangrejo de río en España. Guadalictio S.L. 75 pp.

Oliva-Paterna, F.J., Verdiell-Cubedo, D., Ruiz-Navarro, A. and Torralva, M. 2014. La ictiofauna continental de la Cuenca del río Segura (SE Península Ibérica): décadas después de Mas (1986)/The freshwater ichthyofauna of the Segura river basin (SE Iberina Peninsula): decades

654 after Mas (1986), p. 37, Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia.

Oliva-Paterna F.J., Ribeiro F., Miranda R., Anastácio P.M., García-Murillo P., Cobo F., Gallardo B., García-Berthou E., Boix D., Medina L., Morcillo F., Oscoz J., Guillén A., Arias A., Cuesta J.A., Aguiar F., Almeida D., Ayres C., Banha F., Barca S., Biurrun I., Cabezas M.P., Calero S., Campos J.A., Capdevila-Argüelles L., Capinha C., Carapeto A., Casals F., Chainho P., Cirujano S., Clavero M., Del Toro V., Encarnação J.P., Fernández-Delgado C., Franco J., García-Meseguer A.J., Guareschi S., Guerrero A., Hermoso V., Machordom A., Martelo J., Mellado-Díaz A., Moreno J.C., Oficialdegui F.J., Olivo del Amo R., Otero J.C., Perdices A., Pou-Rovira Q., Rodríguez-Merino A., Ros M., Sánchez-Gullón E., Sánchez M.I., Sánchez-Fernández D., Sánchez-González J.R., Soriano O., Teodósio M.A., Torralva M., Vieira-Lanero R., Zamora-López, A. & Zamora-Marín J.M. 2021. LISTA DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS DE LA PENINSULA IBÉRICA (2020). Lista actualizada de las especies exóticas acuáticas introducidas y establecidas en las aguas continentales ibéricas. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 64 pp

Oliva-Paterna F.J., Oficialdegui F.J., Sánchez-González J.R., Zamora-Marín J.M., Casals F., Ribeiro F., Torralva M., Miranda R., Guerreiro P.M., Almeida D., Alexandre C.M., Benejam L., Clavero M., Cobo F., Doadrio I., Fernández-Delgado C., García-Berthou E., Godinho F.N., González G., Magalhães M.F., Morcillo F., Perdices A., Pou-Rovira Q., Santos J.M., Vila-Gispert A. & L. Zamora 2022. STRATEGIC RECOMMENDATIONS FOR THE TRANSNATIONAL MANAGEMENT OF INVASIVE ALIEN FISH IN IBERIAN INLAND WATERS. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 45 pp

Olivo del Amo R., Guillén A., Anastácio P.M., Banha F., Barca S., Casals F., Cobo F., González-Munera L., Machordom A., Miranda R., Oscoz J., Olmedo B.M., Perdices A., Ribeiro F., Sánchez-González J.R., Torralva M., Vieira-Lanero R., Oliva-Paterna F.J. 2021. Códigos de conducta. Comercio electrónico de flora y fauna exótica invasora. Proyecto LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515).

Ordóñez, J., Armengol, J., Moreno-Ostos, E., Caputo, L., García, J.C., Marcé, R. 2010. On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir. *Hydrobiologia*, 653: 119–129.

Orueta, J.F. 2003. Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal. Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014. 248 pp.

Orueta, J. F., Aranda, Y., Gómez, T., Tapia, G.G., Sánchez-Mármol, L. 2003. Cebado pulsado para la erradicación de roedores comensales en islas pequeñas, en Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.), Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras, GEI, Serie Técnica 1: 249-251.

Oscoz J., Miranda R., Anastácio P.M., Banha F., Barca S., Casals F., Cobo F., Guillén A., López-Cañizares C., Machordom A., Olivo del Amo R., Olmedo B.M., Perdices A., Pico A., Ribeiro F., Sánchez-González J.R., Torralva M., Vieira-Lanero R., Gómez Calmaestra R., Oliva-Paterna F.J. 2021. LIFE INVASAQUA - CÓDIGOS DE CONDUCTA. PREVENCIÓN DE LA INTRODUCCIÓN Y DISPERSIÓN DE FLORA Y FAUNA EXÓTICA INVASORA EN EL ÁMBITO DE LA ADMINISTRACIÓN. Documento técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515).

Padilla, D.K., Williams, S.L. 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front. Ecol. Environ*., 2(3): 131-138.

Palau, A., Cia, I., Rosico, E., Badía, F., Peribañez, M.Á., Lanaja, J., ... & Generación, U.E.P.E. 2006. Métodos de control y erradicación del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*). Monografia de Endesa, Madrid.

Peter, C.R., Burdick, D.M. 2010. Can plant competition and diversity reduce the growth and survival of exotic *Phragmites australis* invading a tidal marsh? *Estuaries and Coasts*, 33: 1225–1236.

Petr, T. 2000. Aquatic plant management and fish. Interactions between fish and aquatic macrophytes in inland waters, FAO Fisheries Technical Paper N.º 396, FAO, Rome, 185 p. www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/DOCREP/006/X7580E/X7580E00.htm

Piersanti, S., Pallottini, M., Salerno, G., Goretti, E., Elia, A.C., Dorr, A.J.M., Rebora, M. 2018. Resistance to

dehydration and positive hygrotaxis in the invasive red swamp crayfish *Procambarus clarkii. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 419: 36, https://doi.org/10.1051/kmae/2018024

Pimentel, D., McNair, S., Janecka, S., Wightman, J., Simmonds, C., O'Connell, C., Wong, E., Russel, L., Zern, J., Aquino, T., Tsomondo, T. 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84: 1-20.

Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Linaza, M. (eds.) 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Poulet, N. 2014. Les méthodes de contrôle des populations d'écrevisses invasives. Revue synthétique ONEMA, 13pp.

Ricci, A. 2001. Facilitative interactions among aquatic invaders: is an "invasional meltdown" occurring in the Great Lakes? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 58: 2513–2525 http://dx.doi.org/10.1139/f01-178

Ricciardi, A., Serrouya, R., Whoriskey, F.G. 1995. Aerial exposure tolerance of zebra and quagga mussels (Bivalvia: Dreissenidae): implications for overland dispersal. *Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences,* 52: 470–477, https://doi.org/10.1139/f95-048

Richards, D.C., O'Connell, P., Shinn, D.C. 2004. Simple control method to limit the spread of the New Zealand mudsnail Potamopyrgus antipodarum. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 114–117, https://doi.org/10.1577/M02-133

Rico-Sánchez, A.E., Haubrook, P.J., Cuthbert, R.N., Angulo, E., Ballesteros-Mejia, L., López-López, E., Duboscq-Carra, V.G., Núñez, M.A., Diagne, C., Courchamp, F. 2021. Economic costs of invasive alien species in Mexico. NeoBiota, 67: 459-483. doi: 10.3897/neobiota.67.63846

Rothlisberger, J.D., Chadderton, W.L., McNulty, J., Lodge, D.M. 2010. Aquatic invasive species transport via trailered boats: what is being moved, who is moving it, and what can be done. Fisheries, 35: 121–132, https://doi.org/10.1577/1548-8446-35.3.121

Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B.S., Hulme, P.E., Ikeda, T., Sankaran, K.V., McGeoch, M.A., Meyerson, L.A., Nuñez, M.A., Ordonez, A., Rahlao, S.J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A.W., Vandvik, V. 2023. IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers (Version 2). Zenodo. https://doi.org/10.5281/zenodo.8314303

Sala, O.E., Chapin, III F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., LeRoy, Poff N., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287: 1770–1774 http://dx.doi.org/10.1126/science.287.5459.1770

Santos, A. R., Monteiro, A. 2007. Controlo de invasoras lenhosas no Parque Ecológico do Funchal. *Silva Lusitana*, 15(2), 249-255.

Sanz Ronda, F.J., Bravo Córdoba F.J., Fuentes Pérez, J.F., Ruiz Legazpi, J., García Vega, A., Ramos González, N., Salgado González, V.M., Martínez de Azagra Paredes, A. 2013. Pasos para peces: escalas y otros dispositivos de paso. *Notas técnicas del CIREF, nº 7*.

Schmutz, S., Cowx, I.G., Haidvogl, G., Pont, D. 2007. Fish-based methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, 14(6): 369-380.

Schnee, M. E., Clancy, N. G., Boyer, M. C., & Bourret, S. L. 2021. Recovery of freshwater invertebrates in alpine lakes and streams following eradication of nonnative trout with rotenone. Journal of Fish and Wildlife Management, 12(2), 475-484.

Sebire, M., Rimmer, G., Hicks, R., Parker, S.J., Stebbing, P.D. 2018. A preliminary investigation into biosecurity treatments to manage the invasive killer shrimp (*Dikerogammarus villosus*). *Management of Biological Invasions*, 9: 101–113, https://doi.org/10.3391/mbi.2018.9.2.04

Senar, J. C., Navalpotro, H., Pascual, J., & Montalvo, T. 2021. Nicarbazin has no effect on reducing feral pigeon populations in Barcelona. Pest Management Science, 77(1), 131-137.

Simmons, M., Tucker, A., Chadderton, L., Jerde, C.L., Mahon, A.R. 2015. Active and passive environmental DNA surveillance of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. DOI: 10.1139/cjfas-2015-0262

Sorelló, estudis al medi aquàtic SL. 2020. Plan de erradicación de *Paramisgurnus dabryanus*. Informe final.

Sousa-Santos, C., Matono, P., Da Silva, J., Ilhéu, M. 2018. Evaluation of potential hybridization between native fishes and the invasive bleak, *Alburnus alburnus* (Actinopterygii: Cypriniformes: Cyprinidae). *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 48(2): 109-122. DOI: 10.3750/AIEP/2395

Stebbing, P., Longshaw, M., Scott, A. 2014. Review of methods for the management of non-indigenous crayfish, with particular reference to Great Britain. *Ethology Ecology & Evolution*, 26(2-3): 204-231.

Stiling, P. (2002). Potential non-target effects of a biological control agent, prickly pear moth, Cactoblastis cactorum (Berg)(Lepidoptera: Pyralidae), in North America, and possible management actions. Biological invasions, 4(3), 273-281.

Tetzlaff, J.C., Roth, B.M., Weidel, B.C., Kitchell, J.F. 2011. Predation by native sunfishes (Centrarchidae) on the invasive crayfish *Orconectes rusticus* in four northern Wisconsin lakes. *Ecology of Freshwater Fish*, 20: 133–143.

Theel, H.J., Dibble, E.D., Madsen, J. D. 2008. Differential influence of a monotypic and diverse native aquatic plant bed on a macroinvertebrate assemblage; an experimental implication of exotic plant induced habitat. *Hydrobiologia*, 600: 77–87.

Thomas, A.C., Tank, S., Nguyen, P.L., Ponce, J., Sinnesael, M., Goldberg, C. 2020. A system for rapid eDNA detection of aquatic invasive species. *Environmental DNA*, 2: 261-270. DOI: 10.1002/edn3.25

Torres, L.M. 2005. Un aniversario aciago: dos siglos de historia como plaga de la polilla del racimo de la vid, *Lobesia botrana* Den. y Schiff. Insectarium virtual http://www.insectariumvirtual.com/reportajes/mariposavid/mariposavid.htm

Trebitz, A. S., Taylor, D. L. 2007. Exotic and invasive aquatic plants in great lakes coastal wetlands: distribution and relation to watershed land use and plant richness and cover. *Journal of Great Lakes Research*, 33: 705–721.

Tremblay, L.A., Champeau, O., Cahill, P.L., Pullan, S., Grainger, N., Duggan, I.C. 2019. Assessment of chemical and physical treatments to selectively kill non-indigenous freshwater zooplankton species. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 53: 97–112, https://doi.org/10.1080/00288330.2018.1485712

Tricarico, E. 2012. A review on pathways and drivers of use regarding non-native freshwater fish introductions in the Mediterranean region. *Fisheries Management and Ecology*, 19: 133–141 http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2011.00834.x

Turner, L., Jacobson, S., Shoemaker, L. 2007. Risk assessment for piscicidal formulations of rotenone. Compliance Services International, Lakewood, p.25.

Underwood, E.B., Darden, T.L., Knott, D.M., Kingsley-Smith, P.R. 2019. Determining the salinity tolerance of invasive island apple snail *Pomacea maculata* (Perry, 1810) hatchlings to assess the invasion probability in estuarine habitats in South Carolina, USA. *Journal of Shellfish Research*, 38: 177–182, https://doi.org/10.2983/035.038.0116

Valverde-Iglesias, A. 2020. Documentación de referencia para la creación de Estrategias de gestión, control y posible erradicación del percasol (*Lepomis gibbosus*). Guadalictio S.L. 74 pp.

Vander Zanden, M.J., Olden, J.D. 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 65: 1512-1522. doi:10.1139/F08-099.

Verreycken, H., Aislabie, L.R., Copp, G.H. 2019. Annex with evidence on measures and their implementation cost and cost-effectiveness: *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820). https://circabc.europa.eu/faces/jsp/extension/wai/navigation/container.jsp

Vila-Gispert, A., Alcaraz, C., García-Berthou, E. 2005. Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions*, 7: 107-116.

Williams, S.L., Grosholz, E.D. 2008. The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuaries and coasts*: J. CERF, 31: 3-20. DOI 10.1007/s12237-007-9031-6

Wittenberg, R., Cock, M.J.W. 2001. Les especes envahissantes exotiques: Un manuel pour une meilleure prévention et de meilleures pratiques de gestion. Global Invasive Species programme (GISP). CABI International, Wallingford, Oxon, UK. 238 pp.

Wittmann, M.E., Chandra, S. 2015. Implementation Plan for the Control of Aquatic Invasive Species within Lake Tahoe. Lake Tahoe AIS Coordination Committee, July 31, 2015. Reno, NV. 52 pp, http://dx.doi.org/10.3391/mbi.2015.6.4.01suppl

Zamora-Marín, J.M., Zamora-López, A., Sánchez-Pérez, A., Torralva, M. and Oliva-Paterna, F.J. 2018. Establecimiento de la almeja asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica). *Limnetica*, 37(1), 1-7.

Zenni, R.D., Essl, F., García-Berthou, E., McDermott, S.M. 2021. The economic costs of biological invasions around the world. *NeoBiota*, 67: 1-9. doi: 10.3897/neobiota.67.69971.

Zogaris, S. 2017. Information on measures and related costs in relation to species considered for inclusion on the Union list: *Ameiurus* spp. Technical note prepared by IUCN for the European Commission.

Visón americano, *Neovison vison*,
(CENEAM. Ricardo Gómez Calmaestra)

9

Otras referencias relevantes

Almeida, D., Ribeiro, F., Leunda, P.M., Vilizzi, L., Copp, G.H. 2013. Effectiveness of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Non-Native Freshwater Fishes, to Perform Risk Identification Assessments in the Iberian Peninsula. *Risk Analysis*, 33: 1404-1413. https://doi.org/10.1111/risa.12050

Anastácio, P.M., Ribeiro, F., Capinha, C., Banha, F., Gama, M., Filipe, A.F., Rebelo, R., Sousa, R. 2019. Non-native freshwater fauna in Portugal: A review. *Science of the Total Environment*, 650: 1923-1934. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.251

Bertolino, S., Ancillotto, L., Bartolommei, P., Benassi, G., Capizzi, D., Gasperini, S., Lucchesi, M., Mori, E., Scillitani, L., Sozio, G., Falaschi, M., Ficetola, G.F., Cerri, J., Genovesi, P., Carnevali, L., Loy, A., Monaco, A. 2020. A framework for prioritising present and potentially invasive mammal species for a national list. NeoBiota, 62: 31-54, https://doi.org/10.3897/neobiota.62.52934

Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P., Jarošík, V., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution,* 26: 333-339. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023

Carboneras, C., Genovesi, P., Vilà, M., Blackburn, T.M., Carrete, M., Clavero, M., D'hondt, B., Orueta, J.F., Gallardo, B., Geraldes, P., González-Moreno, P., Gregory, R.D., Nentwig, W., Paquet, J., Pyšek, P., Rabitsch, W., Ramírez, I., Scalera, R., Tella, J.L., Walton, P., Wynde, R. 2018. A prioritised list of invasive alien species to assist the effective implementation of EU legislation. *Journal of Applied Ecology*, 55: 539–547. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12997

Cobo, F., Vieira-Lanero, R., Rego, E., Servia, M.J. 2010. Temporal trends in non-indigenous freshwater species records during the 20th century: a case study in the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3471–3487. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9908-8

Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2021. Gobernanza y estrategias para la lucha contra las especies invasoras en la cuenca del Guadiana. https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2021-05/REVISI%C3%93N_ESTRATEGIA%20DE%20EEI%202021%20COMPLETA_firmada.pdf

Confederación Hidrográfica del Guadiana. 2022. Análisis coste-beneficio de la gestión, control y posible erradicación de las especies invasoras del camalote y del nenúfar mejicano en la cuenca del río Guadiana. https://www.chguadiana.es/sites/default/files/2022-05/2%20-%20ACB_Camalote%20def_.pdf

Dawson, W., Peyton, J.M., Pescott, O.L., Adriaens, T., Cottier-Cook, E.J., Frohlich, D.S., Key, G., Malumphy, C., Martinou, A.F., Minchin, D., Moore, N., Rabitsch, W., Rorke, S.L., Tricarico, E., Turvey, K.M.A., Winfield, I.J., Barnes, D.K.A., Baum, D., Bensusan, K., Burton, F.J., Convey, P., Copeland, A.I., Fa, D.A., Fowler, L., García-Berthou, E., Gonzalez, A., González-Moreno, P., Gray, A., Griffiths, R.W., Guillem, R., Guzman, A.N., Haakonsson, J., Hughes, K.A. , James, R., Linares, L., Maczey, N., Mailer, S., Manco, B.N., Martin, S., Monaco, A., Moverley, D.G., Rose-Smyth, C., Shanklin, J., Stevens, N., Stewart, A.J., Vaux, A., Warr, S.J., Werenkaut, V., Roy, H.E. 2023. Horizon scanning for potential invasive non-native species across United Kingdom Overseas Territories. Conservation Letters, 16: e12928.

Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R.E., Vaissière, A.C., Assailly, C., Nuninger, L., Roiz, D., Jourdain, F., Jarić, I., Courchamp, F. 2020. InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific Data*, 7: 277. https://doi.org/10.1038/s41597-020-00586-z

Early, R., Bradley, B., Dukes, J., Lawler, J.J., Olden, J.D., Blumenthal, D.M., Gonzalez, P., Grosholz, E.D., Ibañez, I., Miller, L.P., Sorte, C.J.B., Tatem, A.J. 2016. Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. Nature Communications, 7: 12485. https://doi.org/10.1038/ncomms12485.

EASIN. 2023. European Alien Species Information Network. European Commission - Joint Research Centre. https://easin.jrc.ec.europa.eu/

European Commission. 2017. Invasive alien species: a European Union response. Directorate-General for Environment. Publications Office.

Generalitat Valenciana. 2012. Ensayos de efectividad de medios de captura. Año 2012.

Informes LIFE-Trachemys (LIFE09 NAT/E/0000529), nº11. 20 pp. https://mediambient.gva.es/documents/91061501/168380380/11_LIFE+Trachemys_Ensayos+artes+captura+2012.pdf/aa4a3fff-0fb0-478c-bbc0-d2c512c2bc52?t=1400739409960

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Ley 7/2018, de 20 de julio, de modificación de la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad.

Muñoz-Mas, R., Carrete, M., Castro-Díez, P., Delibes-Mateos, M., Jaques, J.A., López-Darias, M., Nogales, M., Pino, J., Traveset, A., Turon, X., Vilà, M., García-Berthou, E. 2021. Management of invasive alien species in Spain: a bibliometric review. NeoBiota, 70: 123–150.

Olden, J.D., Chen, K., García-Berthou, E., King, A.K., South, J., Vitule, J.R.S. 2022. Invasive species in streams and rivers. p. 436–452 in Mehner T. & Tockner K. (eds.) Encyclopedia of Inland Waters (2nd ed.), vol. 2, Elsevier.

Oliva-Paterna, F.J., Ribeiro, F., Miranda, R., Anastácio, P.M., García-Murillo, P., Cobo, F., Gallardo, B., García-Berthou, E., Boix, D., Medina, L., Morcillo, F., Oscoz, J., Guillén, A., Arias, A., Cuesta, J.A., Aguiar, F., Almeida, D., Ayres, C., Banha, F., Barca, S., Biurrun, I., Cabezas, M.P., Calero, S., Campos, J.A., Capdevila-Argüelles, L., Capinha, C., Carapeto, A., Casals, F., Chainho, P., Cirujano, S., Clavero, M., Del Toro, V., Encarnação, J.P., Fernández-Delgado, C., Franco, J., García-Meseguer, A.J., Guareschi, S., Guerrero, A., Hermoso, V., Machordom, A., Martelo, J., Mellado-Díaz, A., Moreno, J.C., Oficialdegui, F.J., Olivo del Amo, R., Otero, J.C., Perdices, A., Pou-Rovira, Q., Rodríguez-Merino, A., Ros, M., Sánchez-Gullón, E., Sánchez, M.I., Sánchez-Fernández, D., Sánchez-González, J.R., Soriano, O., Teodósio, M.A., Torralva, M., Vieira-Lanero, R., Zamora-López, A., Zamora-Marín, J.M. 2021. LISTA DE ESPECIES EXÓTICAS ACUÁTICAS POTENCIALMENTE INVASORAS EN LA PENINSULA IBÉRICA (2020). Lista actualizada de especies exóticas potencialmente invasoras con alto riesgo de invasión de las aguas continentales ibéricas. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515). 58 pp

Oliva-Paterna, F.J., Oficialdegui, F.J., Anastácio, P.M., García-Murillo, P., Zamora-Marín, J.M., Ribeiro, F., Miranda, R., Cobo, F., Gallardo, B., García-Berthou, E., Boix, D., Medina, L., Arias, A., Cuesta, J.A., Almeida, D., Banha, F., Barca, S., Biu-rrun, I., Cabezas, M.P., Calero, S., Campos, J.A., Capdevila-Argüelles, L., Capinha, C., Casals, F., Clavero, M., Encarnação, J.P., Fernández-Delgado, C., Franco, J., Guareschi, S., Guillén, A., Hermoso, V., López-Cañizares, C., Machordom, A., Martelo, J., Mellado-Díaz, A., Morcillo, F., Olivo del Amo, R., Oscoz, J., Perdices, A., Pou-Rovira, Q., Rodríguez-Merino, A., Ros, M., Ruiz-Navarro, A., Sánchez-Gullón, E., Sánchez, M.I., Sánchez-Fernández, D., Sánchez-González, J.R., Teodósio, M.A., Torralva, M., Vieira-Lanero, R. 2022. LISTA NEGRA Y LISTA DE ALERTA DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS ACUÁTICAS DE LA PENÍNSULA IBÉRICA - Ejercicio de exploración del horizonte transnacional centrado en las especies exóticas invasoras acuáticas de alto riesgo para las aguas interiores ibéricas. Informe técnico preparado por LIFE INVASAQUA (LIFE17 GIE/ES/000515).

Oliva-Paterna, F.J., Oficialdegui, F.J., Sánchez-González, J.R., Zamora-Marín, J.M., Casals, F., Ribeiro, F., Torralva, M., Miranda, R., Guerreiro, P.M., Almeida, D., Alexandre, C.M., Benejam, L., Clavero, M., Cobo, F., Doadrio, I., Fernández-Delgado, C., García-Berthou, E., Godinho, F.N., González, G., Magalhães, M.F., Morcillo, F., Perdices, A., Pou-Rovira, Q., Santos, J.M., Vila-Gispert, A., L. Zamora. 2023. STRATEGIC RECOMMENDATIONS FOR THE TRANSNATIONAL MANAGEMENT OF INVASIVE ALIEN FISH IN IBERIAN INLAND WATERS. Technical Report prepared by LIFE INVASA-QUA (LIFE17 GIE/ES/000515).

REAL DECRETO 1311/2012, de 14 de septiembre, por el que se establece el marco de actuación para conseguir un uso sostenible de los productos fitosanitarios.

Real Decreto 216/2019, de 29 de marzo, por el que se aprueba la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la región ultraperiférica de las islas Canarias y por el que se modifica el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Real Decreto 570/2020, de 16 de junio, por el que se regula el procedimiento administrativo para la autorización previa de importación en el territorio nacional de especies alóctonas con el fin de preservar la biodiversidad autóctona española.

Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras.

Reaser, J.K., Frey, M., Meyers, N.M. 2020. Invasive species watch lists: guidance for development, communication, and application. *Biological Invasions*, 22: 47–51. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02176-6

REGLAMENTO (CE) 708/2007 DEL CONSEJO, de 11 de junio de 2007, sobre el uso de las especies exóticas y las especies localmente ausentes en la acuicultura.

REGLAMENTO DELEGADO (UE) 2023/707 DE LA COMISIÓN de 19 de diciembre de 2022 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1272/2008 en lo relativo a las clases de peligro y a los criterios para la clasificación, el etiquetado y el envasado de sustancias y mezclas.

REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) 2016/1141 DE LA COMISIÓN, de 13 de julio de 2016, por el que se adopta una lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión de conformidad con el Reglamento (UE) nº 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) 2017/1263 DE LA COMISIÓN, de 12 de julio de 2017 por el que se actualiza la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión establecida por el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 de conformidad con el Reglamento (UE) n.o 1143/2014 del Parlamento Europeo y del Consejo.

REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) 2019/1262 DE LA COMISIÓN, de 25 de julio de 2019, por el que se modifica el Reglamento de Ejecución (UE) 2016/1141 con el fin de actualizar la lista de especies exóticas invasoras preocupantes para la Unión.

REGLAMENTO DE EJECUCIÓN (UE) 2022/2364 DE LA COMISIÓN de 2 de diciembre de 2022 que modifica el Reglamento de Ejecución (UE) nº 540/2011 por lo que respecta a la ampliación del período de aprobación de la sustancia activa glifosato.

REGLAMENTO (UE) 1143/2014 DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 22 de octubre de 2014 sobre la prevención y la gestión de la introducción y propagación de especies exóticas invasoras.

REGLAMENTO (UE) 2021/383 DE LA COMISIÓN, de 3 de marzo de 2021 por el que se modifica el anexo III del Reglamento (CE) nº 1107/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, donde se detalla la lista de coformulantes que no pueden entrar en la composición de los productos fitosanitarios.

Richardson, D.M., Pyšek, P., Carlton, J.T. 2010. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: Richardson D.M. (eds). Fifty Years of Invasion Ecology. Wiley Online Books.

Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T.M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P.E., van Kleunen, M., Kühn, I., Jeschke, J.M., Lenzner, B., Liebhold, A.M., Pattison, Z., Pergl, J., Pyšek, P., Winter, M., F. Essl. 2021. Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27: 970-982. https://doi.org/10.1111/gcb.15333

Sentencia de 16 de marzo de 2016, de la Sala Tercera del Tribunal Supremo, que anula los siguientes extremos del Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, que regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras: 1º La exclusión de las especies *Batrachocytrium dendrobatidis, Udaria pinnatifida, Helianthus tuberosus, Cyprinus carpio, Oncorhynchus mykiss.* 2º La exclusión de la población murciana del bóvido *Ammotragus lervia*, que debe quedar incluida sin excepciones. 3º La Disposición adicional quinta queda anulada en su totalidad. 4º Del apartado segundo de la Disposición adicional sexta queda anulada la siguiente indicación: "En ningún caso se autorizarán nuevas explotaciones de cría de visón americano ("*Neovison vison*"), o ampliación de las ya existentes, en las provincias del área de distribución del visón europeo ("*Mustela lutreala*"), que figuren en el Inventario Español del Patrimonio Natural y la Biodiversidad". 5º La Disposición transitoria segunda queda anulada en su totalidad.

Simberloff, D., Jean-Lous, M., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28: 58-66. https://doi. org/10.1016/j.tree.2012.07.013

Smith, K.G., Nunes, A.L., Aegerter, J., Baker, S.E., Di Silvestre, I., Ferreira, C.C., Griffith, M., Lane, J., Muir, A., Binding, S., Broadway, M., Robert-son, P., Scalera, R., Adriaens, T., Åhlén, P.A., Aliaga, A., Baert, K., Bakaloudis, D.E., Bertolino, S., Briggs, L., Cartuyvels, E., Dahl, F., D'hondt, B., Eckert, M., Gethöffer, F., Gojdičová, E., Huysentruyt, F., Jelić, D., Lešová, A., Lužnik, M., Moreno, L., Nagy, G., Poledník, L., Preda, C., Skorupski, J., Telnov, D., Trichkova, T., Verreycken, H., Vucić, M. 2022. A manual for the management of vertebrate invasive alien species of Union concern, in-corporating animal welfare. 1st Edition. Technical report prepared for the European Commission within the framework of the contract no. 07.027746/2019/812504/SER/ENV.D.2.

Simonin, D., Gavinelli, A. 2019. The European Union legislation on animal welfare: state of play, enforcement and future activities. In: Hild S. & Schweitzer L. (Eds), Animal Welfare: From Science to Law, 2019, pp.59-70.

Wallace, R.D., Bargeron, C.T., Reaser, J.K. 2020. Enabling decisions that make a difference: guidance for improving access to and analysis of invasive species information. *Biological Invasions*, 22: 37â€“45. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02142-2

Eliminación mediante pesca eléctrica de salvelino, *Salvelinus fontinalis*
(CENEAM. Fernando Carmena)

ANEXOS

ANEXO I. ESPECIES OBJETIVO DE LA ESTRATEGIA Y PRINCIPALES VÍAS DE ENTRADA

Taxón	Especie	Ámbito de aplicación	Nombre común	Principales vías de entrada y dispersión
Hongos	*Batrachocytrium dendrobatidis*	España	Quitridio	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Contaminante
				Polizón
				Corredores o pasillos
Algas	*Asparagopsis armata*	España		Introducción o suelta
				Contaminante
				Polizón
	Codium fragile	España		Contaminante
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
	Didymosphenia geminata	España	Didymo o moco de roca	Contaminante
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma
	Gracilaria vermiculophylla	España		Contaminante
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
	Sargassum muticum	España		Polizón
				Contaminante
				Escape, fuga o huida
	Womersleyella setacea	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
Flora	*Acacia dealbata*	Excepto Canarias y Baleares	Mimosa, acacia, acacia francesa	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ageratina adenophora	Canarias	Matoespuma	Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ageratina riparia	Canarias	Matoespuma fino	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ailanthus altissima	España	Ailanto, árbol del cielo, zumaque falso	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Alternanthera philoxeroides	España	Lagunilla, hierba del lagarto, huiro verde	Polizón
				Escape, fuga o huida

Flora	*Arauja sericifera*	España	Planta cruel, miraguano	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Arundo donax	Canarias	Caña, cañavera, bardiza, caña silvestre	Polizón
				Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
	Azolla spp.	España	Helecho de agua	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Baccharis halimifolia	España	Bácaris, chilca, chilca de hoja de orzaga, carqueja	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Budleja davidii	España	Budleya, baileya, arbusto de las mariposas	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Cabomba caroliniana	España	Ortiga acuática	Escape, fuga o huida
				Polizón
				Corredores o pasillos
	Cortaderia spp.	España	Hierba de la pampa, carrizo de la pampa	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Cotula coronopifolia	Baleares	Cotula	Contaminante
				Polizón
				Corredores o pasillos
	Crassula helmsii	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Cylindropuntia spp.	España	Cylindropuntia	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Cyrtomium falcatum	Canarias	Helecho acebo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Egeria densa	España	Broza del Brasil, egeria	Escape, fuga o huida

Flora	*Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)*	España	Jacinto de agua, camalote	Polizón
				Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
	Elodea canadensis	España	Broza del Canadá, peste de agua	Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Elodea nuttallii	España	Broza del Canadá, peste de agua	Introducción o suelta
				Polizón
	Fallopia baldschuanica	España	Viña del Tíbet	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Fallopia japonica (= Reynoutria japonica)	España	Hierba nudosa japonesa	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Gymnocoronis spilanthoides	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Polizón
				Corredores o pasillos
	Hedychium gardnenarium	España	Jengibre blanco	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Helianthus tuberosus	España	Pataca, tupinabo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
	Heracleum mantegazzianum	España	Perejil gigante	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
	Hydrocotyle ranunculoides	España	Redondita de agua	Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ipomoea indica	Baleares y Canarias	Campanilla morada, batatilla de Indias	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante

Flora	*Lagarosiphon major*	España	Elodea africana	Escape, fuga o huida
				Polizón
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ludwigia spp.*(*Excepto *L.palustris)*	España	Duraznillo de agua	Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Lysichiton americanus	España	Aro de agua o col de mofeta amarilla	Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
	Myriophyllum aquaticum	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Myriophyllum heterophyllum	España		Escape, fuga o huida
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
	Nicotiana glauca	Canarias	Tabaco moruno	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Nymphaea mexicana	España	Lirio amarillo	Escape, fuga o huida
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
				Contaminante
	Pistia stratiotes	España	Lechuga de agua	Escape, fuga o huida
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
				Corredores o pasillos
	Ricinus communis	Canarias	Tartero	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Dispersión no asistida o autónoma
	Salvinia spp.	España	Salvinia	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
	Spartina alterniflora	España	Borraza	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
	Spartina densiflora	España	Espartillo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos

Flora	*Spartina patens*	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma
	Tradescantia fluminensis	España	Amor de hombre, oreja de gato	Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma
Invertebrados no artrópodos	*Familia* Ampullariidae	España	Caracoles manzana y otros	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Polizón
	Corbicula fluminea	España	Almeja de río asiática	Polizón
				Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Contaminante
	Cordylophora caspia	España	Hidroide esturiano	Polizón
				Introducción o suelta
	Crepidula fornicata	España		Polizón
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
	Dreissena bugensis	España	Mejillón quagga	Polizón
				Contaminante
				Corredores o pasillos
				Escape, fuga o huida
	Dreissena polymorpha	España	Mejillón cebra	Polizón
				Contaminante
				Corredores o pasillos
				Escape, fuga o huida
	Ficopomatus enigmaticus	España	Mercierella	Corredores o pasillos
				Contaminante
	Limnoperna securis	España	Mejillón pequeño marrón	Contaminante
				Polizón
				Escape, fuga o huida
	Limnoperna fortunei	España		Polizón
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
				Corredores o pasillos
	Melanoides tuberculatus	España	Caracol trompeta	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Contaminante
				Polizón
				Corredores o pasillos

Invertebrados no artrópodos	*Mytilopsis leucophaeata*	España	Mejillón de agua salobre	Polizón
	Potamocorbula amurensis	España	Almeja asiática	Corredores o pasillos
				Polizón
	Potamopyrgus antipodarum	España	Caracol del cieno	Polizón
				Contaminante
				Escape, fuga o huida
	Sinanodonta woodiana	España		Contaminante
				Corredores o pasillos
Artrópodos no crustáceos	*Aedes albopictus*	España	Mosquito tigre	Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
				Contaminante
Crustáceos	*Cherax destructor*	España	Yabbie	Contaminante
				Polizón
				Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Dikerogammarus villosus	España		Corredores o pasillos
				Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
	Eriocheir sinensis	España	Cangrejo chino	Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma
				Corredores o pasillos
				Contaminante
	Faxonius rusticus	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Orconectes limosus	España	Cangrejo de los canales	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Orconectes virilis	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Pacifastacus leniusculus	España	Cangrejo señal, cangrejo de California, cangrejo del Pacífico.	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
	Procambarus clarkii	España	Cangrejo rojo, cangrejo americano, cangrejo de las marismas	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Procambarus fallax	España	Cangrejo de mármol	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Rhithropanopeus harrisii	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Triops longicaudatus	España		Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma

Peces	*Alburnus alburnus*	España	Alburno	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma
	Ameiurus melas	España	Pez gato negro	Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
	Channa spp.	España	Pez cabeza de serpiente del norte	Introducción o suelta
	Cyprinus carpio	España	Carpa o carpa común	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Esox lucius	España	Lucio	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Fundulus heteroclitus	España	Fúndulo, pez momia	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Polizón
	Australoheros facetus (= Herychtys facetum)	España	Chanchito	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Gambusia affinis	España	Gambusia del este	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
	Gambusia holbrooki	España	Gambusia	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Ictalurus punctatus	España	Pez gato punteado, bagre de canal	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Lepomis gibbosus	España	Percasol, pez sol	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Micropterus salmoides	España	Perca americana	Introducción o suelta
	Misgurnus anguillicaudatu	España	Dojo	Escape, fuga o huida
	Morone americana	España	Lubina blanca	Polizón
				Contaminante
				Introducción o suelta
	Oncorhynchus mykiss	España	Trucha arco íris	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Perca fluviatilis	España	Perca de río	Introducción o suelta
	Perccottus glenii	España	Durmiente chino	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Contaminante
	Pseudorasbora parva	España	Pseudorasbora	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Corredores o pasillos
				Dispersión no asistida o autónoma

Peces	*Rutilus rutilus*	España	Rutilo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Salvelinus fontinalis	España	Salvelino	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Sander lucioperca	España	Lucioperca	Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
				Corredores o pasillos
	Scardinius erythrophthalmus	España	Gardí	Introducción o suelta
	Silurus glanis	España	Siluro	Introducción o suelta
Anfibios	*Bufo marinus = (Rhinella marina)*	España	Sapo marino	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Contaminante
	Duttaphrynus melanostictus	España	Sapo común asiático	Polizón
				Contaminante
	Lithobates (=Rana) catesbeianus	España	Rana toro	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Xenopus laevis	España	Rana de uñas africana	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
Reptiles	*Chrysemys picta*	España	Tortuga pintada	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Pseudemys peninsularis	España	Tortuga de la peninsula	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Trachemys scripta	España	Galápago americano o de Florida	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
Aves	*Alopochen aegyptiacus*	España	Ganso del Nilo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Amandava amandava	España	Bengalí rojo	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Branta canadensis	España	Barnacla canadiense	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Estrilda spp.	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Euplectes spp.	España		Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Oxyura jamaicensis	España	Malvasía canela	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
	Threskiornis aethiopicus	España	Ibis sagrado	Escape, fuga o huida

Mamíferos	*Mustela (Neovison) vison*	España	Visón americano	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
	Myocastor coypus	España	Coipú	Escape, fuga o huida
				Introducción o suelta
				Dispersión no asistida o autónoma
	Nyctereutes procyonoides	España	Perro mapache	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
	Ondatra zibethicus	España	Rata almizclera	Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Procyon lotor	España	Mapache	Introducción o suelta
				Escape, fuga o huida
				Dispersión no asistida o autónoma
	Rattus norvegicus	Canarias	Rata parda	Polizón
				Dispersión no asistida o autónoma

ANEXO II. ESPECIES ALÓCTONAS Y ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS OBJETO DE ESPECIAL SEGUIMIENTO POR CUENCA HIDROGRÁFICA EN EL MARCO DE ESTA ESTRATEGIA POR PARTE DE LOS ORGANISMOS DE CUENCA CORRESPONDIENTES

Listado conjunto		
Taxón	**Especie**	**Nombre común**
Algas	*Didymosphenia geminata*	Didymo/Moco de roca
	Gonyostomum semen	Alga semilla
Flora	*Acacia* spp.	Acacias/mimosas
	Ailanthus altissima	Ailanto/árbol del cielo
	Alternanthera philoxeroides	Lagunilla
	Arundo donax	Caña
	Azolla spp.	Helechos de agua
	Baccharis halimifolia	Bácaris
	Bacopa monnieri	Bacopa
	Bidens frondosa	Cáñamo de agua americano
	Bromus catharticus	Bromo catártico
	Buddleja davidii	Budleya/arbusto de mariposas
	Colocasia esculenta	Colocasia
	Conyza bonariensis	Zamarraga
	Conyza canadensis	Zamarraga, escoba
	Cortaderia spp.	Hierbas de la Pampa
	Cotula coronopifolia	Cotula
	Crocosmia x crocosmiiflora	Crocosmia
	Cyperus eragrostis	Juncia olorosa
	Datura stramonium	Estramonio
	Egeria densa	Maleza acuática brasileña
	Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes).	Camalote
	Eleocharis bonariensis	Chufa argentina
	Elodea spp.	Elodeas
	Fallopia spp.	Hierbas nudosas
	Helianthus tuberosus	Tupinabo
	Hydrocharis laevigata	Esponjilla
	Hydrocotyle bonariensis	muñequita de agua
	Hydrocotyle ranunculoides	Redondita de agua
	Hydrocotyle verticillata	Redondita verticilada
	Ipomoea indica	Campanilla morada
	Lagarosiphon major	Elodea africana
	Lemna minuta	Lenteja de agua enana
	Lemna valdiviana	Lenteja de agua de Valdivia
	Ludwigia spp.(Excepto *L.palustris)*	Duraznillos de agua
	Myriophyllum aquaticum	Cola de zorro
	Myriophyllum heterophyllum	Cola de zorro
	Nicotiana glauca	Tabaco moruno
	Nymphaea mexicana	Nenúfar mejicano

Flora	*Oxalis pes-craprae*	Agrio
	Paspalum dilatatum	Gama de agua
	Paspalum vaginatum	Gama de agua
	Phyllostachys spp.	Bambús
	Phytolacca americana	Hierba carmín
	Pterocarya x rehderiana	Pterocarya híbrida
	Ricinus communis	Ricino
	Robinia pseudoacacia	Falsa acacia
	Salvinia spp.	Salvinias
	Sorghum halepense	Sorgo de Alepo
	Stenotaphrum secundatum	Grama americana
	Tradescantia fluminensis	Oreja de gato/amor de hombre
	Tropaeolum majus	Capuchina
	Vinca difformis	Pervinca, barredora
	Zantedeschia aethiopica	Cala, alcatraz
Crustáceos	*Callinectes sapidus*	Cangrejo azul
	Cherax spp	Cangrejo azul australiano
	Pacifastacus leniusculus	Cangrejo señal
	Procambarus clarckii	Cangrejo rojo americano
	Procambarus virginalis	Cangrejo mármol
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.	Almejas asiáticas
	Craspedacusta sowerbyi	Medusa de agua dulce
	Dreissena polymorpha	Mejillón cebra
	Melanoides tuberculatus	Caracol trompeta
	Mytilopsis leucophaeata	Mejillón de agua salobre
	Pectinatella magnifica	Briozoo magnífico
	Physa acuta	Caracol de agua dulce
	Plumatella sp.	Briozoo
	Pomacea spp.	Caracoles manzana
	Potamogyrus antipodarum	Caracol del cieno
	Sinanodonta woodiana	Almeja china del cieno
Artrópodos no crustáceos	*Trichocorixa verticalis*	Barquero vermiculado
Peces	*Alburnus alburnus*	Alburno
	Ameiurus melas	Pez gato negro
	Australoheros facetus	Chanchito
	Carassius auratus	Carpín dorado
	Channa spp.	Cabezas de serpiente
	Cyprinus carpio	Carpa
	Esox lucius	Lucio
	Fundulus heteroclitus	Fúndulo
	Gambusia holbrooki	Gambusia
	Ictalurus punctatus	Pez gato punteado
	Lepomis gibbosus	Percasol
	Micropterus salmoides	Perca americana
	Misgurnus anguillicaudatus	Dojo

Peces	*Oncorhynchus mykiss*	Trucha arcoíris
	Paramisgurnus dabryanus	Locha china
	Perca fluviatilis	Perca europea
	Pseudorasbora parva	Gobio de boca súpera
	Pterois volitans	Pez escorpión/pez león
	Rutilus rutilus	Rutilo
	Salvelinus fontinalis	Salvelino
	Sander lucioperca	Lucioperca
	Scardinius erythrophthalmus	Gardí
	Silurus glanis	Siluro
	Tinca tinca	Tenca
Mamíferos	*Neovison vison*	Visón americano
Reptiles	*Trachemys scripta*	Galápago de florida

Listados de taxones objeto de seguimiento por cuenca

Cuencas Internas de Cataluña		**Galicia Costa**	
Taxón	**Especie**	**Taxón**	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*	**Algas**	*Gonyostomum semen*
Flora	*Ailanthus altissima*	**Flora**	*Acacia* spp.
	Alternanthera philoxeroides		*Azolla* spp.
	Azolla spp.		*Bacopa monnieri*
	Baccharis halimifolia		*Bidens frondosa*
	Cortaderia spp.		*Bromus catharticus*
	Egeria densa		*Buddleja davidii*
	Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)		*Conyza bonariensis*
	Elodea spp.		*Conyza canadensis*
	Fallopia spp.		*Cortaderia* spp.
	Helianthus tuberosus		*Crocosmia x crocosmiiflora*
	Hydrocotyle bonariensis		*Cyperus eragrostis*
	Hydrocotyle ranunculoides		*Datura stramonium*
	Hydrocotyle verticillata		*Egeria densa*
	Phyllostachys spp.		*Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)*
	Salvinia spp.		*Eleocharis bonariensis*
Crustáceos	*Callinectes sapidus*		*Hydrocotyle bonairensis*
	Pacifastacus leniusculus		*Ipomoea indica*
	Procambarus clarkii		*Oxalis pes-craprae*
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.		*Paspalum dilatatum*
	Dreissena spp		*Paspalum vaginatum*
	Pomacea spp.		*Phyllostachys* spp.
	Sinanodonta woodiana		*Phytolacca americana*

Peces	*Alburnus alburnus*	**Flora**	*Robinia pseudoacacia*
	Ameiurus melas		*Sorghum halepense*
	Carassius auratus		*Stenotaphrum secundatum*
	Cyprinus carpio		*Tropaeolum majus*
	Esox lucius		*Vinca difformis*
	Gambusia holbrooki		*Zantedeschia aethiopica*
	Lepomis gibbosus	**Crustáceos**	*Potamogyrus antipodarum*
	Micropterus salmoides	**Invertebrados no artrópodos**	*Procambarus clarckii*
	Paramisgurnus dabryanus	**Peces**	*Corbicula* spp.
	Perca fluviatilis		*Gambusia holbrooki*
	Pseudorasbora parva		*Oncorhynchus mykiss*
	Rutilus rutilus	**Mamíferos**	*Neovison vison*
	Salvelinus fontinalis	**Reptiles**	*Trachemys scripta*
	Sander lucioperca		
	Silurus glanis		
	Tinca tinca		

Cantábrico		**Ebro**	
Taxón	**Especie**	**Taxón**	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*	**Algas**	*Didymosphenia geminata*
Flora	*Acacia* spp.	**Flora**	*Arundo donax*
	Ailanthus altissima		*Azolla* spp.
	Arundo donax		*Colocasia esculenta*
	Baccharis halimifolia		*Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)*
	Bidens frondosa		*Elodea* spp.
	Buddleja davidii		*Fallopia* spp.
	Cortaderia spp.		*Ludwigia* spp.
	Crocosmia x crocosmiiflora		*Myriophyllum heterophyllum*
	Elodea spp.		*Phytolacca americana*
	Fallopia spp.		*Robinia pseudoacacia*
	Phyllostachys spp.		*Salvinia* spp.
	Robinia pseudoacacia	**Crustáceos**	*Callinectes sapidus*
	Tradescantia fluminensis		*Cherax* spp.
			Pacifastacus leniusculus
			Procambarus clarckii
			Corbicula spp.
Crustáceos	*Pacifastacus leniusculus*	**Invertebrados no artrópodos**	*Craspedacusta sowerbyi*
	Procambarus clarkii		*Dreissena* spp.
	Procambarus virginalis		*Melanoides tuberculatus*
Invertebrados no artrópodos	*Dreissena* spp.		*Physa acuta*

Guadalquivir	
Taxón	**Especie**
Flora	*Acacia* spp.
	Ailanthus altissima
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Cortaderia spp.
	Cotula coronopifolia
	Cyperus eragrostis
	Egeria densa
Crustáceos	*Callinectes sapidus*
	Procambarus clarkii
	Pacifastacus leniusculus
Flora	*Acacia* spp.
	Ailanthus altissima
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Cortaderia spp.
	Cotula coronopifolia
	Cyperus eragrostis
	Egeria densa
Crustáceos	*Callinectes sapidus*
	Procambarus clarkii
	Pacifastacus leniusculus
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Dreissena spp.
	Potamogyrus antipodarum
Artrópodos no crustáceos	*Trichocorixa verticalis*
Peces	*Alburnus alburnus*
	Ameiurus melas
	Australoheros facetus
	Carassius auratus
	Cyprinus carpio
	Gambusia holbrooki
	Lepomis gibbosus
	Micropterus salmoides
	Oncorhynchus mykiss
	Perca fluviatilis
	Silurus glanis
Invertebrados no artrópodos	*Plumatella* spp.
	Pomacea spp.
	Potamogyrus antipodarum
	Sinanodonta woodiana
Peces	*Alburnus alburnus*
	Ameiurus melas
	Australoheros facetus
	Channa spp.
	Cyprinus carpio
	Esox lucius
	Fundulus heteroclitus
	Gambusia holbrooki
	Ictalurus punctatus
	Misgurnus anguillicaudatus
	Oncorhynchus mykiss
	Perca fluviatilis
	Pseudorasbora parva
	Pterois volitans
	Rutilus rutilus
	Salvelinus fontinalis
	Sander lucioperca
	Scardinius erythrophthalmus
	Silurus glanis
Mamíferos	*Neovison vison*

Guadiana	
Taxón	**Especie**
Flora	*Ailanthus altissima*
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)
	Lagarosiphon major
	Ludwigia spp.
	Nymphaea mexicana
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Dreissena spp
	Pomacea spp.
	Potamogyrus antipodarum
Peces	*Pseudorasbora parva*

Júcar	
Taxón	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*
Flora	*Arundo donax*
	Azolla spp.
	Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)
	Hydrocotyle ranunculoides
	Lemna minuta
	Myriophyllum heterophyllum
Crustáceos	*Callinectes sapidus*
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Dreissena spp.
	Mytilopsis leucophaeata
	Pectinatella magnifica
	Pomacea spp.
	Sinanodonta woodiana
Peces	*Alburnus alburnus*
	Esox lucius
	Lepomis gibbosus
	Micropterus salmoides
	Perca fluviatilis
	Sander lucioperca
	Silurus glanis
Reptiles	*Trachemys scripta*

Miño-Sil	
Taxón	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*
Flora	*Acacia* spp.
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Bidens frondosa
	Crocosmia x crocosmiiflora
	Egeria densa
	Elodea spp.
	Fallopia spp.
	Lemna valdiviana
Flora	*Ludwigia* spp.
	Myriophyllum aquaticum
	Phyllostachys spp.
Crústaceos	*Pacifastacus leniusculus*
	Procambarus clarkii

Segura	
Taxón	**Especie**
Flora	*Acacia* spp.
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)
	Nicotiana glauca
	Ricinus communis
Crustáceos	*Pacifastacus leniusculus*
	Procambarus clarckii
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Dreissena spp.
	Pomacea spp.
Peces	*Alburnus alburnus*
	Gambusia holbrooki
	Oncorhynchus mykiss
	Silurus glanis
Reptiles	*Trachemys scripta*

Tajo	
Taxón	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*
Flora	*Acacia* spp.
	Ailanthus altissima
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Cotula coronopifolia
	Egeria densa
	Eichhornia crassipes
	Elodea spp.
	Hydrocharis laevigata
	Ludwigia spp.
	Myriophyllum aquaticum
	Myriophyllum heterophyllum
Crústaceos	*Pacifastacus leniusculus*
	Procambarus clarkii
Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Dreissena spp.
	Plumatella spp.
	Potamogyrus antipodarum
	Sinanodonta woodiana
	Dreissena polymorpha

Invertebrados no artrópodos	*Corbicula* spp.
	Craspedacusta sowerbyi
	Dreissena spp.
Peces	*Carassius auratus*
	Cyprinus carpio
	Gambusia holbrooki
	Lepomis gibbosus
	Micropterus salmoides
	Oncorhynchus mykiss
	Tinca tinca
Mamíferos	*Neovison vison*
Reptiles	*Trachemys scripta*

Cuencas Internas del País Vasco	
Taxón	**Especie**
Flora	*Acacia* spp.
	Ailanthus altissima
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Baccharis halimifolia
	Buddleja davidii
	Cortaderia spp.
	Cortaderia spp.
	Crocosmia x crocosmiiflora
	Fallopia spp.
	Helianthus tuberosus
	Myriophyllum aquaticum
	Myriophyllum heterophyllum
	Pterocarya x rehderiana
	Robinia pseudoacacia
Invertebrados no artrópodos	*Dreissena polymorpha*
Peces	*Alburnus alburnus*
	Ameiurus melas
	Carassius auratus
	Cyprinus carpio
	Esox lucius
	Fundulus heteroclitus
	Gambusia holbrooki
	Lepomis gibbosus
	Micropterus salmoides
	Perca fluviatilis
	Pseudorasbora parva
	Salvelinus fontinalis
Peces	*Sander lucioperca*
	Silurus glanis
Reptiles	*Trachemys scripta*

Duero	
Taxón	**Especie**
Algas	*Didymosphenia geminata*
Flora	*Acacia dealbata*
	Agave americana
	Ailanthus altissima
	Ambrosia artemisiifolia
	Arundo donax
	Azolla spp.
	Buddleja davidii
	Conyza (=Erigeron) canadensis
	Cortaderia selloana
	Elodea canadensis
	Fallopia baldschu
	Helianthus tuberosus
	Isatis tinctoria
	Leucaena leucocephala
	Ludwigia grandiflora
	Ludwigia peploides
	Ludwigia repens
	Opuntia spp.
	Robinia pseudoacacia
	Senecio inaequidens
	Tradescantia fluminensis
Aves	*Alopochen aegyptiaca*
	Branta canadensis
	Oxyura jamaicensis
Crustáceos	*Pacifastacus leniusculus*
	Procambarus clarkii
Insectos	*Vespa velutina*
Invertebrados no artópodos	*Corbicula fluminea*
	Potamopyrgus antipodarum
Mamíferos	*Neovison vison*
Peces	*Alburnus alburnus*
	Carassius auratus
	Cyprinus carpio
	Esox lucius
	Gambusia holbrooki
	Hucho hucho
	Ictalurus punctatus

Peces	*Lepomis gibbosus*
	Micropterus salmoides
	Oncorhynchus kisutch
	Oncorhynchus mykiss
	Sander lucioperca
	Silurus glanis
Reptiles	*Trachemys scripta*

ANEXO III. ACTUACIONES DE GESTIÓN, CONTROL Y POSIBLE ERRADICACIÓN DE EEI CONSIDERADAS EN LA ESTRATEGIA

Tipo de método		Método	Comentarios	Especies sobre las que se aplica	Referencias
Métodos físicos o mecánicos	**Control físico de flora**	Arranque y desbroce	Fundamental arrancar órganos de reproducción vegetativa y repetir periódicamente. Puede adaptarse para plantas acuáticas instalando la maquinaria sobre embarcaciones.	Plantas terrestres y acuáticas *(p.ej. Althernanthera philoxeroides, Arundo donax)*	CABI, 2022; Petr, 2000; DiTomaso et al., 2013; Julien & Broadbent, 1980
		Extracción manual o mecanizada	Los medios mecánicos pueden complementarse con bombas de succión o cosechadoras y retirada manual en zonas poco accesibles, en invasiones pequeñas y para localizar nuevos focos. Ambientalmente seguro y útil en invasiones poco extensas. Limitaciones económicas en invasiones importantes, alta probabilidad de reinvasión por fragmentos y semillas, inviable para la erradicación a corto plazo, pero sí para contener la invasión y sus impactos.	Plantas acuáticas (p. ej. *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes)*, *Azolla* spp.)	Wittenberg & Cock, 2001; DiTomaso et al., 2013; Julien & Broadbent, 1980
		Barreras flotantes	Sirven de apoyo a las embarcaciones para la extracción.	Plantas acuáticas (p. ej. Azolla spp., *Eichhornia crassipes (=Pontederia crassipes), Ludwigia peploides*)	
		Cubrición o cubrimiento y solarización	En poblaciones muy localizadas, y en ocasiones son necesarios varios meses de tratamiento.	Plantas terrestres y acuáticas (p. ej. *Arundo donax, Cortaderia* spp., *Fallopia japonica, Carpobrotus edulis, Myriophyllum aquaticum, Ludwigia peploides*)	MITECO, 2018; Dusz et al., 2021; Fos et al., 2021
		Quemas controladas	Puede producir un fuerte impacto sobre las especies autóctonas y el suelo, es necesaria restauración posterior. Algunas especies rebrotan con más fuerza tras la quema.	*Azolla* spp. en suelos húmedos	DiTomaso et al., 2006
		Alteración de parámetros físicos	Desecación estival, sombreado, aumento de turbulencia de las aguas, etc. Método complementario, poco selectivo, por lo que solo debería usarse en poblaciones muy densas.	Plantas acuáticas	

Métodos físicos o mecánicos	**Control físico de vertebrados**	Captura manual	Muy específico pero muy laborioso. Pueden utilizarse reclamos o llamadas, y grupos de voluntarios.		Anfibios y reptiles como galápagos y serpientes (p. ej. *Trachemys scripta, Lampropeltis californiae*)	
		Trampeo	Cajas o jaulas trampa	Poco específicas, pero permiten liberar a las especies no diana. Deben ser comprobadas periódicamente. Pueden usarse para detección colocando un huellero dentro.	Mamíferos y aves (p. ej. *Neovison vison, Procyon lotor, Alopochen aegyptiaca*)	Orueta et al., 2003; Orueta, 2003
			Cepos y lazos	Poco específicos. Los hay letales y no letales, pero deben ser usados con precaución, pueden causar graves lesiones.	Poco específicos. Los hay letales y no letales, pero deben ser usados con precaución, pueden causar graves lesiones.	Mamíferos y icromamíferos (p. ej. *Rattus norvegicus*)
			Redes verticales o de niebla	Uso restringido a anilladores autorizados y acciones concretas de control.	Uso restringido a anilladores autorizados y acciones concretas de control.	Aves de pequeño tamaño y murciélagos (p. ej. *Amandava amandava, Estrildidae, Ploceidae*)
			Nasas	Necesario elegir el tipo más específico posible y revisarlas periódicamente para reducir las capturas accidentales. Se pueden usar cebos y elegir el momento de captura más adecuado para cada especie. Requiere un esfuerzo muy intensivo en poblaciones de baja densidad. Bajo coste y efectivas en aguas turbias.	Necesario elegir el tipo más específico posible y revisarlas periódicamente para reducir las capturas accidentales. Se pueden usar cebos y elegir el momento de captura más adecuado para cada especie. Requiere un esfuerzo muy intensivo en poblaciones de baja densidad. Bajo coste y efectivas en aguas turbias.	Peces y galápagos
			Redes de pesca	Muy utilizadas para erradicar peces en pequeños cuerpos de agua de alta montaña.	Muy utilizadas para erradicar peces en pequeños cuerpos de agua de alta montaña.	Peces, larvas de anfibios
		Barreras de contención	Pueden ser físicas, eléctricas, de burbujas o de CO_2, por ejemplo en tuberías. Sirven para aislar cuerpos de agua no colonizados o donde una EEI ha sido erradicada, y para contener su expansión. Inconveniente de que impiden el movimiento de especies autóctonas.		**Pe**ces (p. ej. *Pseudorasbora parva*)	Morcillo et al., 2017; *Aghajani et al.*, 2021

Métodos físicos o mecánicos	**Control físico de vertebrados**	Drenaje-desecación	Deben retirarse eviamente las especies de alto valor en conservación, y repoblarse posteriormente. Solo es factible en cuerpos de agua aislados de volumen intermedio. Algunas EEI pueden sobrevivir enterradas, por lo que el tratamiento debe repetirse o combinarse con otros métodos como retirada del sedimento, redes, piscicidas, etc.	Peces y galápagos (p. ej. *Gambusia holbrooki, Paramisgurnus dabryanus, Carassius auratus, Trachemys scripta*)	Sorelló, 2020; Herrera-Arroyo, 2020; Valverde-Iglesias, 2020
		Disparo	Uno de los métodos más específicos y selectivos para vertebrados terrestres, no muy eficaz en pequeños carnívoros por su carácter esquivo. Como inconveniente puede crear interés cinegético sobre una EEI, generar oposición social o provocar el traslado de los individuos si no se hace paralelamente en todos los lugares sensibles. Algunos métodos no están permitidos para caza, pero su uso está justificado para el control de EEI. Suelen usarse rifles, carabinas, escopetas y armas de aire comprimido.	Mamíferos terrestres, aves (p. ej. *Oxyura jamaicensis, Alopochen aegyptiaca, Myiopsitta monachus, Acridotheres tristis*)	Álvarez-Pola & Muntaner, 2009; Carrete et al., 2021
		Descaste	Puede disminuir considerablemente una población si se aplica en pequeños cuerpos de agua aislados de forma intensiva, se desaconseja en áreas extensas. Si no se hace adecuadamente, la población objetivo puede experimentar una respuesta compensatoria (p. ej. si se capturan solo los individuos de mayor tamaño).	Peces	Louette & Declerck, 2006; Wittmann & Chandra, 2015; Cucherousset et al., 2006; Valverde-Iglesias, 2020
		Pesca eléctrica	Debe ser realizada por personal especializado y según las necesidades de cada caso. En aguas más profundas se hace desde una embarcación. Es efectiva en lugares poco profundos y poblaciones poco abundantes, pero no en el caso contrario, y el esfuerzo debe ser mantenido si existe conectividad. Procedimiento establecido por la norma UNE-EN 14011:2003 “Calidad del agua - Muestreo de peces con electricidad” (AENOR, 2007) y protocolo oficial del Ministerio ML-R-FI-2015 (MAGRAMA, 2015).	Peces (p. ej. *Lepomis gibbosus, Micropterus salmoides, Esox lucius, Alburnus alburnus*)	Fernández-Delgado et al., 2014
		Vallas de exclusión	Sirve para contener a la especie, impedir su entrada en una zona o dirigirla hacia trampas de captura.	Anfibios, reptiles (p. ej. *Lampropeltis californiae*)	Wittenberg & Cock, 2001; Gobierno de Canarias, 2022
	Control físico de vertebrados	Retirada manual	Puede emplearse con los de mayor tamaño, generalmente en combinación con otros métodos.	Invertebrados de gran tamaño como cangrejos de río o caracoles (p. ej. *Pomacea* spp.)	Wittenberg & Cock, 2001; Gallego et al., 2020
		Eliminación mecánica	Mediante cepillos, raspadores, aspiradores o agua a presión en tomas de agua o substratos artificiales, pero no en la naturaleza.	Invertebrados incrustantes (p. ej. *Dreissena polymorpha*)	

Métodos físicos o mecánicos	**Control físico de Invertebrados**	Alteración de parámetros del medio	Temperatura, salinidad, pH, luz UV, shock eléctrico, etc. Suele ser la mejor opción para asegurar la eliminación de larvas, generalmente no es aplicable en el medio natural pero sí en infraestructuras, aguas de lastre, etc.	Invertebrados acuáticos (p. ej. *Dreissena polymorpha, Corbicula fluminea*)	Wittenberg & Cock, 2001; Confederación Hidrográfica del Duero, 2011
		Quema	Se ha aplicado para eliminar puestas en la vegetación de ribera con un quemador de propano en un brazo mecánico instalado en un tractor. Hay que realizar varias pasadas, repetir la aplicación cada 10-15 días y es agresivo para la biodiversidad nativa.	Puestas de caracoles (p. ej. *Pomacea* spp.)	MAGRAMA, 2020
		Drenaje-desecación	La mayoría de invertebrados acuáticos mueren en menos de 7 días de secado al aire, 12 días en caso de la almeja asiática. Algunos son más resistentes (caracoles manzana, mejillón cebra) y no sirve para cangrejos, que se entierran en el sedimento.	Invertebrados acuáticos excepto cangrejos de río (p. ej. *Corbicula fluminea*)	Oficialdegui, 2020; Confederación Hidrográfica del Duero, 2011
		Trampeo	Pesca con retel o lamparillas. Parece ineficaz para la erradicación y para limitar la expansión, y la especie puede mostrar una respuesta compensatoria.	Invertebrados de gran tamaño como cangrejos de río	Confederación Hidrográfica del Duero, 2011
		Barreras de contención	Reduce la dispersión de cangrejos de río, aunque no completamente debido a la dispersión terrestre, se puede emplear para facilitar la captura manual o tratamientos químicos. Debe evaluarse su impacto sobre especies autóctonas.	Cangrejos de río (p. ej. *Procambarus clarkii*)	Aghajani et al., 2021; Fredricks et al., 2020; Oficialdegui, 2020
		Colocación de esteras o mantas bentónicas	Útiles para eliminar organismos sésiles en medios confinados y no muy profundos. No selectivos, por lo que no se recomiendan en el medio natural, y su acción es muy localizada.	Invertebrados sésiles (p. ej. *Corbicula fluminea*)	Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2020
Métodos químicos	**Control químico de flora**		Herbicidas de contacto (actúan inmediatamente y solo afectan a la parte tratada) o sistémicos (actúan más lentamente pero casi siempre matan a la planta). Pueden aplicarse de forma selectiva o no selectiva, y son más efectivos combinados con otros métodos. En el medio natural problemáticos debido a su baja especificidad y dispersión en medios acuáticos. Aplicación prohibida en sistemas fluviales o humedales, pero pueden usarse en balsas, charcas aisladas o canales artificiales. Eficaces a corto plazo, pero requieren múltiples aplicaciones y son perjudiciales para las especies nativas.	Plantas terrestres y acuáticas con restricciones (p. ej. *Acacia* spp., *Ailanthus altissima, Azolla* spp.)	Wittenberg & Cock, 2001
	Control químico de invertebrados	Tratamientos químicos oxidantes	Cloro y sus derivados, bromo, peróxido de hidrógeno, ozono, permanganato potásico, etc. Muy efectivos con solo una aplicación, aunque se deben repetir anualmente a dosis bajas para mantener las especies bajo control, son biodegradables, no son corrosivos a dosis de uso (aunque el cloro puede producir derivados tóxicos), y su eficacia depende del pH y de la temperatura.	Moluscos acuáticos (p. ej. *Dreissena polymorpha, Corbicula fluminea*)	Confederación Hidrográfica del Ebro, 2014; Palau et al., 2006

Métodos químicos	**Control químico de invertebrados**	Tratamientos químicos no oxidantes	Sulfatos de amonio, nitrato amónico, metasulfito de sodio, sulfato de cobre, potasio, cobre y otros molusquicidas. Menos eficaces y algunos son tóxicos.	Moluscos acuáticos (p. ej. *Dreissena polymorpha, Corbicula fluminea, Pomacea canaliculata)*	
		Tratamientos con otros agentes	Biocidas como piretroides sintéticos, piretrinas naturales, rotenona, amoníaco, organofosforados y organoclorados, etc., exitosos en masas de agua confinadas, pero baja especificidad y bioacumulación.	Cangrejos de río	Nunes, 2019; Ofialdegui, 2020
	Control químico de vertebrados		Están prohibidos de forma general para vertebrados por su transmisión a través de la cadena trófica, existiendo excepciones debidamente justificadas y autorizadas (piscicidas como la rotenona, antimicina, lampricidas, piretroides, amoníaco…). Los piscicidas generalmente no son selectivos. La rotenona es el más utilizado, se degrada rápidamente y no es tóxica para aves y mamíferos, pero sí para anfibios, así como la antimicina, aunque esta última no afecta a invertebrados acuáticos. Para no afectar a especies no diana se puede capturar un stock para su posterior suelta tras el tratamiento.	Peces (p. ej. *Cyprinus carpio, Gambusia holbrooki, Pseudorasbora parva*)	Fernández-Delgado et al., 2014; Herrera-Arroyo, 2020; inlayson et al., 2020; Morcillo et al., 2017
Métodos biológicos	**Uso de agentes u organismos de control biológico**	Herbívoros	El uso de herbívoros domésticos para frenar el avance de plantas invasoras puede generar interés económico sobre una EEI. Existen invertebrados altamente especializados que pueden reducir la población a niveles tolerables y a veces son introducidos de forma accidental junto a la planta de la que se alimentan.	Plantas terrestres y acuáticas (p. ej. *Salvinia molesta, Azolla filiculoides*)	Petr, 2000; McConnachie et al., 2004
		Depredadores	Generalmente la introducción de vertebrados para control biológico ha tenido resultados desastrosos por tratarse de especies exóticas y generalistas. La introducción de depredadores nativos como por ejemplo la anguila, está permitida y ha sido utilizada en Europa. La mejora del hábitat es una medida prometedora para aumentar la presión depredadora sobre las EEI.	Peces, cangrejos de río, moluscos acuáticos (p. ej. *Dreissena polymorpha*)	Aquiloni et al., 2010; Musseau et al., 2015; Capdevila-Argüelles et al., 2006
		Parasitoides	Son buenos candidatos para el control de plagas debido a que su especificidad suele ser muy alta pero deben conocerse muy bien sus efectos sobre especies nativas.	Plantas	
		Parásitos	Suelen debilitar a la especie huésped, pero no eliminarla. Más específicos y eficaces que los depredadores, pero se conocen casos de cambio de huésped y generalmente solo son efectivos a altas densidades y complementando a otras técnicas.	Moluscos acuáticos	Confederación Hidrográfica del Guadiana, 2020
		Hongos saprófitos	La inoculación de hongos saprófitos autóctonos en el interior del tronco de árboles invasores tras la tala provoca la muerte del tocón.	Árboles (p. ej. *Ailanthus altissima, Acacia* spp.)	Junta de Extremadura, 2021
		Agentes infecciosos	Virus y hongos. Debe estudiarse su especificidad y capacidad de cambiar de huésped.	Peces, invertebrados terrestres (p. ej. *Cyprinus carpio*)	Aghajani et al., 2021

Métodos biológicos		Agentes productores de toxinas	Uso de microorganismos como *Bacillus thuringiensis*, que producen toxinas letales para algunos invertebrados, existiendo varias subespecies relativamente específicas.	Invertebrados terrestres	
	Uso de feromonas	Pueden ser de agregación, alarma, dispersión, marcaje y sexuales. Se pueden usar como cebo para el trampeo o control químico, para perturbar la comunicación química entre individuos de una especie, reduciendo el apareamiento, etc. También existen aleloquímicos que actúan a nivel interespecífico.		Invertebrados terrestres, cangrejos de río (p. ej., *Procambarus clarkii, Pascifastacus leniusculus*)	Torres, 2005; Stebbling et al., 2014; Poulet, 2014
	Métodos disuasorios o repelentes	Halcones de cetrería en aeropuertos, figuras de rapaces, serpientes de goma, espantapájaros, luces, objetos brillantes, punteros láser, chorros de agua, llamadas de alarma, etc. Se recomiendan para evitar impactos puntuales en lugares conflictivos, o reclamos sonoros o señuelos para atraer a algunas especies hacia una trampa.		Aves	
	Control de la reproducción	Aceitado de huevos	La inmersión en parafina líquida impide la eclosión hasta en el 100% de casos. El rociado con una emulsión oleosa se puede hacer con un fumigador de mochila con un coste muy bajo y elevada eficacia. Otros métodos muy selectivos son el pinchado de huevos, inyección de formol y agitado.	Aves (p. ej. *Oxyura jamaicensis, Branta canadensis)*	Johnson et al., 2001
		Localización de áreas de puesta	Búsqueda de áreas de puesta para localizar los nidos, eliminar los huevos y/o capturar a las hembras grávidas antes de realizar la puesta.	Galápagos (p. ej. *Trachemys scripta*)	
		Esterilidad quirúrgica	La proporción de individuos esterilizados debe ser muy grande para que se noten los efectos. Algunas especies pueden regenerar sus órganos reproductivos. Técnica inviable para poblaciones importantes debido a su coste. Los tratamientos de esterilidad genética podrían ser viables, pero es necesaria más investigación.	Veretebrados	Aghajani et al., 2021
		Introducción de individuos estériles	Liberación masiva de individuos estériles y/o portadores de genes letales o subletales obtenidos mediante la exposición a agentes mutagénicos o cruzamientos interespecíficos. Tiene el inconveniente de que la liberación rutinaria de gran cantidad de individuos es difícil logística y económicamente.	Peces, cangrejos de río (p. ej. *Onchorynchus mykiss, Procambarus clarkii*)	Manfrin et al., 2019; Lowell & Stone, 2005; Aquiloni & Zanetti, 2014; Oficialdegui, 2020
		Anticonceptivos	Por vía oral requieren el mismo esfuerzo que el uso de tóxicos y también afectan a especies no diana. Su uso para controlar a las palomas bravías en Barcelona no mostró efectos sobre su tamaño poblacional. En medios acuáticos es difícil de aplicar porque requiere un riguroso control de la dosis ingerida.	Aves, mamíferos	Senar et al., 2021; Giunchi et al., 2007

Métodos biológicos	Control de la reproducción	nmunoanticoncepción	Consiste en “vacunar” a los individuos con un fragmento de ADN responsable de codificar anticuerpos contra los propios gametos u hormonas relacionadas con la fecundidad, mediante la ingesta o un vestor portador (virus trangénicos). Este último método es muy específico y unos pocos individuos pueden transmitir la esterilidad a toda la población, pero presenta el riesgo de que el vector llegue a la población nativa de la EEI o rompa la barrera de especificidad, afectando a otras especies.	Mamíferos como mustélidos, peces (p. ej. *Cyprinus carpio*)	Hinds et al., 2000; Aghajani et al., 2021
		Poblaciones mono-sexuales	Se ha planteado comercializar individuos de un solo sexo en especies con potencial invasor. También se ha hecho alterando las hormonas responsables de la diferenciación sexual para masculinizar a la población.	Galápagos, cangrejos de río, peces (p. ej. *Onchorynchus mykiss*	Manfrin et al., 2019
	Introducción de genes de fatalidad inducible		Consiste en crear híbridos con componentes genéticos que los hagan susceptibles a una sustancia particular. Todavía está en desarrollo.	Peces (p. ej. *Cyprinus carpio*)	Aghajani et al., 2021
	Silenciamiento de hormonas clave a través de ARN interferente		Bloqueo de la producción de hormonas de muda en artrópodos o del sistema inmune, afectando a la supervivencia de la especie. Es relativamente barato y potencialmente fácil de aplicar a través de cebos.	Artrópodos como cangrejos de río (p. ej. *Procambarus clarki*i)	Manfrin et al., 2019; Oficialdegui, 2020

ANEXO IV. CONTENIDO DE LOS PROTOCOLOS DE CONTROL Y ERRADICACIÓN

Identificación de la especie-especies

Justificación de taxones objeto del protocolo. Marco normativo y diagnóstico de su situación en España. Principales factores que condicionan su presencia.

Vías de entradas y factores que influencias el desarrollo de la especie

Métodos a emplear

Métodos a emplear que hayan funcionado correctamente en experiencias previas, según la literatura científica e informes técnicos. Al menos, de existir, se considerarán:

- Métodos físicos
- Métodos químicos
- Métodos biológicos
- Métodos sociales

Para cada uno de los anteriores se elaborará un listado, con la descripción concreta del método de aplicación, incluyendo al menos herramientas, sistemas, fechas más adecuadas y sus ventajas e inconvenientes.

Combinación de métodos

En ocasiones será necesario combinar varios métodos de los mencionados anteriormente para obtener resultados satisfactorios. Por ello, se describirá cómo proceder en aquellos casos que lo requieran.

Aplicación

Se considerará todo lo relacionado con la aplicación de los diferentes métodos, incluyendo ventajas e inconvenientes. Se analizarán las épocas del año, meses y del ciclo del organismo son los más adecuados para la aplicación de los métodos propuestos, así como los condicionantes a considerar.

Seguimiento

Una vez se hayan aplicado los métodos es necesario llevar a cabo una vigilancia del lugar. Se describirá de qué manera se debe llevar a cabo, así como la frecuencia necesaria.

Eliminación

Se describirá la manera más adecuada para deshacerse de los restos extraídos del medio, así como el modo de proceder con especies animales.

Referencias bibliográficas citadas

ANEXO V. PARTICIPANTES EN LA ELABORACIÓN DE LA ESTRATEGIA

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

Subdirección General de Biodiversidad Terrestre y Marina: Fernando Magdaleno Mas, Borja Heredia Armada, Ricardo Gómez Calmaestra. Asistencias técnicas Tragsatec: Laura Piñeiro León, Carlos Ponce, Mihaela Pirvu y Teresa Calderón

Subdirección General de Protección de las Aguas y Gestión de Riesgos: Mónica Aparicio Martín, Paloma Crespo Iniesta, Juan Alández Rodríguez, Belén Calleja Arriero; Diego Muñoz-Cobo Belart (asitencia técnica Tragsatec)

Confederación Hidrográfica del Ebro: Elena Pérez Gallego, Alfonso Calvo Tomás, Miriam Pardos Duque, Javier San Román Saldaña; Munia Lanao Maldonado (asistencia técnica Tragsatec)

Confederación Hidrográfica del Guadiana: Nicolás Cifuentes de la Cerra; María del Carmen Molina Moya (asistencia técnica Tragsatec)

Confederación Hidrográfica del Júcar: María Concepción Durán Lalaguna; Jorge R. Sánchez-González (Universitat de Lleida)

Confederación Hidrográfica del Miño-Sil: Javier Mosquera Cid, María Itziar Vadillo Santos

Confederación Hidrográfica del Segura: Eduardo Lafuente Sacristán; Ana Sánchez Pérez (asistencia técnica Tragsatec)

Confederación Hidrográfica del Duero: Ignacio Rodríguez Muñoz, Henar De Meer De Soto, Alberto Vitoria Amor, Ángel Fernández González (consultor externo Biosfera)

Agencia Vasca del Agua (URA)

Comunidades autónomas

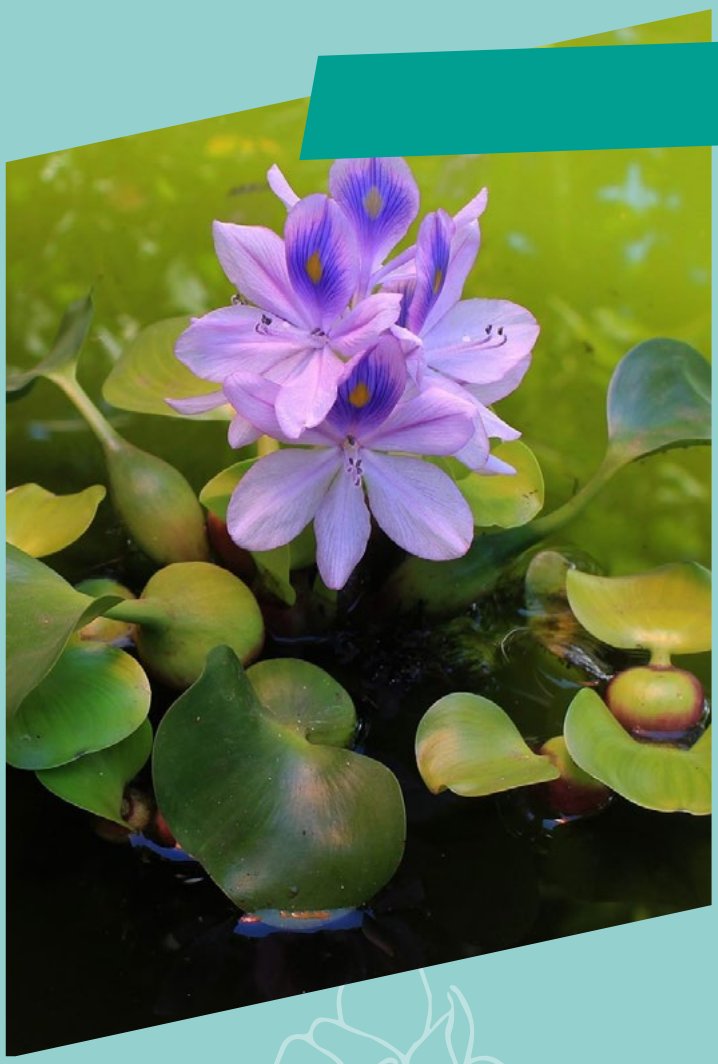
Extremadura: María Jesús Palacios González, Javier Pérez Gordillo

Comunidad Foral de Navarra: Marta López Liberal, Enrique Castiés Arriazu, José Ardaiz Ganuza, Aritz Zaldua Esteban, Karmele Areta Cebrián

Comunidad Valenciana: Juan Jiménez Pérez, Vicente del Toro, Mercedes Masiá Pascual

País Vasco: Marta Rozas Ormazabal, Leyre Arias Revuelta

Rio Guadiana cubierto de camalote, *Eichhornia (Pontederia) crassipes* (Confederación Hidrográfica del Guadiana)



GOBIERNO DE ESPAÑA

MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS