



## Trabajo Fin de Grado

Ictiofauna de Aragón.

Evolución, estado de conservación y análisis de amenazas.

Ichthyofauna of Aragon.

Evolution, conservation status and threat analysis.



**Autora**

Cristina Abad Ibáñez

**Directoras**

Ester Ginés Llorens

Rocío López Flores

ESCUELA POLITÉCNICA SUPERIOR

2018



## RESUMEN

Desde el año 1983 hasta la actualidad se han venido realizando en Aragón diferentes estudios específicos para la inventariación de la fauna piscícola, en ríos y embalses, cuya información está recogida en una base de datos perteneciente al Gobierno de Aragón. A partir de estos datos históricos y tras una revisión de dichos estudios, se han creado mapas de distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas de Aragón. Por otro lado, se ha analizado la actualización de los datos de las comunidades piscícolas realizados en 2017, así como los estudios censales en embalses más recientes (2008-2017), para conocer cuál es la situación actual de las especies, tanto autóctonas como exóticas. Las especies autóctonas han mostrado un declive generalizado con respecto a sus distribuciones potenciales, que ha sido analizado estadísticamente con análisis de correlación de Pearson, Modelo Lineal Generalizado (GLM) y Análisis de Componentes Principales (PCA), junto con variables relativas a presiones sobre las masas. Los resultados muestran que las especies exóticas invasoras de peces y presiones sobre el hábitat (las alteraciones morfológicas y las alteraciones de caudales naturales) están especialmente relacionadas con la regresión de la ictiofauna de Aragón. No obstante, las interacciones entre nuestros ecosistemas, sus especies y presiones sobre ellos necesitan seguir siendo estudiadas.

**Palabras clave:** Distribución potencial, embalses, especies exóticas invasoras, peces continentales, interacción de presiones.

## ABSTRACT

From 1983 to the present, various specific studies have been carried out in Aragon for the inventory of fish fauna, in rivers and reservoirs, whose information is collected in a database belonging to the Government of Aragon. From these historical data and after a review of these studies, maps of potential distribution of the native fish species of Aragon have been created. On the other hand, the update of the data of the fish communities carried out in 2017 was analyzed, as well as the census studies in more recent reservoirs (2008-2017), to know what is the current situation of the species, both native and exotic. The native species have shown a generalized decline with respect to their potential distributions, which has been analyzed statistically with Pearson correlation analysis, Generalized Linear Model (GLM) and Principal Components Analysis (PCA), together with variables related to pressures on the masses. The results show that the invasive alien species of fish and pressures on the habitat (morphological alterations and alterations of natural flows) are especially related to the regression of the ichthyofauna of Aragon. However, the interactions between our ecosystems, their species and pressures on them need to continue to be studied.

**Key words:** Potential distribution, reservoirs, invasive alien species, freshwater fishes, pressures interaction

## Índice de contenidos

1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. Ictiofauna continental ibérica .....	3
1.2. Ictiofauna presente en Aragón.....	4
1.3. Causas del declive de las especies piscícolas.....	8
1.4. Situación legal de protección de la ictiofauna continental en España- Marco legal .....	11
1.5. Antecedentes .....	13
2. JUSTIFICACIÓN .....	16
3. OBJETIVOS.....	17
3.1. General.....	17
3.2. Específicos .....	17
4. MATERIAL Y MÉTODOS.....	18
4.1. Área de estudio .....	18
4.1.1. Cuenca del río Ebro .....	18
4.1.2. Cuenca del río Júcar .....	18
4.1.3. Cuenca del río Tajo.....	18
4.1.4. Tipologías de río .....	20
4.2. Revisión bibliográfica .....	23
4.3. Análisis geográfico y estadístico de los datos.....	23
4.3.1. Base de datos especies piscícolas en Aragón .....	23
4.3.2. Mapas distribución potencial especies autóctonas.....	26
4.3.2.1. Metodología de elaboración de mapas de distribución potencial .....	26
4.3.2.2. Elaboración cartográfica de los mapas de distribución potencial .....	27
4.4. Estudio situación actual de las comunidades piscícolas .....	27
4.4.1. Estudios censales de los peces en ríos vadeables .....	27
4.4.2. Estudios censales de los peces en embalses .....	30
4.4.3. Representación de los resultados de los muestreos piscícolas .....	32
4.5. Evaluación de los resultados obtenidos relativos a la distribución de las comunidades piscícolas. .....	33
4.5.1. Presiones existentes en las masas de aguas y afectan a la comunidad piscícola .....	33
4.5.2. Análisis estadístico de los datos .....	34
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	37
5.1. Revisión bibliográfica .....	37
5.2. Distribución potencial especies autóctonas.....	45
5.3. Análisis situación actual de las comunidades piscícolas.....	46
5.3.1. Resultados inventarios piscícolas en los ríos realizados en 2017 .....	47
5.3.2. Resultados inventarios piscícolas en los embalses periodo 2008-2017.....	50

5.3.3. Representación cartográfica de la distribución potencial de las especies autóctonas en Aragón y análisis de la situación actual .....	54
Achondrostoma arcasii Steindachner, 1866. Bermejuela .....	54
Anguilla anguilla Linnaeus, 1758. Anguila .....	58
Barbatula quignardi (Bacescu-Mester, 1967). Lobo de río .....	62
Barbus haasi Mertens, 1925. Barbo culirroyo, colirrojo o de montaña .....	66
Cobitis calderoni Bacescu, 1962. Lamprehuela.....	70
Cobitis paludica de Buen,1929. Colmilleja .....	74
Gobio lozanoi Doadrio y Madeira, 2004. Gobio, Cabezudo .....	78
Luciobarbus graellsii Steindachner, 1866. Barbo de Graells .....	83
Parachondrostoma miegii Steindachner, 1866. Madrilla.....	88
Parachondrostoma turiense Elvira, 1987. Madrija .....	92
Phoxinus bigerri Kottelat, 2007. Piscardo .....	95
Luciobarbus guiraonis Steindachner, 1866. Barbo mediterráneo.....	99
Salaria fluvatilis Asso, 1801. Pez fraile o blenio .....	102
Salmo trutta Linnaeus, 1758. Trucha común .....	106
Squalius laietanus Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007. Bagre.....	111
Squalius pyrenaicus (Günther,1868). Cacho .....	115
Squalius valentinus Doadrio y Carmona, 2006. Cacho del Mediterráneoo.....	118
Resumen resultados inventarios piscícolas.....	121
5.3.4. Análisis situación actual a nivel de número de especies autóctonas en los inventarios actuales con respecto al número potencial de especies por punto de muestreo. ....	122
5.4. Análisis estadístico. ....	125
5.4.1. Relación entre la riqueza de especies autóctonas y exóticas en 2017.....	125
5.4.2. Influencia de las presiones antrópicas sobre la riqueza de especies autóctonas en 2017 .....	127
5.4.3. Análisis de componentes principales (PCA) .....	132
6. CONCLUSIONES.....	140
7. LIMITACIONES Y PROSPECTIVA:.....	142
8. AGRADECIMIENTOS .....	143
9. LISTADO DE ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	144
10. BIBLIOGRAFÍA .....	145
11. ANEXOS.....	155

## Índice de figuras (planos/índices)

Figura 1 Cuencas hidrográficas en Aragón.....	19
Figura 2 Tipología masas de aguas en Aragón.....	22
Figura 3 Estaciones con datos piscícolas en Aragón. 1983-2017.....	25
Figura 4 Pesca eléctrica .....	28
Figura 5 Punto de trabajo, pesca eléctrica .....	28
Figura 6 Colocación de redes agalladera en el embalse de Santolea (Guadalupe). Septiembre 2015 .....	31
Figura 7 Bermejuela capturada en el río Huecha. Campaña 2017. .....	54
Figura 8 Ejemplar de anguila. .....	58
Figura 9 Lobo de río capturado en el Matarraña, Campaña 2017. .....	62
Figura 10 Ejemplar de barbo culirroyo capturado en el Matarraña. Campaña 2017. ....	66
Figura 11 Lamprehuela capturada en el río Gállego. Campaña 2017. ....	70
Figura 12 Colmilleja capturada en el río Matarraña .....	74
Figura 13 Ejemplar de gobio capturado en el río Jalón. Campaña 2009 .....	78
Figura 14 Ejemplar de barbo de Graells capturado en el río Jalón. 2009 .....	83
Figura 15 Ejemplar de madrilla capturado en el río Gállego. Campaña 2017.....	88
Figura 16 Ejemplar de madrija capturada en el río Guadalaviar. ....	92
Figura 17 Ejemplar de piscardo. .....	95
Figura 18 Ejemplar de barbo mediterráneo capturado en el río Alfambra .....	99
Figura 19 Blenio o pez fraile. ....	102
Figura 20 Ejemplar de trucha común del río Jalón, Campaña 2009. ....	106
Figura 21 Ejemplar de bagre capturado en el río Cinca .....	111
Figura 22 Ejemplar de cacho capturado en el río Piedra. Año 2009. ....	115
Figura 23 Cachuelo valenciano .....	118
Figura 24 Número de muestreos con cada rango de porcentaje de especies autóctonas muestreadas en la actualización de los inventarios respecto a las potenciales .....	123
Figura 25 Ratio A:P para cada punto de muestreo, coloreado según el porcentaje de especies autóctonas con respecto a las potenciales, junto con la localización de las capturas históricas de EEI en Aragón.....	124
Figura 26 Gráfica de correlación entre la variable Ratio A:P y Exóticas 2017, separado por tipología del lugar de muestreo. ....	126
Figura 27 Gráfica de correlación entre la variable Ratio A:P y Exóticas 2017, por lugar de muestreo, sin los puntos de muestreo en los embalses de Búbal y Lanuza. ....	128
Figura 28 Gráfica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de todos los muestreos, por niveles de presión de las alteraciones morfológicas .....	130
Figura 29 Gráfica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión debidos a alteración de caudales naturales.....	131
Figura 30 Gráfica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión por presencia de EEI no solo de peces (nula en azul oscuro, media-alta en rosa) .....	132
Figura 31 Gráfico biplot con los ejes definidos por los 2 primeros componentes principales del análisis PCA, que sitúa los muestreos realizados en ríos y en embalses, en función de su relación con las variables Exóticas 2017, Autóctonas 2017 y Potenciales .....	134

## Índice de tablas

Tabla 1 Listado de especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón. ....	5
Tabla 2 Especies exóticas aclimatadas en Aragón, incluyendo su año y motivo de introducción y su inclusión o no en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras regulado por el Real Decreto 630/2013. ....	6
Tabla 3 Tipología de las masas de agua superficial con la categoría “ríos” según la DMA (2000). ....	20
Tabla 4 Relación de estaciones de muestreo piscícola y el objetivo del trabajo. ....	30
Tabla 5 Embalses en Aragón con estudios sobre las comunidades piscícolas .....	32
Tabla 6 Relación de las variables relativas a las presiones evaluadas en el análisis IMPRESS de las dos confederaciones hidrográficas. ....	34
Tabla 7 Valores aplicados a las variables de presiones y su valor correspondiente en los análisis IMPRESS de las confederaciones hidrográficas .....	34
Tabla 8 Variables utilizadas en el análisis estadístico con sus principales características .....	35
Tabla 9 Relación de documentos bibliográficos revisados. ....	37
Tabla 10 Resumen de la tipología de información disponible en los estudios recopilados.....	40
Tabla 11 Longitud total de tramos fluviales, porcentaje de ocupación en el área de estudio y número de ecotipos incluidos en la distribución potencial de especies autóctonas en Aragón.....	47
Tabla 12 Especies muestreadas en 2017 en ríos de Aragón. Número de individuos capturados, número de estaciones en las que han sido localizados y número de ecotipos en los que está presente.....	47
Tabla 13 Cauce, tipología de río y especies alóctonas capturadas en los muestreos de 2017 .....	48
Tabla 14 Especies alóctonas capturadas en 2017, número de estaciones en las que han aparecido, número de individuos por especie y porcentaje sobre el total de individuos muestreados. ....	49
Tabla 15 Nº de estaciones en embalses con presencia de la sp. autóctona y porcentaje sobre el total de embalses.....	50
Tabla 16 Nº de estaciones en embalses con presencia de la sp. alóctona y porcentaje sobre el total de embalses .....	51
Tabla 17 Especies autóctonas y alóctonas inventariadas en embalses (2008-2017) .....	52
Tabla 18. Resumen de los resultados sobre la comparación entre la situación actual y potencial de cada especie autóctona. ....	121
Tabla 19 Coeficientes de correlación de Pearson para las variables Autóctonas 2017, Exóticas 2017 y Potenciales .....	125
Tabla 20 Coeficientes de correlación de Pearson para las variables Autóctonas 2017, Exóticas 2017 y Ratio A:P .....	127
Tabla 21 Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P.Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017. ....	129
Tabla 22 Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P.Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017., en los muestreos en ríos y en embalses por separado.....	129

## 1. INTRODUCCIÓN

### 1.1. Ictiofauna continental ibérica

La fauna piscícola ibérica tiene unas características muy particulares de gran importancia dentro de un contexto global, ya que presenta un elevado componente de biodiversidad, se encuentran descritas sesenta y una especies de peces dulceacuícolas en la Península Ibérica, 13 de ellas en los últimos años, derivado en gran medida del desarrollo de las técnicas moleculares y del trabajo taxonómico (Doadrio, 2011), de estas 61 especies peninsulares, 51 son exclusivamente continentales y 10 pueden realizar parte de su ciclo vital en aguas salobres y/o marinas. Pero más significativo es el grado de endemidad de las especies ya que de las 51 especies estrictamente continentales, 41 especies son endémicas, lo que supone más del 80% de la ictiofauna exclusivamente continental.

Muchas de las especies consideradas no endémicas de la Península Ibérica, lo son porque su área de distribución se extiende por una pequeña parte del sur de Francia, es el caso de: *Barbatula quignardi*, *Cottus aturi*, *Cottus hispaniolensis*, *Gobio lozanoi*, *Phoxinus bigerri* y *Squalius laietanus*.

La mayor parte de las especies ibéricas han evolucionado bajo un régimen climático Mediterráneo que da lugar a una elevada inestabilidad en los ecosistemas acuáticos, con una variación intra e interanual en la distribución de las precipitaciones. En estos ambientes tan impredecibles, se ha visto favorecida en los peces la capacidad de utilizar prácticamente la totalidad de los hábitats disponibles en los ecosistemas fluviales (Prenda et al, 2002).

Por todo lo expuesto, la Península Ibérica es un punto caliente de biodiversidad dentro de Europa (Reyjol et al. 2007; Smith y Darwall, 2006), fundamentalmente por el gran número de especies exclusivas que alberga y que no están presentes en otro lugar del mundo, debido al aislamiento de las poblaciones por su carácter insular y las barreras geográficas infranqueables, a esto hay que añadir que la ictiofauna continental ibérica está muy diferenciada dentro de la fauna europea, al igual que en otras áreas del mediterráneo, con las que guarda una especial afinidad y donde las especies tienen unas particularidades muy especiales (Smith y Darwall, 2006).

Existen distintas hipótesis que pretenden explicar la colonización de la PI por la ictiofauna continental (Banarescu, 1973, 1989; De la Peña, 1995; Bianco, 1990), pero todo apunta a que el elevado número de endemismos se debe a su origen antiguo, Oligoceno superior – Mioceno inferior, y por el aislamiento de la península respecto a las fauna europea y africana.

A la exclusividad de las especies piscícolas presentes, cabe añadir que los peces ocupan un papel clave en las redes tróficas y funcionamiento ecosistémico de nuestros ríos y lagunas, por su mayor longevidad, tamaño y capacidad de movimiento, (Maceda-Veiga y de Sostoa, 2011) y son buenos indicadores del estado del ecosistema (de Sostoa, García de Jalón y García-Berthou, 2005) (Karr, 1981) (Durán y Pardos, 2005), pues integran los efectos directos e indirectos de la tensión en todo el ecosistema acuático y manifiestan la importancia ecológica de la perturbación (Fausch et al., 1990), y adicionalmente su captura e identificación son relativamente fáciles (Karr, 1981). Además, pueden suponer una herramienta para la educación ambiental (Maceda-Veiga y Sostoa, 2011) (CHE, 2011).

Dada su importancia, resulta especialmente preocupante el mal estado de conservación en el que se encuentran y el serio peligro de desaparición; según Saunders et al., (2002), los peces de agua dulce

están considerados uno de los grupos de vertebrados más amenazados del mundo, y diversos estudios realizados en diferentes países prueban el declive que sufren desde hace unas décadas (Barletta *et al.*, 2010; Karr *et al.*, 1985; Moyle y Leidy, 1992; UNEP, 2008). En la Península Ibérica (PI) también existe esta problemática (Aparicio *et al.*, 2000; Smith y Darwall, 2006), de las 61 especies de peces continentales autóctonas que viven en la Península Ibérica, 57 especies deben ser incluidas en alguna categoría de amenaza siguiendo los criterios de la UICN: 10 especies en peligro crítico, 11 especies en peligro, 30 especies vulnerables, 5 casi amenazadas y una con preocupación menor (Doadrio, 2011).

## 1.2. Ictiofauna presente en Aragón

En la comunidad autónoma de Aragón están presentes 18 especies piscícolas autóctonas (*tabla 1*), pertenecientes a seis familias, la familia Cyprinidae es la más representativa de la ictiofauna ibérica, con 12 especies presentes en Aragón, está adaptada a casi todos los tipos de hábitat, con predominancia en tramos medios y bajos de los ríos (García y González, 1988); dentro de la familia Salmonidae, la única especie autóctona presente es la trucha común (*Salmo trutta*), asociada a zonas de cabecera y montaña de aguas limpias, con corriente y altos niveles de oxígeno disuelto en el agua.

La familia Cobitidae, peces bentónicos de pequeño tamaño, comprende dos especies en Aragón que ocupan principalmente los tramos medios de los ríos, y son consideradas termófilas (Sostoa, 2002). En la cuenca del Ebro se asocia su distribución a pendientes onduladas moderadas, generalmente asociadas a los cursos medios, y en la Cuenca del Júcar muestra la mayor asociación con rangos de temperatura máxima del aire de 40 a 45 °C, lo que indicaría, indirectamente, que la temperatura del agua influye en su distribución (Nieto K., Lizana M., Velasco J.C. 2006).

Las otras tres familias presentes en Aragón cuentan con una sola especie cada una, la anguila (*Anguilla anguilla*) tiene una presencia testimonial y anecdótica en nuestras aguas desde la creación de los grandes embalses en las cuencas de los ríos Ebro y Júcar a mediados del siglo pasado, que han impedido a esta especie catádroma cerrar su ciclo vital debido a estas barreras infranqueables en los ríos.

Tanto el blenio, como el pez lobo, son especies bentónicas presentes en Aragón, la primera se considera una especie termófila de tramos bajos y el pez lobo suele estar en tramos más altos y se considera especie acompañante de la trucha común en aguas de montaña, aunque su presencia también es significativa en tramos más bajos.

En España, y con una gran influencia del interés pesquero realizado sobre la trucha, desde los años 70 (Ministerio de Agricultura, Orden de 22 de octubre de 1970), se ha realizado siempre la división entre especies que habitan las aguas continentales declaradas como aguas trucheras y donde la especie predominante como su nombre indica es la trucha común con algunas otras consideradas acompañantes como el piscardo (*Phoxinus bigerri*) o el pez lobo (*Barbatula quignardi*), y para el resto de aguas se establece el nombre genérico de aguas ciprinícolas, en algunas comunidades autónomas, y de cara a la gestión de la actividad de la pesca, se ha incluido el término de “aguas mixtas”, aquellas donde la trucha sigue estando presente conjuntamente con otras especies de ciprínidos, pero su presencia ya no es predominante.

Tabla 1 Listado de especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón.

Fuente: MARM, 2011, Diputación General de Aragón, 2005. Elaboración propia.

Familia	Especie	Nombre común	UICN Categoría de amenaza <sup>1</sup>	Categoría/estado <sup>2</sup>
<i>Salmonidae</i>	<i>Salmo trutta</i>	Trucha común	VU 1cde	-*
<i>Blenniidae</i>	<i>Salaria fluviatilis</i>	Fraile, blenio de río	VU A2ce	PE (VU)
<i>Balitoridae</i>	<i>Barbatula quignardi</i>	Lobo de río	VU A2ce	VU
<i>Cobitidae</i>	<i>Cobitis calderoni</i>	Lamprehuela	VU A1ace+2ce	SAH
	<i>Cobitis paludica</i>	Colmilleja	VU A2ce	SAH
<i>Anguillidae</i>	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguila	VU A1acde	IE
<i>Cyprinidae</i>	<i>Luciobarbus graellsii</i>	Barbo de Graells	NT	-*
	<i>Luciobarbus guiraonis</i>	Barbo mediterráneo	VU A2ce	-
	<i>Barbus haasi</i>	Barbo culirroyo	VU A2ce	-*
	<i>Achondrostoma arcasii</i>	Bermejuela	VU A2ce	SAH (LISTADO)
	<i>Parachondrostoma miegii</i>	Madrilla	NT	-*
	<i>Parachondrostoma turiense</i>	Madrija	EN B1+2bcde	-
	<i>Gobio lozanoi</i>	Gobio	No Amenazada	-*
	<i>Squalius laietanus</i>	Bagre	VU A2ce	VU
	<i>Squalius pyrenaicus</i>	Cacho	VU A2ce	-
	<i>Squalius valentinus</i>	Cacho valenciano	EN B1 + 2c	VU
	<i>Phoxinus bigerri</i>	Piscardo	VU A2ce	-*
	<i>Tinca tinca</i>	Tenca	No Amenazada	-*

<sup>1</sup>Categorías según criterios de la UICN y extraída de DOADRIO, I., PEREA, S., GARZÓN-HEYDT, P., Y J.L. GONZÁLEZ. 2011. Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento. DG Medio Natural y Política Forestal. MARM.

<sup>2</sup> En la columna “estado” se detalla el régimen de protección en caso de que la especie esté incluida en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (CEAA), entre paréntesis si está también incluida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA), o si la especie es pescable en Aragón (\*). En caso de que esté incluida en el listado de especies silvestres en régimen de protección oficial y no en el catálogo, se ha señalado como “listado”, entre paréntesis.

En Aragón, en distintos períodos y con objetivos diferentes han sido introducidas o se han expandido hasta nuestros ríos desde sus lugares de introducción un total de 17 especies piscícolas exóticas de las 28 que actualmente se encuentran descritas en la Península Ibérica (Doadrio, 2011), muchas de ellas con carácter invasor y depredadoras de la ictiofauna local. El impacto que sufre la ictiofauna autóctona es denominada por Moyle et al. (1986) como “efecto Frankenstein”, ya que las consecuencias de estas introducciones en el medio, incluso con objetivos bienintencionados, pero no analizados previamente, suelen ser insospechables, aunque en el caso de los peces han sido negativas y difícilmente predecibles. Los posibles beneficios a obtener no compensan las presumibles pérdidas de biodiversidad en el ecosistema (Moyle y Moyle, 1995; Cowx, 1997).

En Aragón, teniendo en cuenta que el número de especies autóctonas es 18, la ictiofauna exótica constituye el 48,5% de la ictiofauna total presente en nuestros ríos, estos datos no tienen parangón ni

en nuestro territorio, ni en el mundo con ningún otro grupo faunístico y nos da una idea del impacto que puede suponer para su conservación.

Las especies piscícolas exóticas que se localizan en Aragón, la mayoría se pueden considerar aclimatadas (Doadrio *et al.*, 2007), es decir, perduran y se reproducen por sí mismas. En la *tabla 2* se hace referencia a la inclusión o no de estas especies en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, lo que implica que la administración competente deberá tomar medidas de prevención, seguimiento y lucha contra éstas, entre las que se encuentran la conlleva la prohibición genérica de posesión, transporte, tráfico y comercio de ejemplares vivos o muertos, incluyendo el comercio exterior, y por lo tanto de su pesca (MAGRAMA, 2013), aunque la reciente 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, ha supuesto novedades con respecto a la gestión de estas especies.

*Tabla 2 Especies exóticas aclimatadas en Aragón, incluyendo su año y motivo de introducción y su inclusión o no en el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras regulado por el Real Decreto 630/2013.*

Familia	Especies	Origen	Fecha introducción	Estatus	Propósito introducción	RD 630/2013 <sup>1</sup>
<i>Centrarchidae</i>	Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i>	Norte América	1910s	Invasiva	Mejora poblaciones	SI
	Perca americana <i>Micropterus salmoides</i>	Norte América	1950s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
<i>Cyprinidae</i>	Brema blanca <i>Blicca bjoerkna</i>	Europa	1990s	Naturalizada	Pesca deportiva	-
	Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	Europa	1990s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
	Carpín rojo <i>Carassius auratus</i>	Asia	17th	Invasiva	Ornamental	-
	Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	Asia	17th	Invasiva	Ornamental	SI
	Rutilo <i>Rutilus rutilus</i>	Europa	1910s	Incierto	Mejora poblaciones	SI
	Escardino <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Europa	1910s	Naturalizada	Mejora poblaciones	SI
<i>Esocidae</i>	Lucio <i>Esox lucius</i>	Europa	1940s	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
<i>Ictaluridae</i>	Pez gato <i>Ameiurus melas</i>	Norte América	1910s	Invasiva	Mejora poblaciones	SI
<i>Percidae</i>	Perca de río <i>Perca fluviatilis</i>	Europa	1970s	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
	Lucioperca <i>Sander lucioperca</i>	Europa	1970s	Invasiva	Pesca deportiva	SI
<i>Poeciliidae</i>	Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i>	Norte América	1920s	Invasiva	Control mosquito (Malaria)	SI
<i>Salmonidae</i>	Trucha arco iris <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Norte América	19th	Naturalizada?	Pesca deportiva	SI
	Trucha (centro europea) <i>Salmo trutta</i>	Europa	19th	Naturalizada	Pesca deportiva	-

Familia	Especies	Origen	Fecha introducción	Estatus	Propósito introducción	RD 630/2013 <sup>1</sup>
	Salvelino <i>Salvelinus fontinalis</i>	Europa	19th	Naturalizada	Pesca deportiva	SI
<i>Siluridae</i>	Siluro <i>Silurus glanis</i>	Europa	1970s	Invasiva	Pesca deportiva	SI

<sup>1</sup> Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras (Última modificación: 17 de junio de 2016: Sentencia de 16 de marzo de 2016, de la Sala Tercera del Tribunal Supremo). Fuente: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2013), Elvira y Almodóvar (2001) y Doadrio et al., (2011). Elaboración propia.

La mayoría de las especies exóticas han sido introducidas a lo largo del siglo XX, aunque es a finales de este siglo cuando sus distribuciones se han extendido ampliamente por España. La pesca figura como motivo principal; para su pesca directa o para favorecer las especies con interés para la pesca a través de los llamados “peces pasto” como es el caso del alburno o la brema blanca, especies muy prolíficas que les sirven de alimento. Otro motivo por el que han sido introducidas varias especies es para la “mejora” de poblaciones, muchas de ellas introducidas por primera vez en España el lago Bañolas (Cataluña) (Doadrio et al., 2011), con la principal motivación de introducir elementos percibidos como carentes de la fauna de un ecosistema (Elvira y Almodóvar, 2001).

Con respecto a la carpa, aunque fue introducida hace siglos con fines ornamentales (Lozano Rey, 1935), no ha llegado a ampliar su distribución y colonizar las aguas, sobre todo embalses, hasta el siglo pasado, cuando es introducida por pescadores e incluso por la administración (ACPES, 2004). En el caso del carpín, su uso como cebo vivo también ha aumentado su expansión durante el siglo XX (Doadrio, 2002), a pesar de llevar siglos en nuestras aguas.

Un caso especial es el de la gambusia, que fue introducido para combatir la malaria, ya que es un voraz devorador de larvas de mosquito, aunque ahora es una de las especies exóticas más extendidas en los ríos españoles (Doadrio et al., 2007).

Entre estas especies, 4 de ellas están dentro de la selección realizada por la UICN de las 100 especies exóticas invasoras más dañinas del mundo; carpa, gambusia, perca americana y trucha arcoíris (Lowe et al., 2000).

Las características relativos a los requisitos funcionales y de hábitats de las distintas especies de peces presentes en Aragón, sean o no autóctonas, según sus requerimientos ecológicos o patrones funcionales han sido resumidos en el Anexo II del presente documento y nos ayuda a valorar posteriormente si las especies son más o menos sensibles a diferentes alteraciones del medio donde habitan y las interacciones entre las especies autóctonas e introducidas.

En la tabla del anexo I se recoge la clasificación ecológica de las especies, tanto autóctonas como alóctonas, recogidas de diversas fuentes especificadas en el anexo.

### 1.3. Causas del declive de las especies piscícolas

Los factores que están amenazando a la ictiofauna continental ibérica, se debe fundamentalmente al deterioro y destrucción de los hábitats acuáticos (Blanco, 2009), como consecuencia de la degradación ambiental de riberas y lechos fluviales, la contaminación del agua y la construcción de innumerables obstáculos transversales en los cauces; así como la introducción de especies exóticas (Elvira, 1996; De Sostoa, 2002).

Otro de los factores de riesgo y que comúnmente se tiene mucho menos valorado es el intercambio de especies debido a conexiones intercuenca. No menos importante, aunque englobada en la introducción de especies exóticas, es el factor de amenaza derivado de la pesca deportiva, tanto por la introducción de especies de interés deportivo, en su mayoría depredadoras, peces para el cebo (denominados “peces pasto”), como la repoblación de ríos con líneas genéticas no autóctonas y que se hibridan con las locales (salmónidos). La introducción de especies exóticas fluviales en nuestros ríos se produjo hasta hace muchas décadas por la propia Administración (Elvira y Almodóvar, 2001), pero actualmente es mucho más relevante la realizada por aficionados a la pesca, de forma más o menos permitida por la propia Administración, aunque mayoritariamente se realiza de manera ilegal.

Aunque no totalmente bien valorada y con difícil predicción, es la alteración que sufrirán los ecosistemas acuáticos debido al cambio climático (Hall *et al.*, 2008), que pese a ser una causa global, previsiblemente afectará de una manera muy significativa a los ecosistemas acuáticos de carácter mediterráneo.

#### 1.3.1. Perturbaciones por uso del suelo

Estas perturbaciones son provocadas por actividades relacionadas con la ocupación y uso del territorio, sobre todo en las zonas próximas a las masas de agua, como pueden ser la explotación de los recursos hídricos, tanto para consumo directo como para otras actividades económicas (industria, ocio, etc.), actividades agrícolas y ganaderas, vertederos, explotaciones mineras, vías de comunicación, repoblaciones, deforestaciones, etc. (Saunders *et al.*, 2002), alteran el régimen hidrológico y las relaciones suelo-agua en las laderas, teniendo una repercusión inmediata en los cauces en términos de aportaciones totales, distribución de las mismas a lo largo del año, y carga de sedimentos o erosión neta transportada hacia los cauces (Ansola, *et al.*, 2018).

Estas actividades conllevan un empeoramiento de la calidad del agua, al alterar sus condiciones físico-químicas y biológicas. Este fenómeno puede ocurrir mediante contaminación difusa (de manera indirecta, mediante el lavado de contaminantes a través del suelo desde fuentes que no es posible establecer con exactitud en un lugar específico, como por ejemplo la agricultura o ganadería), o puntual (en un lugar y con origen concretos), como vertidos industriales, vertidos de depuradoras, etc. de acuerdo con datos de la Confederación Hidrográfica del Ebro (a partir de ahora CHE) (2017).

### *1.3.2. Perturbaciones por alteraciones en la dinámica natural fluvial; alteraciones hidrológicas y morfológicas*

Estas perturbaciones pueden producirse por alteraciones hidrológicas, que causen cambios en el régimen natural de caudales. Pueden ser debidas a extracciones de caudales (pozos, manantiales, tomas de cauce, etc.) y a regulaciones de caudales por embalses.

También pueden generarse perturbaciones al alterar la morfología del río y producirse una pérdida de conectividad, tanto longitudinal como transversal. Esto puede ser consecuencia de la construcción de obstáculos como presas, azudes y barreras, cambios en la estructura del lecho fluvial, extracción de áridos, canalizaciones, protecciones, coberturas, etc. Así mismo, también puede producir una pérdida de la dinámica natural de crecidas y deposición de sedimentos la invasión de la llanura de inundación del río por usos urbanos (CHE, 2017). Estas perturbaciones sobre la dinámica fluvial pueden suponer el empeoramiento tanto del funcionamiento como del valor ecológico, paisajístico y ambiental de los sistemas fluviales (Ollero, 2007).

La regulación de los caudales mediante embalses es quizás una de las actividades que tiene efecto más negativo en las comunidades biológicas de los ríos, siendo muy raro en la actualidad encontrar en nuestro país, un río permanente que no se encuentre regulado (García de Jalón et al. 1992). Diversos estudios han puesto de manifiesto que la creación de embalses produce una importante modificación en la comunidad de peces, sustituyendo especies reófilas de aguas corrientes por especies de ambientes léticos, finalmente las especies con requerimientos estrictos de hábitat tienden a desaparecer de estos ambientes y son sustituidas por especies mucho más generalistas, lo que se traduce en una clara reducción de la riqueza de especies y disminución de la abundancia.

Las canalizaciones, dragados o cualquier obra de defensa contra avenidas alteran el régimen hidráulico interior del cauce, y destruye la compleja estructura de las orillas naturales, trayendo consigo en la mayoría de los casos la eliminación de la vegetación de ribera y el empobrecimiento de la fauna acuática (Ansola, et al., 2018).

La regulación de los caudales es tan extrema que, a nivel mundial, la mayoría de los ríos han sido intervenidos en mayor o menor grado (Blanco, 2009), también en la cuenca del Ebro, donde incluso un 15% por ciento de las masas de agua superficial están catalogadas con masas de agua muy modificadas (CHE, 2015). Todo esto tiene como consecuencia en una pérdida muy significativa del hábitat potencial y aislamiento de las metapoblaciones que, debido a la interrupción de la conectividad fluvial, quedan aisladas (Prenda et al., 2002).

### *1.3.3. Perturbaciones por introducción de especies alóctonas*

Aunque la distribución geográfica de las especies siempre ha sido dinámica (p. ej. con las variaciones históricas del clima o las cuencas hidrográficas), la capacidad de transporte actual y la globalización económica ha comportado un fuerte aumento de las tasas y distancias de introducción. Muchas de las especies introducidas no se establecen, por ejemplo, porque no son capaces de sobrevivir o reproducirse a bajas temperaturas o condiciones salinas. Algunas sí se establecen y algunas se vuelven invasoras, es decir, amplían su distribución desde el punto de introducción y se vuelven abundantes.

En la península tenemos unas 26 especies de peces introducidas o no-nativas, de las cuales unas 12 han sido catalogadas como invasoras (Fausch y García-Berthou 2013).

La introducción de especies alóctonas con carácter invasor, produce un cambio significativo en la estructura o procesos de los ecosistemas, según la clasificación propuesta por Copp *et al.* (2005), es una de las principales amenazas para la conservación de especies y ecosistemas en general, pues junto con la fragmentación y destrucción de hábitats supone la mayor causa de pérdida de biodiversidad a nivel mundial (Castro-Díez *et al.*, 2004; Rainbow, 1998; Williamson, 1996; Castro-Díez, 2004).

La aparición de estas especies en el ecosistema genera interacciones negativas entre las especies autóctonas y alóctonas mediante diversos mecanismos, como la competencia por el hábitat o por el alimento, la transmisión de enfermedades, aparición de plagas, la hibridación (en las especies genéticamente más próximas) e incluso la modificación de su comportamiento natural. Estos factores actúan en detrimento de las especies autóctonas y acaban desplazándolas (Castro-Díez *et al.*, 2004; CHE, 2011). Aunque no son muchos los trabajos que establecen una relación directa entre la introducción de especies exóticas y la extinción de las especies autóctonas un análisis de los datos publicados por la IUCN permite establecer que el 54% de las especies extinguidas lo han sido en parte por la introducción de especies exóticas y en un 20 % exclusivamente por la presencia de estas (Clavero y García-Berthou, 2005). En los ecosistemas acuáticos este fenómeno adquiere mayor gravedad debido a su mayor fragilidad y algunos autores la señalan como una de las principales causas de amenaza para la supervivencia e integridad genética de las especies nativas de peces en todo el mundo (Doadrio *et al.*, 2007; Leprieur *et al.*, 2008).

En la actualidad, los escapes de las granjas de peces, el cultivo de peces ornamentales y especialmente la introducción de especies con interés para la pesca deportiva, son los principales agentes que causan la introducción de especies exóticas en nuestro país (Doadrio *et al.*, 2007), y, como dato importante, el número actual de especies de peces introducidos en la cuenca del Ebro (19) supera al número de especies autóctonas exclusivamente fluviales (14) (De Sostoa *et al.*, 2011).

No sólo las especies exóticas provenientes de otros países, fuera del ámbito de la Península Ibérica, pueden causar impactos en la fauna local, las traslocaciones de peces entre cuencas de la Península Ibérica, son otra causa de pérdida de diversidad biológica. Como ya se ha indicado la ictiofauna ibérica por su origen es diferente a la del resto de la ictiofauna europea. Entre las particularidades de la ictiofauna ibérica, además de su alto número de endemismos, destaca la presencia de comunidades de peces diferentes en cada cuenca hidrográfica. Este fenómeno se debe a un aislamiento geográfico entre ellas muy antiguo, al menos de forma global. Por tanto, las traslocaciones de peces de unas cuencas en otras, dentro de la Península Ibérica, deben tener un impacto tan negativo como la introducción de especies exóticas. Sin embargo, este fenómeno ha sido menos estudiado y se carece de datos de relevancia científica.

#### *1.3.4. Efecto del cambio climático sobre las especies piscícolas*

Pese a no haber realizado en este trabajo un estudio de la relación de la modificación de la fauna piscícola existente en Aragón con el cambio climático, cabe señalar que este factor actúa de manera trasversal a todos los comentados (Hall *et al.*, 2008) y acentúa sus efectos.

Según los modelos que predicen la modificación del clima debido al cambio climático, pronostican que en la Península Ibérica se produzca una disminución de los caudales base, debido a una disminución de la precipitación y una mayor evapotranspiración debido al aumento de la temperatura, que tendrá como consecuencias el aumento de ríos temporales con caudales estacionales, aumento de la temperatura del agua y una disminución del oxígeno disuelto, es probable que el resultado del aumento en la extensión de ambientes extremos de estas modificaciones en los hábitats acuáticos de como resultado un claro descenso de la biodiversidad piscícola, pese a que muchas especies endémicas de peces se encuentran adaptados a situaciones extremas.

Los trabajos científicos que han modelizado el impacto del cambio climático sobre los peces continentales en ríos mediterráneos ibéricos son muy escasos y las únicas revisiones generales que han considerado a los peces como indicadores son Moreno et al. (2005), Elvira (2007) y García-Berthou (2009).

Según se ha predicho en el trabajo realizado en el Tercer informe sobre el cambio climático en Catalunya (García-Berthou, 2017), el cambio climático puede favorecer la presencia de las especies acuáticas invasoras con efectos ecológicos muy importantes. La desaparición de especies nativas favorece a las exóticas, las cuales normalmente tienen tasas altas de reproducción, son buenas colonizadoras y resisten mucho mejor la contaminación y la alteración hidrológica. Las especies exóticas introducidas en nuestras aguas son frecuentemente más termófilas y limnófilas (con poca corriente), por lo que los cambios predichos se verán favorecidas.

En general, se puede afirmar que las especies adaptadas a aguas más frías, como la trucha común o el barbo culirroyo, serán las más perjudicadas ante los cambios en el ecosistema por la reducción de sus hábitats óptimos, en cambio otras especies más termófilas se verán favorecidas, se volverán más abundantes y ampliarán su distribución hacia tramos más altos (García-Berthou, 2009), a esto cabe añadirle un previsible aumento de la demanda de agua en estos contextos de sequías prolongadas (para consumo y agricultura), lo que aumentará el número de infraestructuras hidrológicas (presas, canales y trasvases), que dejarán de lado la conservación de las especies fluviales (Elvira y Almodóvar, 2007).

#### 1.4. Situación legal de protección de la ictiofauna continental en España- Marco legal

La preocupación por el estado precario de los medios acuáticos se ha visto reflejada en el un importante avance en las políticas de conservación de estos hábitats, siendo referencia a nivel europeo la Directiva Marco del Agua de 2000/60/CE que insta a los Estados Miembros a la realización de indicadores, para que en el 2015 se hubiesen hecho todos los esfuerzos de restauración necesarios, cuyo objetivo final es que los ríos europeos puedan ser clasificados en un estado “Bueno” de conservación. Siguiendo estas indicaciones, se han venido desarrollando, en los últimos años, diferentes índices de integridad biológica que tienen en cuenta a la fauna de peces.

Por su parte, la Directiva Hábitats (Directiva 92/43/CEE, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres), además de hábitats (Anexo I de la directiva), establece como especies de interés comunitario (anexos II, IV y V) a todas aquellas que, en el territorio europeo de los

Estados miembros de la UE, se encuentran en peligro, son vulnerables, raras o endémicas. En España hay 25 especies de peces que están incluidas en esta directiva, lo que obliga a la administración a tomar medidas de conservación y notificar los resultados de su seguimiento cada 6 años a la Comisión Europea, de acuerdo con su artículo 17 (Consejo de la Unión Europea, 1992).

A nivel nacional, la ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, confiere un marco legal a las estrategias de conservación de especies amenazadas y de lucha contra las principales amenazas para la biodiversidad, identificándolas y orientando a las comunidades autónomas, las responsables de elaborar y aprobar los planes de conservación y recuperación. Dicha ley sirve de base para la elaboración del Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. En dicho Listado se recogen 39 especies de peces, estando 13 de ellas incluidas también en el Catálogo (MARM, 2011), aunque según Doadrío *et al.* (2011), 57 de las 61 especies de la PI deberían ser incluidas en alguna categoría de amenaza.

Con respecto al nivel autonómico, es en las comunidades autónomas en las que recae la competencia de desarrollo legislativo y ejecución de la legislación básica del Estado en materia de protección del medio ambiente. En relación a la conservación de especies, la comunidad autónoma de Aragón es así la responsable de ejecutar lo dispuesto en la Directiva Hábitats (seguimiento y conservación de las especies incluidas en ella), y en la 42/2007 (establecer regímenes específicos de protección para aquellas especies silvestres cuya situación así lo requiera) (Gobierno de España, 2007). La comunidad cuenta también con el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón, regulado por el Decreto 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, y modificado por el Decreto 181/2015, de 6 de septiembre. En nuestros ríos hay 7 especies de peces incluidas en dicho catálogo (Diputación General de Aragón, 2005).

Es importante señalar que el catálogo Español de Especies Amenazadas (aprobado en 2011) se olvida de la mayoría de peces continentales en riesgo de extinción, nada menos que 27 especies de peces en peligro de desaparición, según criterios IUCN, no son incluidas en los nuevos listados de referencia para la gestión y conservación de fauna amenazada en España.

Según lo expuesto por la Sociedad Ibérica de Ictiología, en el caso de los peces continentales el Listado y el Catálogo han obviado la gran cantidad de información generada tanto por el propio Ministerio de Transición Ecológica (MITECO) en el denominado inventario Nacional de la Biodiversidad (publicada en formato de atlas y libro rojo por el propio ministerio) como por organismos internacionales (IUCN).

En el Listado se incluyen 13 especies de peces continentales, 12 de las cuales forman además parte del Catálogo. En el grupo de especies seleccionadas se incluyen algunas con un estado de conservación muy precario y que están en inminente riesgo de extinción junto con otras por cuya conservación a nivel mundial no cabe temer, al menos actualmente. De hecho, la selección de especies parece haber seguido inercias históricas, siendo muy parecida a la relación de especies amenazadas catalogada en 1992 en el Libro Rojo de los Vertebrados de España. Cabe recordar que sólo las especies incluidas en el Catálogo serán objeto de medidas de protección específicas por parte de la Administración como, por ejemplo, planes de recuperación, de conservación del hábitat o de manejo.

En algunos casos, como en la anguila (*Anguilla anguilla*) o el salmón atlántico (*Salmo salar*), parecen haber primado intereses socioeconómicos para evitar la protección. Otras ausencias, como la pardilla oretana o la colmilleja del Alagón (*Cobitis vettonica*) y la madrija (*Parachondrostoma turiense*), parecen más bien estar provocadas por la desidia.

También resulta reseñable indicar que actualmente en Aragón, no hay aprobado ningún Plan de recuperación o conservación para ninguna de las siete especies piscícolas incluidas en el catálogo de especies amenazadas.

Con respecto a la pesca continental, la ley 42/2007 establece en su artículo 62 que se regule, de modo que queden garantizados la conservación y fomento de las especies, a cuyos efectos la Administración competente determinará los terrenos y las aguas donde tal actividad pueda realizarse, así como las fechas hábiles para cada especie, asimismo la ley 42/2007, en su capítulo III, establece los criterios para la prevención y control de la especies exóticas invasoras, mediante la creación del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras, regulado por el Real Decreto 630/2013, modificado por la Sentencia 637/2016 del Tribunal Supremo, y por la reciente ley 7/2018. Este catálogo cuenta actualmente con 19 especies exóticas invasoras de peces, el grupo más numeroso después de las plantas.

A toda esta normativa, hay que añadir los compromisos adquiridos por el Estado Español al suscribirse a diversos convenios internacionales, como son el Convenio de Berna (1979) donde en su anexo II se incluyen varias especies piscícolas que deben ser objeto asimismo de disposiciones legales o reglamentarias adecuadas a fin de garantizar su conservación y aquellas que figuran en su anexo III, deben ser objeto de reglamentación a fin de mantener la existencia de esas poblaciones fuera de peligro (prohibición temporal o local de explotación, normativa para su transporte o venta, etc...), donde se incluyen especies existentes en Aragón.

A nivel mundial, en la década de 1950, la UICN inició la Lista Roja de Especies Amenazadas, que actualmente proporciona el enfoque global más completo y objetivo para evaluar el riesgo de extinción de especies de plantas y animales. A pesar de no conllevar obligaciones legales, es considerada como un referente y la fuente de información más influyente para la conservación de especies en el mundo y se utiliza para informar y orientar las políticas nacionales e internacionales clave y las decisiones de conservación sobre el terreno.

## 1.5. Antecedentes

En los últimos 30 años se ha avanzado enormemente en los estudios realizados sobre la ictiofauna continental ibérica, ya que hasta principios de los años ochenta la literatura científica fue muy escasa (Lobón-Cerviá, 2001), en la década de los noventa con la realización de los inventarios nacionales lo que conllevó la publicación en 2001 del Atlas y Libro Rojo de los Peces continentales de España, se puede establecer un punto de inflexión real en el estudio científico de nuestra fauna piscícola.

El estudio de la evolución y modificación de las comunidades piscícolas en España debido a factores de presión sobre ella es mucho más reciente y podemos encontrar estudios como los realizados en el País Vasco, también a nivel autonómico, *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la*

CAPV (Agencia Vasca del Agua, 2015), donde se ha establecido un sistema de evaluación para el conjunto de la comunidad basado en modelos que relacionan características físico-topográfica y comunidades de peces, y se ha plasmado en unos mapas de potencialidad la distribución piscícola en los ríos basados en los registros históricos recopilados entre las distintas administraciones y organismos a lo largo de los últimos 40 años.

En la Comunidad Valenciana, el trabajo de *Seguimiento de poblaciones de peces en la Comunitat Valenciana* (Generalitat Valenciana, 2011), ha realizado un estudio a partir de datos de peces recogidos en 1.469 muestreos por pesca eléctrica realizadas entre 1987 y 2011, para evaluar su utilidad para detectar tendencias en las poblaciones de peces.

Otro estudio similar, cuya área de estudio es toda la Península, es *Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion* (Ferreira *et al.*, 2007), en el que se ha analizado la respuesta de métricas basadas en peces (taxonómicas, como el porcentaje de especies autóctonas y alóctonas; de hábitat, como el porcentaje de especies bentónicas, reofílicas, etc.; relacionadas con la reproducción, el tipo de alimentación, etc.) a diversos impactos antrópicos en la Península ibérica. Esto se ha realizado a partir de datos de 452 muestreos piscícolas con pesca eléctrica, diferenciando los puntos de muestreo por tipologías basadas en sus comunidades de peces (fish assemblages).

En el trabajo de *Decline of Native Freshwater Fishes in a Mediterranean Watershed on the Iberian Peninsula: A Quantitative Assessment* (Aparicio *et al.*, 2000), realizado en 11 subcuencas del Pirineo sur-este (Cataluña), se infirió la distribución histórica de las especies, a partir datos extraídos de literatura de principios del siglo XX, de antiguas colecciones de campo y de datos anteriores a 1996 de pesca eléctrica. Esta distribución histórica se relacionó con los resultados de muestreos con pesca eléctrica realizados en 1996, en estaciones que habían sido alteradas (extracciones de agua, alteraciones del caudal o del cauce, presencia de grandes presas, cambios en la calidad de los hábitats por actividades humanas, presencia de especies exóticas, etc.), para poder relacionar estos impactos con los cambios en las comunidades de peces.

En *Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula)* (Corbacho y Sánchez, 2001), a partir de una recopilación de datos de comunidades piscícolas y variables hidrológicas y bióticas, teniendo en cuenta los impactos antrópicos en las masas, se establecieron patrones de distribución tanto de especies autóctonas como alóctonas a lo largo de la cuenca del Guadiana.

Con respecto a Aragón, el único trabajo específico realizado a nivel de Comunidad Autónoma es el libro *Los peces de Aragón* (Zapater *et al.* 2010), en el que se realizó una descripción de las especies presentes en la comunidad, con una distribución de las citas históricas de las especies en el territorio, pero sin profundizar en causas. Por otro lado, en el año 2007 el Gobierno de Aragón publicó el libro del Catálogo de especies amenazadas de Aragón con el fin de dar a conocer aquellos datos más relevantes para la conservación de las especies que componen el citado catálogo, y cuya estructura era similar a la de otros libros rojos.

También se encuentran antecedentes en estudios centrados en la evaluación del impacto de distintas presiones sobre las masas de agua; en el estudio *The presence of non-native species is not associated with native fish sensitivity to water pollution in greatly hydrologically altered rivers*. (Maceda-Veiga,

2017), en 530 estaciones de muestreo situadas en el noroeste de España (cuencas del Ebro, Garona, Muga, Riudecanyes), se realizaron muestreos de peces con pesca eléctrica y se recogieron datos relativos a 13 variables (geografía, calidad de hábitat y de agua, alteraciones, etc.), con el fin de modelizar la respuesta de las especies nativas a estresores ambientales y a la presencia de especies alóctonas.

Por otro lado, otros estudios se centran en el impacto que produce la introducción de especies exóticas invasoras de peces en los ríos. Se han realizado estudios más generales, como *Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la península ibérica* (García –Berthou et al. 2015), y más específicos, que se centran en determinadas especies o en áreas de estudio, como el de Blanco *et al.*(2009) sobre el impacto de especies exóticas sobre el blenio -*Salaria fluviatilis*- y el jarabugo -*Anaecypris hispanica*- en el Guadiana, Almeida *et al.*(2012, 2014) sobre la perca americana -*Micropterus salmoides*- y sobre el alburno -*Alburnus alburnus*- respectivamente, Almodóvar *et al.* (2012) sobre el alburno y su relación con los autóctonos calandino -*Squalius alburnoides*- y el cacho -*Squalius pyrenaicus*-, etc.

## 2. JUSTIFICACIÓN

El declive de las poblaciones de peces ibéricos autóctonos se encuentra constatada en la gran mayoría de los ríos de la Península Ibérica, y se considera realmente alarmante, esta situación ha sido el resultado de una larga sucesión de presiones antrópicas que han degradado a lo largo de la historia los medios acuáticos.

España es un país mediterráneo donde el agua es un recurso escaso en gran parte de su territorio y se calcula que aproximadamente el 70% del agua es utilizada para la agricultura de regadío, una agricultura intensificada que además utiliza una mayor cantidad de fertilizantes y plaguicidas que de manera difusa contamina los medios acuáticos, tampoco es despreciable las necesidades de agua para la industria y la producción hidroeléctrica. Para satisfacer toda la demanda de agua se han realizado infinidad de infraestructuras hidráulicas que han modificado los hábitats acuáticos de una manera muy significativa y que han ayudado en mayor o menor medida a la expansión de una ictiofauna alóctona, cada vez más numerosa y mucho más generalista, que ha sabido adaptarse perfectamente a estos ecosistemas fluviales profundamente alterados.

Cabe añadir que, a priori y con la perspectiva del impacto que pueden sufrir los ecosistemas acuáticos debido al cambio climático con un descenso de las precipitaciones y concentradas en el tiempo, que conjuntamente con un aumento de las temperaturas suponen una mayor evapotranspiración potencial, lo cual incrementaría la eutrofización de las aguas y descensos de oxígeno disuelto con el consecuente empeoramiento de su calidad.

Todo esto da una idea de la malísima situación en la se encuentran y se espera que evolucionen en el futuro los ecosistemas acuáticos del que depende directamente nuestra ictiofauna autóctona, que, además, presenta un elevadísimo grado de endemismo, por lo que, la responsabilidad de conservarlas recae totalmente sobre las Administraciones competentes tanto de España, como de Portugal.

Pese a esta situación, muy pocas CCAA han implementado Planes de Recuperación o Conservación específica para la ictiofauna, y los que existen se concentran en muy pocas especies. En el caso de Aragón, actualmente no existe ningún plan de gestión para conservar ninguna de las especies incluidas en el Catálogo de Especies Protegidas de Aragón (2005).

Para conseguir que Aragón pueda planificar adecuadamente la gestión para la conservación de la ictiofauna presente en su territorio resulta imprescindible poder valorar cómo han evolucionado sus poblaciones en el tiempo, así como analizar las posibles causas de las variaciones sufridas.

En este momento no existe ningún trabajo publicado donde se haya realizado un análisis específico completo y actualizado de la situación de la ictiofauna en Aragón, como si se han hecho en otros territorios.

Para conseguir este objetivo principal se han desarrollado varios objetivos específicos que den luz a la situación actual y permitan dilucidar la situación actual de la ictiofauna continental de Aragón, basándose en los datos históricos existentes.

Por todo ello, este trabajo busca aportar algo más de conocimiento sobre la situación actual de las especies piscícolas autóctonas y la distribución potencial que éstas pueden tener en Aragón, como acercamiento a los denominados valores de referencia.

### **3. OBJETIVOS**

#### **3.1. General**

Establecer una distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón y compararla con los resultados obtenidos a partir de una revisión de los muestreos piscícolas (2017 para ríos, periodo 2008-2017 en embalses), con el fin de evaluar la variación de las comunidades piscícolas entre la situación actual y la potencial, y evaluar las posibles causas por las que se ha producido esa variación.

#### **3.2. Específicos**

1. Realizar una revisión bibliográfica de trabajos previos que contuviesen estudios de ictiofauna en el ámbito de trabajo, un análisis de la información recogida y posibles analogías que permitan la comparación entre ellos.
2. Elaborar mapas de distribución potencial de especies, a partir del análisis de los registros históricos de comunidades de peces en el ámbito de trabajo, teniendo en cuenta las tipologías de ríos establecidas según la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/EC) y las características propias de cada especie, con el fin de establecer una aproximación a las denominadas condiciones de referencia en relación a la ictiofauna.
3. Analizar de la variación de las poblaciones piscícolas obtenidas en la revisión de muestreos realizados en los ríos y en los embalses.
4. Establecer las posibles relaciones con algunos factores de origen antrópico y presencia de especies piscícolas exóticas como causantes de la modificación en la composición y riqueza de la ictiofauna actual.

## 4. MATERIAL Y MÉTODOS

### 4.1. Área de estudio

El presente estudio se ha realizado en las masas de agua superficiales (ríos, barrancos, balsas, embalses, etc.) situados dentro de la Comunidad Autónoma de Aragón, pertenecientes a las cuencas hidrográficas del Ebro, Tajo y Júcar. En la *figura 1 (página siguiente)* se representa la situación de las tres cuencas con respecto a Aragón.

#### 4.1.1. Cuenca del río Ebro

La Cuenca del Ebro se sitúa en el cuadrante noroeste de la Península Ibérica y ocupa una superficie total de 85.660 Km<sup>2</sup>, Es la cuenca hidrográfica más extensa de España, representando el 17 % del territorio español, y el 88% de la Comunidad Autónoma de Aragón. Sus límites naturales son: por el N los montes Cantábricos y los Pirineos, por el SE el Sistema Ibérico y por el E la cadena Costero-Catalana. Está drenada por el río Ebro que, con una longitud total de 910 km., discurre en sentido NO-SE, desde las montañas Cantábricas hasta el Mediterráneo.

A su paso por Aragón, donde se sitúa prácticamente el 50% de la cuenca, recoge aguas procedentes de los Pirineos y montes Cantábricos por su margen izquierda a través de tres importantes afluentes, el Aragón, el Gállego y el Cinca. Estos tres grandes ejes se encuentran regulados por un gran número de presas, más numerosas que en la margen derecha, con el fin de regular caudales, producir energía hidroeléctrica y abastecer de agua a la agricultura. En cambio, la margen derecha aragonesa recibe los afluentes de ríos más cortos y estacionales procedentes del Sistema Ibérico zaragozano, normalmente menos caudalosos, como el Huecha, Queiles, Jalón, Huerva, Aguasvivas, Martín, Guadalupe o Matarraña, y sus afluentes (CHE, 2009).

#### 4.1.2. Cuenca del río Júcar

La cuenca del Júcar se sitúa en el extremo central-este de la Península Ibérica y ocupa una extensión de 42.850 km<sup>2</sup> representando el 8% del territorio español, y el 11% de la Comunidad Autónoma de Aragón. Incluye todas las cuencas hidrográficas que vierten al Mediterráneo entre la desembocadura de los ríos Segura y Cenia. La zona de la cuenca que se encuentra dentro de Aragón, un 13% de toda la cuenca, se encuentra en la zona sur sur-este de esta comunidad, en el Sistema Ibérico turolense, donde nacen ríos como el Turia (entorno de Montes Universales, en la Sierra de Albarracín) y el Mijares (Sierra de Gúdar) (CHJ, 2010).

#### 4.1.3. Cuenca del río Tajo

La cuenca hidrográfica del Tajo está situada en la zona central de la Península Ibérica y ocupa una extensión de 55.769 km<sup>2</sup>, representando el 11% del territorio español, y apenas el 1% la Comunidad Autónoma de Aragón. La cuenca está limitada al norte, por el Sistema Central, al este, por el Sistema Ibérico, al sur por un área con zonas endorreicas y por los Montes de Toledo, y al oeste por la frontera con Portugal, aunque geográficamente la cuenca termina en la costa atlántica. El río Tajo, con una longitud de 910 km, es el más largo de la Península.

La superficie aragonesa de esta cuenca, es testimonial y corresponde al 1,6% del total de ésta, y está situada al suroeste de la comunidad, en la Sierra de Albarracín, donde nace el río que da nombre a la cuenca (CHT, 2015).

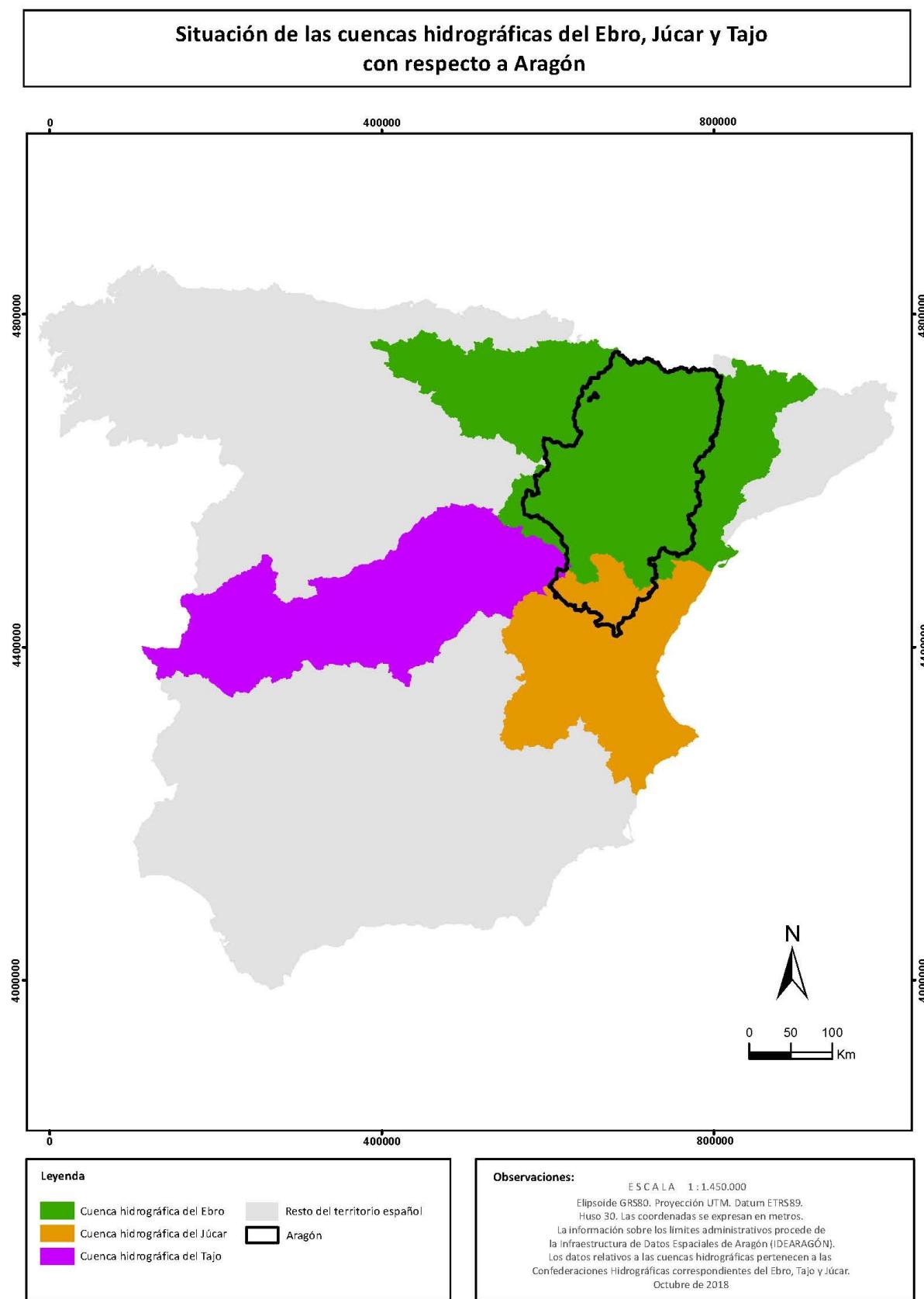


Figura 1 Cuencas hidrográficas en Aragón. Fuente: CHJ, CHT, CHE, elaboración propia.

#### 4.1.4. Tipologías de río

A modo de caracterización del área de estudio, se ha utilizado la clasificación de tipologías de ríos establecidas según la Directiva Marco de Agua (DMA) (mediante el sistema B, basado en el análisis de variables abióticas), que se delimitaron y definieron en 2005 (CEDEX, 2005) y han sido ratificadas recientemente en el Real Decreto 817/2015 (MAGRAMA, 2015). Para la categoría “ríos”, en la que se centra este trabajo, las tipologías establecidas son las siguientes:

Tabla 3 Tipología de las masas de agua superficial con la categoría “ríos” según la DMA (2000).

Fuente: MAGRAMA, 2015. Elaboración propia.

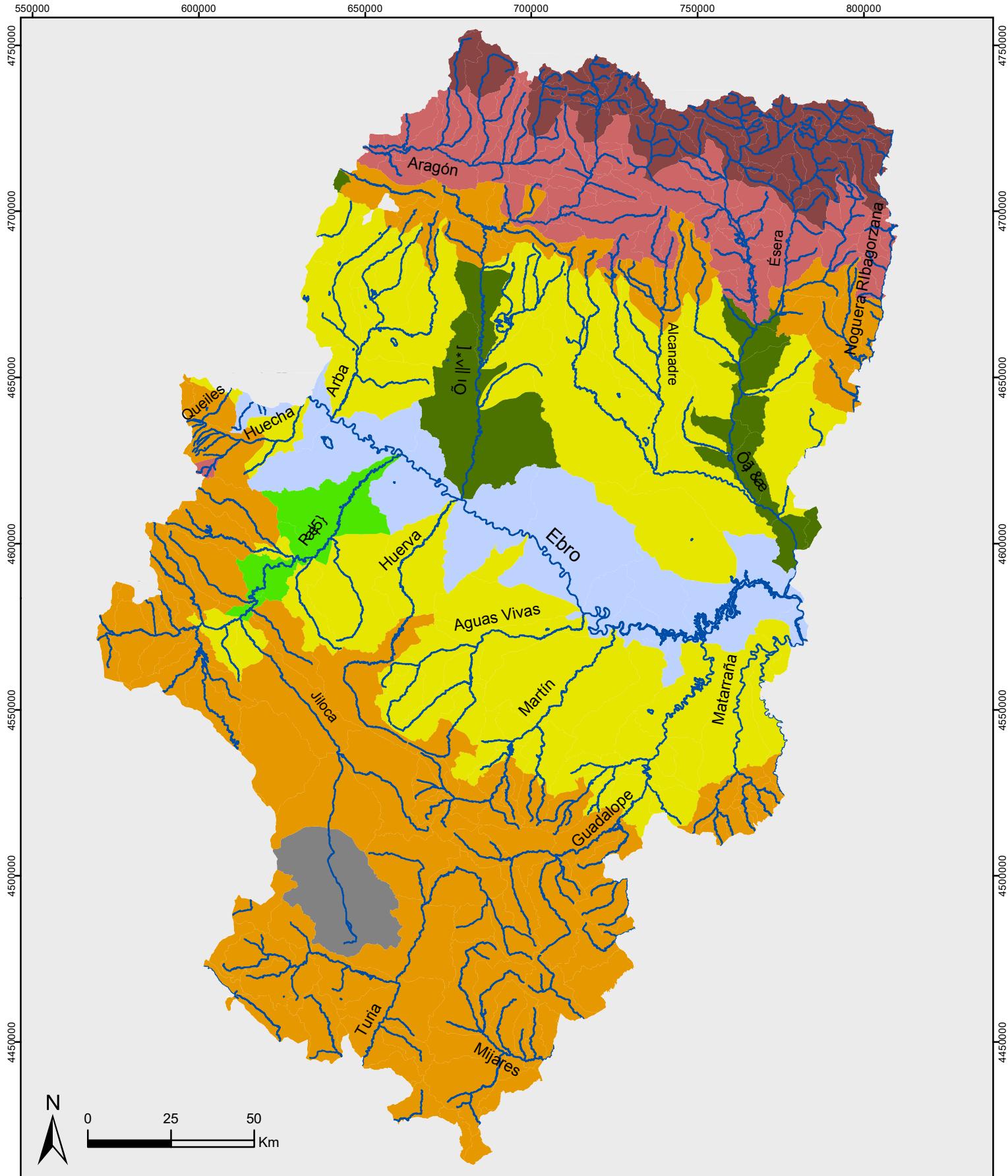
Tipos de ríos	Superficie (Km <sup>2</sup> )	%
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	15.273,4	32,0%
Ríos de montaña mediterránea calcárea	16.575,7	34,7%
Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	2.370,8	5,0%
Ejes mediterráneo-continentales mineralizado	839,0	1,8%
Grandes ejes en ambiente mediterráneo	4.487,1	9,4%
Ríos de montaña húmeda calcárea	4.475,1	9,4%
Ríos de alta montaña	2.741,1	5,7%
Cuenca endorreica-Gallocanta	960,8	2,0%

Para realizar esta agrupación de masas por tipologías, las confederaciones han utilizado como delimitador la división de las cuencas en ecorregiones. En la *tabla 3* se pueden ver las distintas tipologías de ríos o ecotipos presentes en la comunidad autónoma de Aragón, así como la representatividad que tienen en el territorio. La finalidad de esta agrupación es establecer para cada tipo sus características naturales y valores asociados a condiciones inalteradas, y así poder determinar las denominadas condiciones de referencia, elemento clave para el establecimiento de objetivos ambientales. Tanto los mapas de ecorregiones y la clasificación de tipos de masas de agua superficial deben estar incluidos en los planes hidrológicos de cada cuenca hidrográfica (BOE, 2007; CHE, 2015).

Como puede observarse en el mapa que representa los ecotipos presentes en Aragón, por subcuencas (*figura 2*), los *ríos de montaña*, de aguas frías, rápidas y oxigenadas, se sitúan en el extremo norte de la cordillera pirenaica. Situados en una franja paralela al ecotipo anterior a partir de su límite inferior, se encuentran los *ríos de montaña húmeda calcárea*, y seguidamente los de *montaña mediterránea calcárea*, a la altura de los Mallos de Riglos y la Sierra de Guara y la práctica totalidad del sistema ibérico zaragozano, ya en la margen derecha del río Ebro. Todo el Sistema Ibérico turolense se encuentra englobado en este último ecotipo de *montaña mediterránea calcárea*, en las cuencas de los ríos Turia y Mijares. Más próximos al fondo de valle se encuentran los *ríos mineralizados de baja*

*montaña mediterránea*, a ambos lados del río Ebro, cuyo ecotipo se encuentra incluido dentro de los “grandes ejes en ambiente mediterráneo”. El río Gállego y el Cinca, desde el Prepirineo hasta su desembocadura en el Ebro, corresponden al ecotipo *ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados*. Un caso especial es la *cuenca endorreica* en la que se encuentra la laguna de Gallocanta, a la que va a parar el agua de cauces estacionales o semiestacionales. Como *cauces artificiales no asimilados a un tipo* se pueden considerar el Canal Imperial de Aragón, Canal del Alto Jiloca, etc., aunque esta tipología no ha sido considerada en el presente trabajo.

# Ecotipos de ríos presentes en Aragón



## Leyenda

### Ecotipo

Cuenca endorreica - Gallocanta

Ejes mediterráneo-continentales mineralizados

Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados

Grandes ejes en ambiente mediterráneo

Masas de agua

Ríos de alta montaña

Ríos de montaña húmeda calcárea

Ríos de montaña mediterránea calcárea

Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea

## Observaciones:

ESCALA 1:1.500.000  
 Elíptico GRS80. Proyección UTM. Datum ETRS89. Huso 30.  
 Las coordenadas se expresan en metros.  
 La información sobre los límites administrativos procede de la Infraestructura de Datos Espaciales de Aragón (IDEARAGÓN).  
 Los datos relativos a la red hidrográfica, y clasificación de las subcuencas por ecotipos pertenecen a la Confederación Hidrográfica del Ebro.  
 Octubre de 2018

Figura 2 Tipología masas de aguas en Aragón. Fuente: CHE, CHJ, CHT, DGA, elaboración propia (página anterior)

#### 4.2. Revisión bibliográfica

Desde el año 1983 hasta la actualidad se han venido realizando en la comunidad autónoma de Aragón diferentes estudios específicos para la inventariación de la fauna piscícola o incluidos en estudios más amplios de calidad de ecosistemas fluviales, en este proyecto se ha realizado la revisión de todos estos estudios existentes para el ámbito de trabajo, pertenecientes al Gobierno de Aragón. A partir de estos estudios se han recopilado datos disponibles sobre comunidades de peces, con el fin de conocer hasta donde sea posible, la distribución histórica de las especies y su evolución en los últimos 40 años, por lo que ha sido necesaria una revisión previa para determinar su validez como fuentes de datos. La metodología ha consistido en revisar los documentos (tanto en formato papel como digital) y anotando en una tabla qué información recogen y de qué manera, a partir de la cual se ha generado la tabla resumen incluida en los resultados (figura x), donde se ha señalado la existencia o no dentro de cada estudio de datos concretos de las poblaciones piscícolas, de hábitat, de parámetros físico-químicos del agua y de la metodología de muestreo empleada en cada estudio.

#### 4.3. Análisis geográfico y estadístico de los datos

##### 4.3.1. Base de datos especies piscícolas en Aragón

La base de datos obtenida del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad del Gobierno de Aragón, adaptada a la fauna piscícola de la general para el banco de datos de Biodiversidad, consta de 4.175 entradas georreferenciadas sobre la población piscícola muestreada en la comunidad autónoma desde 1983 hasta 2017 en cerca de 1.000 estaciones en ríos, barrancos, embalses, lagunas, balsas e ibones (Figura 3).

La recopilación de la información de los muestreos realizados en Aragón durante un periodo de 34 años (1983-2017) se encuentra compilada en la base datos que se gestiona desde la Dirección General de Sostenibilidad y cuenta con los campos estandarizados del Banco de Datos de Biodiversidad del Gobierno de Aragón y adaptados al grupo faunístico específico de peces, donde por ejemplo se hace necesario incluir el dato del cauce donde se localiza la cita.

En el Anexo II del presente documento se muestra la estructura y contenido de la base de datos donde se clasifican los datos recopilados.

Los datos disponibles sobre comunidades de peces realizados en Aragón no sólo tienen como procedencia los trabajos propios del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad, procedentes de diversos estudios, tanto específicos (asistencias técnicas) como planificados (inventarios, censos anuales, seguimientos, etc.), la mayoría de ellos revisados para este trabajo (Tabla 4, apartado 5.1) sino que también ha sido recopilada la información de diferentes entidades y organismos públicos de diferentes, como los trabajos realizados por las diferentes Confederaciones Hidrográficas como los utilizados en este proyecto relativos a los datos de peces en los estudios censales realizados en embalses (periodo 2008-2017), debido a las limitaciones del Gobierno de Aragón para realizar muestreos piscícolas en esta tipología de masas de agua. En total, se incluye información de 25 de los 45 embalses con capacidad igual o superior a 5 hm<sup>3</sup> (IAEST, 2017) presentes en el área de estudio.

También se encuentran incluidos los estudios realizados por Universidades, como el realizado por la universidad de Barcelona, *Estudio ecológico de la ictiofauna de la provincia de Zaragoza* (Casals *et al.*, 2002). También están incluidos en la base datos procedentes de la Federación Aragonesa de Pesca y Caza (FAPYC), que se han desestimado por su gran incertidumbre y falta de verificación, así como datos de observaciones no programadas.

La mayoría de estos datos han sido obtenidos mediante pesca eléctrica, método de pesca que consiste en la creación de un campo eléctrico en el medio acuático que modifica el comportamiento del pez y favorece su captura y devolución al río en vivo. Los trabajos censales mediante muestreos cuantitativos de peces en los embalses realizados por la CHE, se han realizado con una combinación de técnicas de muestreo directo con técnicas cuantitativas que permiten obtener datos en términos de densidad y biomasa.

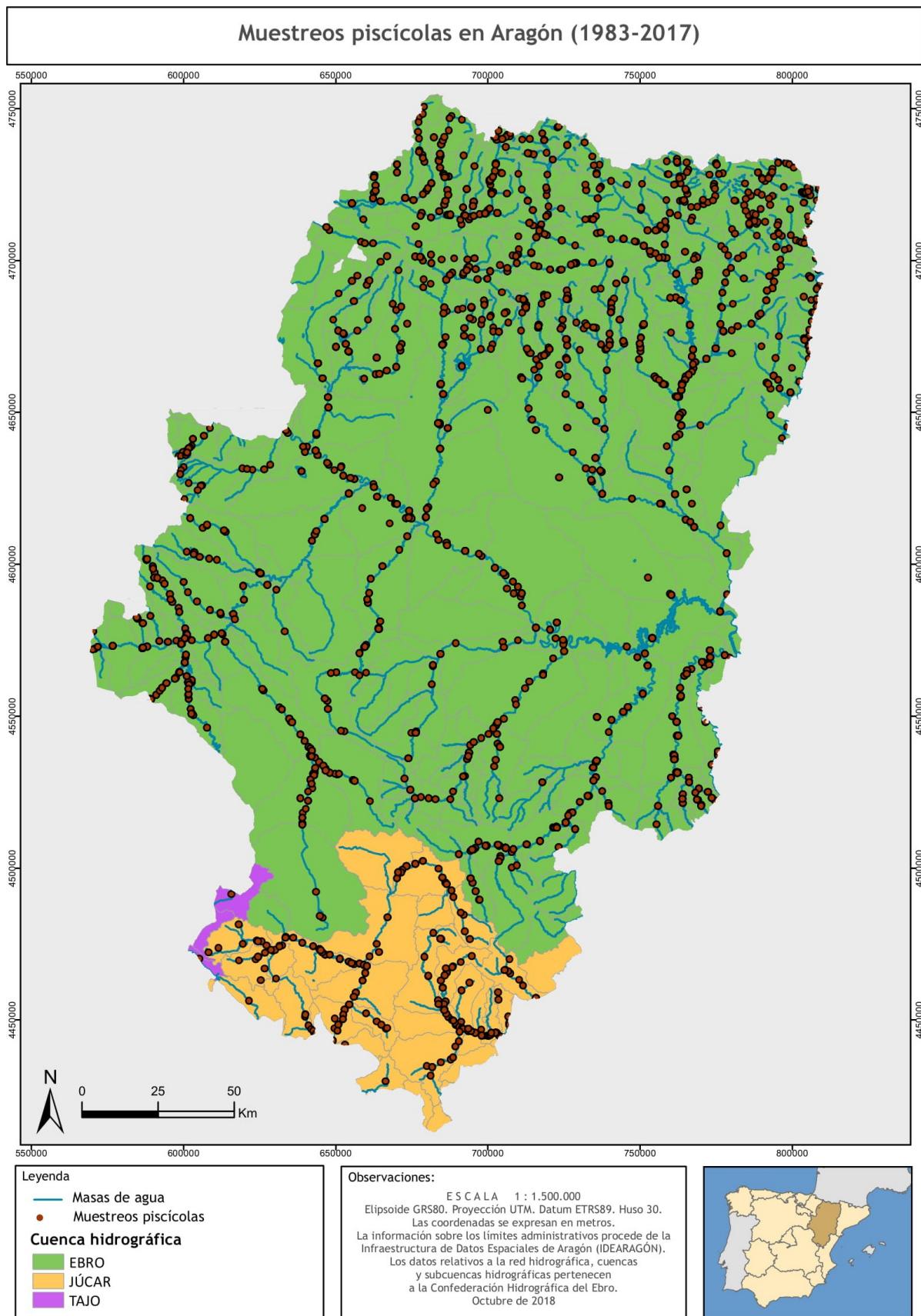


Figura 2 Estaciones con datos piscícolas en Aragón. 1983-2017. Fuente: DGA, elaboración propia.

### 4.3.2. Mapas distribución potencial especies autóctonas

#### 4.3.2.1. Metodología de elaboración de mapas de distribución potencial

Para la determinación de la distribución potencial de las especies piscícolas autóctonas presentes en Aragón se trabajó considerando diferentes aspectos:

- a. Análisis de registros históricos incluidos en la base de datos histórica total (1.000 estaciones de muestreo en el periodo histórico 1983-2017). Para realizar este análisis se ha utilizado como criterio realizarlo exclusivamente sobre las especies autóctonas, desestimando la presencia de especies exóticas, ya que se considera que, en la *comunidad piscícola prística* estas especies no estaban presentes, por lo que no cabe definir un área potencial de su distribución.
- b. Con respecto a especies migradoras, en el caso concreto de la anguila en Aragón, se ha hecho un análisis de su posible distribución teniendo en cuenta que perdió su capacidad de estar presente en el territorio tras la construcción de grandes presas, pero que sí que estaría presente en la *comunidad piscícola prística*.
- c. Para algunas especies, sobre todo las que presentan distribuciones aisladas y no intercomunicadas entre ellas o aquellas especies autóctonas que han podido sufrir eventos de traslocación dentro de nuestra área de estudio, ha sido imprescindible realizar un “*análisis de expertos*” (constituido por técnicos de la administración que llevan más de 15 años realizando trabajos de inventariación piscícola en Aragón), para valorar la inclusión o no de tramos sin información histórica suficiente o dudosa.

El término elegido, distribución potencial, hace referencia al hecho de que se han elaborado mapas de distribución para cada una de las especies, seleccionando tramos que pueden ser hábitat potencial, independientemente de las alteraciones que puede sufrir o haber sufrido el citado tramo, y en la actualidad puede o no estar presente la especie.

Por ejemplo, en la distribución potencial de una especie, puede haber registros de su presencia, aguas arriba y abajo de un tramo donde no existen registros y puede deberse a una perturbación, como puede ser un embalse, por lo que el tramo fluvial que conecta ambas áreas donde si existen registros se incluye en la distribución potencial para esa especie.

Esta distribución basada en datos históricos ha sido ampliada (o reducida en algún caso) a partir de criterios como el tipo y características de la masa de agua, altitud, características propias de cada especie, conectividad fluvial, origen de los datos históricos, etc.

#### 4.3.2.2. *Elaboración cartográfica de los mapas de distribución potencial*

Para la elaboración de los mapas de distribución potencial se han utilizado los datos geográficos y se han procesado con el software ArcMap de la herramienta ArcGIS (ESRI, 2014). Primero, se han seleccionado de la base de datos sólo los relativos a las especies autóctonas. Seguidamente, a partir de las capas disponibles en las páginas oficiales de las tres confederaciones hidrográficas se ha generado una capa de las subcuenca de la Comunidad Autónoma. También se ha utilizado una capa de las masas de agua superficiales del área de estudio divididas en tramos de 12 km de media. Se han elaborado capas preliminares para cada especie, estableciendo como subcuenca o tramos potenciales todos aquellos en los que ha aparecido en alguna ocasión la especie. A partir de estas capas, con las valoraciones de expertos y la consideración de los tipos de masas o ecotipos se han generado los mapas finales de distribución potencial de especies (apartado 5.3.3)

### 4.4. Estudio situación actual de las comunidades piscícolas

La actualización de los datos de las comunidades piscícolas en Aragón se ha realizado de manera diferente tanto en el tiempo, como en el lugar, como en la metodología de muestreo según la masa de agua fuese río o embalse, y también ha sido diferente la selección de estaciones de muestreo en las provincias de Teruel y Zaragoza respecto a las realizadas en Huesca.

Todos los datos de muestreos piscícolas en río son del año 2017, ya que se han realizado con medios propios o propuestas de la Administración del Gobierno de Aragón, por el contrario los datos que se han considerado para la revisión de datos históricos en el caso de los embalses comprende un periodo mucho más largo (2008-2017), ya que se han extraído de los estudios que ha realizado la Confederación Hidrográfica del Ebro de acuerdo a lo que prescribe la DMA sobre la obligación de establecer programas de seguimiento del estado de las aguas. Este seguimiento incluye el uso de indicadores de composición y abundancia en diferentes elementos biológicos, entre ellos los peces, para evaluar el potencial ecológico de estas masas de agua (DOCE, 2000).

En todos los casos, cuando hacemos referencia a los datos actualizados, tanto en ríos como en embalses, nos referiremos a ellos como muestreos actuales, en contraposición a los datos históricos.

#### 4.4.1. *Estudios censales de los peces en ríos vadeables*

La técnica de muestreo consistió en muestreos directos de pesca eléctrica, con uno o dos esfuerzos de captura de un tramo de río que se consideró representativo del sector en el que está enclavado, esta técnica de muestreo consiste en crear un campo eléctrico en el seno de la masa acuática, en el cual el pez se ve sometido a una diferencia de potencial, una vez en el interior de este campo eléctrico se produce una galvanotaxia (natación forzada hacia el electrodo); conforme el pez se aproxima más a él se producen contracciones musculares y finalmente la galvanonarcosis, es decir una relajación muscular y pérdida del sentido, que permite la extracción de los individuos fácilmente.

En los tramos muestreados se intentó siempre en la medida de lo posible que, estuvieran suficientemente representados los diferentes tipos de hábitat que se encuentran en el río: corrientes, tablas, badinas, etc. Como norma, la unidad de muestreo fue de 0.1 hectáreas de lámina mojada lo

cual, en ríos con anchuras medias de cauce entre 10 y 15 metros, representa una longitud de río muestreada de 75 a 100 metros. El tiempo medio de muestreo para cada esfuerzo de pesca fue aproximadamente de 45 minutos.

El aparato de pesca eléctrica que se utilizó fue el equipo portátil. Por otra parte, el personal de trabajo consistió en un mínimo de 3 personas y un máximo de 6. Un pescador que maneja el ánodo, una o dos personas provistas de una sacadera (*figura 4*) para recoger los peces que son atraídos por el ánodo y dos o cuatro personas encargadas por una parte de transportar los peces hasta tanques instalados en la orilla del río, donde se mantienen los peces vivos, y por otra, de medir, pesar y anotar todos los datos referentes a cada pesca (*figura 5*).



Figura 3 Pesca eléctrica, donde se observa al pescador con el equipo de pesca portátil, las personas provistas de sacaderas y otra persona esperando fuera para transportar las capturas hasta el punto de trabajo (foto:@egines)



Figura 4 Punto de trabajo donde se puede observar los contenedores que albergan los peces hasta que son de nuevo liberados, el medidor de peces, la pesa, el gps y los estadios de recogida de datos. (foto:@egines)

El equipo de trabajo ha estado formado por técnicos del Departamento de Desarrollo Rural y Sostenibilidad (Ester Ginés, Sara Lapesa, Adela García), de SARGA (Javier Sanz, Roberto Duaso, Alberto Hernández), los Agentes de Protección de la Naturaleza (APN) de las zonas de muestreo y la autora de este trabajo.

En las provincias de Zaragoza y Teruel, para la selección de las estaciones de muestreo por parte de la Administración, se ha priorizado la existencia de datos históricos de las diferentes especies protegidas en Aragón, en otros casos, la necesidad de revisar inventarios piscícolas en espacios naturales protegidos o el insuficiente conocimiento de la comunidad piscícola existente.

A estos muestreos se han añadido algunos de los muestreos anuales acometidos en 2017 que se realiza desde el Servicio de Caza y Pesca, en el marco del seguimiento anual de la trucha común (*Salmo trutta*) en Aragón y que se tenía constancia de la presencia de otras especies acompañantes a la especie diana de este estudio. Fundamentalmente en la provincia de Huesca, aunque también se han incluido algunos que se han considerado interesantes de las otras dos provincias.

Por otro lado, se han tenido en consideración los resultados obtenidos en diferentes ríos de la comunidad autónoma y que no han sido realizados directamente por la Administración, sino que son

el fruto de dos encargos externos de la Administración para la inventariación piscícola y otro realizado en el río Mijares por la Universidad Politécnica de Valencia.

Es importante reseñar los trabajos realizados en el propio cauce del río Ebro y el Galacho de la Alfranca, ya que, al ser un gran río y no en todo el tramo vadeable, la metodología de muestreo no se puede hacer exclusivamente con pesca eléctrica.

El estudio realizado con el objetivo principal de realizar la *Diagnosis de la idoneidad de hábitats fluviales para Margaritifera auricularia* (Sorelló Estudis al Medi Aquatic S.L, 2017) en el que se requería la evaluación del estado y la estructura del poblamiento de peces, con especial atención a los huéspedes de *M. auricularia* (sobre todo *Salaria fluviatilis*), para alcanzar estos objetivos se muestrearon varios tramos interesantes y susceptibles de albergar poblaciones de náyades en el río Ebro, Vero y Cinca, utilizando dos tipos de técnicas, intentado siempre compensar los inconvenientes de una con el uso de la otra; pesca eléctrica, en un esfuerzo cronometrado de varios minutos (CPUE), y nasas camaroneras o anguileras en aquellas zonas que por profundidad o visibilidad la pesca eléctrica pudiera perder efectividad. El esfuerzo de muestreo en el caso de las artes pasivas fue de al menos 12 horas y también se consideró en CPUE. Todos los ejemplares capturados se han llevado a la orilla donde se les ha tomado la longitud furcal y peso, con el fin de poder evaluar la estructura poblacional por tallas de cada especie.

El estudio de *Caracterización y evaluación del estado global del Galacho de la Alfranca* (AECOM España S.L.U., 2017) tenía como finalidad genérica, ampliar y mejorar el conocimiento de su estado de conservación estableciendo un diagnóstico global del estado actual del galacho, su evolución pasada, y previsión de la evolución futura a través de la evaluación de los indicadores, entre los que se encontraban los peces.

Para la caracterización de la comunidad de peces se realizaron esfuerzos de pesca con artes pasivas (con redes tipo trasmallos y trampas tipo nasas) y activas (pesca eléctrica). Los trasmallos se instalaron por la tarde, antes de anochecer y se retiraron al día siguiente por la mañana. La pesca eléctrica se realizó desde la embarcación, recorriendo zonas someras y junto a las orillas y zonas vegetadas. Todos los ejemplares capturados se identificaron y se tomaron medidas biométricas antes de devolverlos al medio. Estos datos permiten tener una idea de la composición de la comunidad y la estructura de poblaciones. Se colocaron cinco trasmallos para cubrir casi toda la extensión de la masa de agua. También se colocaron nasas en zonas someras y zonas más profundas, pero sólo se capturaron ejemplares de cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*).

Por último, el estudio llevado a cabo por la Universidad Politécnica de Valencia, en el que se realizaron muestreos piscícolas en tres estaciones del río Mijares en la población de Olba, que consistió en muestreos directos de pesca eléctrica, con tres esfuerzos de captura de un tramo de río que se consideró representativo del sector en el que está enclavado. Este método está basado en el método de capturas sucesivas con esfuerzo constante y estimas de máxima probabilidad (Zippin, 1958). Siempre y cuando se satisfagan las condiciones mínimas de eficacia previstas, el muestreo se resuelve con dos esfuerzos de pesca eléctrica y aplicación de la solución matemática formulada por Seber y Lecren (1967).

En total para la realización de este proyecto se han utilizado los datos obtenidos en 69 estaciones diferentes (Tabla 4) repartidas por toda la comunidad autónoma (11 en la cuenca del Júcar y 58 en la del Ebro) y, tal y como ya se ha comentado, el objetivo de cada uno de los estudios piscícolas era diferente.

Tabla 4 Relación de estaciones de muestreo piscícola y el objetivo del trabajo.

CUENCA	Objeto del estudio	Nº de muestreos	
<b>Ebro</b>	Arbas	Inventario Piscícola Paisaje Protegido Sierra Santo Domingo	4
<b>Ebro</b>	Aragón	Seguimiento de la trucha común	4
<b>Ebro</b>	Gállego	Seguimiento de la trucha común	2
		Revisión inventario Piscícola	2
<b>Ebro</b>	Alcanadre	Seguimiento de la trucha común	2
<b>Ebro</b>	Vero	Diagnosis de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	1
<b>Ebro</b>	Ésera e Iábena	Seguimiento de la trucha común	3
<b>Ebro</b>	Cinca	Diagnosis de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	2
<b>Ebro</b>	Ebro	Caracterización y evaluación del estado global-galacho de la Alfranca	1
		Diagnosis de la idoneidad de hábitats fluviales para <i>M. auricularia</i>	5
<b>Ebro</b>	Huecha	Revisión inventario Piscícola	1
<b>Ebro</b>	Queiles	Revisión inventario Piscícola	2
<b>Ebro</b>	Jalón	Revisión inventario Piscícola	4
		Seguimiento de la trucha común	1
<b>Ebro</b>	Jiloca	Revisión inventario Piscícola	1
		Seguimiento de la trucha común	3
<b>Ebro</b>	Huerva	Seguimiento de la trucha común	1
<b>Ebro</b>	Aguasvivas	Revisión inventario Piscícola	2
		Seguimiento de la trucha común	1
<b>Ebro</b>	Martín	Revisión inventario Piscícola	2
<b>Ebro</b>	Guadalupe	Revisión inventario Piscícola	3
		Seguimiento de la trucha común	2
<b>Ebro</b>	Matarraña	Revisión inventario Piscícola	7
		Seguimiento de la trucha común	2
<b>Jucar</b>	Mijares	Trabajo Mijares Universidad Politécnica de Valencia	3
		Seguimiento de la trucha común	2
<b>Jucar</b>	Guadalaviar	Revisión inventario Piscícola	1
		Seguimiento de la trucha común	3
<b>Jucar</b>	Turia	Revisión inventario Piscícola	1
		Seguimiento de la trucha común	1

#### 4.4.2. Estudios censales de los peces en embalses

Se ha considerado importante incluir esta tipología de masa de agua por su profunda modificación del hábitat (Ollero et al., 2009) e importante papel en la introducción y propagación de EEI (Prenda et al., 2002).

Con respecto a los embalses, la información utilizada (*tabla 5*) en este trabajo han sido estudios censales realizados por la Confederación Hidrográfica del Ebro, debido a las limitaciones del Gobierno de Aragón para realizar muestreos piscícolas en esta tipología de masas de agua. Los estudios

realizados por este organismo desde el año 2008, para los que utilizan los peces, entre otras variables, para evaluar el potencial ecológico de los embalses conforme a lo establecido en la DMA.

Para los estudios censales de peces en embalses se ha aplicado un procedimiento de muestreo sistemático mediante ecosondeo vertical y horizontal, lo que permite obtener una alta densidad muestral relativa a la densidad y talla acústica de los peces (muestreos cuantitativos), combinado con muestreos directos por medio de la extensión de redes agalladeras y pesca eléctrica desde embarcación, lo que permite realizar muestreo con métodos directos de pesca científica en lugares representativos de los diferentes sectores definidos en el embalse (macrohabitats), y se alcanza un conocimiento de la distribución de especies y relaciones entre la talla y el peso, que permiten finalmente estimar biomassas por especies y sectores. (Monteoliva et al., 2014).



Figura 5 Colocación de redes agalladera en el embalse de Santolea (Guadalupe). Septiembre 2015 (Foto: @egines)

Para el análisis estadístico y representaciones cartográficas se han desestimado los estudios realizados en el embalse de Maidevera, Arquillo de San Blas, Escuriza, Baserca y un estudio de 2007 en Vadiello por ser anteriores a 2008. Con respecto al embalse de Montearagón, que cuenta con un estudio censal de la CHE del año 2014, habrá que tener en cuenta su reciente construcción a la hora de comparar su estado actual y potencial.

Tabla 5 Embalses en Aragón con estudios sobre las comunidades piscícolas

Año del último muestreo realizado por la CHE en cada embalse. Los estudios marcados en rojo no van a ser utilizados como fuente de información del estado actual de los embalses, debido a ser anteriores al periodo de muestreos establecido para este fin (2008-2017). Fuente: DGA, elaboración propia.

EMBALSE	CUENCA	CAUCE	AÑO CONSTRUCCIÓN	CAPACIDAD	ÚLTIMO ESTUDIO
Arquillo de San Blas	Jucar	Guadalaviar	1962	21 hr	1986
Barasona	Ebro	Ésera	1932	85 hr	2009
Calanda	Ebro	Guadalupe	1982	54 hr	2015
Caspe II	Ebro	Guadalupe	1989	82 hr	2015
Cueva Foradada	Ebro	Martín	1926	22 hr	2012
El Grado	Ebro	Cinca	1969	400 hr	2017
El Val	Ebro	Queiles	2001	24 hr	2013
Escuriza	Ebro	Escuriza	1896	5 hr	2006
La Loteta	Ebro	Arroyo Carrizal	1999	104 hr	2014
La Peña	Ebro	Gállego	1913	15 hr	2014
La Sotonera	Ebro	Sotón / Gállego	1963	189 hr	2013
La Tranquera	Ebro	Piedra	1959	82 hr	2012
Lanuza	Ebro	Gállego	1978	17 hr	2009
Las Torcas	Ebro	Huerva	1946	7 hr	2013
Maidevera	Ebro	Aranda	1983	20 hr	1996
Mediano	Ebro	Cinca	1959	435 hr	2017
Mequinenza	Ebro	Ebro	1964	1.534 hr	2008
Mezalocha	Ebro	Huerva	1728	4 hr	2013
Moneva	Ebro	Aguasvivas	1929	8 hr	2013
Peña	Ebro	Peña	1930	18 hr	2012
Ribarroja	Ebro	Ebro	1969	210 hr	2008
Santolea	Ebro	Guadalupe	1932	43 hr	2015
Vadiello	Ebro	Guatizalema	1971	16 hr	2016
Yesa	Ebro	Aragón	1959	447 hr	2011
Montearagón	Ebro	Flumen	2010	52 hr	2014

#### 4.4.3. Representación de los resultados de los muestreos piscícolas

Con los datos recopilados en los diferentes estudios anteriormente señalados, se han elaborado representaciones cartográficas por especie (apartado de resultados 5.3.3) que incorpora la actualización de los datos de su presencia obtenida en los muestreos llevados a cabo, por tramos fluviales y ecológicos, en el entorno de trabajo ArcMap. Asimismo, para poder valorar adecuadamente los resultados obtenidos, este mapa se representa junto al de su distribución potencial en Aragón basada en los datos históricos de presencia de la especie.

Adicionalmente, se ha elaborado un mapa que representa el porcentaje de especies autóctonas muestreadas en 2017 (o periodo de muestreos para embalses) con respecto a las especies autóctonas potenciales, en cada punto de muestreo (apartado 5.3.4., figura 25). También se representa una capa tipo ráster (de densidad de puntos) que representa la presencia histórica de especies exóticas invasoras. Esta capa se ha calculado a partir de los datos históricos de capturas de especies exóticas

incluidos en la base de datos, pero seleccionando sólo un punto por especie y lugar de muestreo, eliminando capturas de la misma especie en distintos años de muestreo. De esta forma se ha pretendido evitar, en la medida de lo posible, la sobrerepresentación de determinados puntos con mayor frecuencia de muestreos a lo largo de los años (normalmente en embalses).

#### 4.5. Evaluación de los resultados obtenidos relativos a la distribución de las comunidades piscícolas.

Para hacer la comparación y análisis de la variación sufrida de la distribución actual de las especies autóctonas obtenida en la revisión actualizada de su presencia respecto a su distribución potencial, se ha procedido a realizar un análisis de la distribución cartográfica obtenida para la especie en relación a los resultados de la evaluación de impactos y presiones que existen en las masas de aguas (IMPRESS) y a la presencia o ausencia de especies piscícolas exóticas en esas masas, estos datos también han sido valorados mediante análisis estadístico.

##### 4.5.1. Presiones existentes en las masas de aguas y afectan a la comunidad piscícola

Para la caracterización de las presiones existentes en los tramos fluviales o embalses donde se ha valorado la modificación de las comunidades piscícolas, se han utilizado los trabajos llevados a cabo por las diferentes Confederaciones para realizar la evaluación de impactos y presiones (IMPRESS) en las masas de agua en el año 2015 (último estudio publicado), aunque algunas presiones han sido actualizadas en 2017.

Esta evaluación se realiza con el fin de cumplir el artículo 5 de la Directiva Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE, que establece que cada demarcación hidrográfica debe efectuar un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales (DOCE, 2000). De acuerdo con esto, se estudian las presiones que ejerce la actividad humana sobre las masas de agua y su impacto sobre el medio, y a partir de los resultados obtenidos, se evalúa el riesgo de incumplimiento de los objetivos medioambientales que recoge la Directiva en su artículo 4, esta información se ha descargado del geoportal SITEbro en forma de cobertura y se ha completado con tablas de datos solicitadas directamente a la CHE, y de la sección *Descarga de Datos y Cartografía* del portal de la CHJ. Como se ha señalado, en el análisis estadístico, la información de estas presiones se ha relacionado como variables ambientales de los cambios en las comunidades piscícolas en las estaciones de muestreo, pues tanto las presiones hidrogeomorfológicas (pérdida de continuidad, cambios en velocidad, sustrato, etc.), fisicoquímicas (eutrofia, desoxigenación, contaminación, etc.) y las debidas a la presencia de especies exóticas invasoras tienen impacto sobre estas comunidades (Durán y Pardos, 2005).

Dentro del análisis IMPRESS, se ha hecho una selección de las variables interesantes para el presente trabajo, y se ha seleccionado aquellas relativas a las presiones que sufren las masas de agua, para evaluar su relación como posibles factores que producen un cambio en las comunidades de peces.

Debido a que las variables utilizadas para el análisis IMPRESS por las dos cuencas no son totalmente idénticas, se ha hecho la siguiente analogía de las variables finalmente seleccionadas para el análisis estadístico (*tabla 6*):

*Tabla 6 Relación de las variables relativas a las presiones evaluadas en el análisis IMPRESS de las dos confederaciones hidrográficas.*

Fuente: CHE (2015), CHJ (2015). Elaboración propia.

Variable CHE	Variable CHJ
Presiones puntuales	Puntuales
Presiones difusas	Difusas
Presión por alteración de caudales naturales	Presas, obstáculos + Extracciones de agua
Presión por alteración morfológicas	Alteraciones morfológicas
Especies invasoras	introducción de especies

Los valores que toman estas variables también se han tenido que ajustar por la heterogeneidad que presentan; en sus resultados, la CHE establece 4 niveles de presión; “nula”, “baja”, “media” y “alta”. Por su parte, la CHJ se limita a considerar la presión “significativa” o “no significativa”, por lo que para poder incluir todos los muestreos en el mismo análisis se ha realizado el siguiente ajuste (*tabla 7*):

*Tabla 7 Valores aplicados a las variables de presiones y su valor correspondiente en los análisis IMPRESS de las confederaciones hidrográficas*

Fuente: CHE (2015), CHJ (2015). Elaboración propia

Valor ajustado	Valor en análisis IMPRESS de la CHE	Valor en análisis IMPRESS de la CHJ
0	nula	no significativa
1	baja	significativa
2	media-alta	-*

\*Sólo se les ha dado el valor de presión por alteración de caudales naturales 2 a muestreos en la cuenca del Júcar con alteración por presas y obstáculos y por extracciones de agua.

Los valores de todas las variables introducidas en el análisis se encuentran en la tabla del Anexo III.

#### 4.5.2. Análisis estadístico de los datos

Para el análisis estadístico de los resultados obtenidos en cada uno de los puntos de muestreo analizados, se han comprobado los supuestos de normalidad y homogeneidad, y se ha escogido, en primer lugar, un análisis de Correlación de Pearson, un Modelo Lineal Generalizado (GLM), gráficas de

correlación para las representaciones gráficas y un Análisis de Componentes Principales (PCA). Las variables utilizadas son las siguientes (*tabla 8*):

*Tabla 8 Variables utilizadas en el análisis estadístico con sus principales características*

Fuente: CHE, elaboración propia

Variable	Descripción	Tipo	Rango	Origen
<i>Lugar</i>	Lugar de muestreo	Categórica, nominal	Ríos, embalses	Propio
<i>P.EEI</i>	Presión por especies exóticas invasoras	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	IMPRESS CHE
<i>P.Difusas</i>	Presiones difusas	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
<i>P.Puntuales</i>	Presiones puntuales	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
<i>P.Caudales</i>	Presión por alteración de caudal naturales	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
<i>P.Morfológicas</i>	Presión por alteraciones morfológicas	Categórica, ordinal	Nulo, bajo, medio-alto	MPRESS CHE
<i>Potenciales</i>	Número de especies potenciales	Cuantitativa, discreta	0-9	Propio
<i>Autóctonas 2017</i>	Número de especies autóctonas en 2017	Cuantitativa, discreta	0-7	Propio
<i>Exóticas 2017</i>	Número de especies exóticas en 2017	Cuantitativa, discreta	0-9	Propio
<i>Ratio A:P</i>	Ratio entre el número de especies autóctonas en 2017 y las potenciales	Cuantitativa, continua	0-1	Propio

Las variables de presiones han sido calculadas por la CHE en su análisis IMPRESS (CHE, 2015) explicado en el apartado 4.5.1. Para evitar confusiones, cabe señalar que la variable *P.EEI* (presión por presencia de especies exóticas invasoras) ha sido calculada por el Área de Calidad de las Aguas de este organismo teniendo en función de la presencia de 9 especies exóticas invasoras (un alga, una planta acuática, 3 invertebrados no artrópodos, 2 crustáceos y un pez, *Silurus glanis*), mientras que la variable *Exóticas 2017* corresponde al número de especies exóticas muestreadas en la campaña de muestreos de 2017 (y en el último muestreo existente para cada embalse del periodo 2008- actualidad).

Antes de realizar los análisis estadísticos, se han comprobado los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas de las variables continuas, previamente se transformaron mediante logaritmo;  $\ln(n+1)$ . Con estas variables se realizaron correlaciones lineales mediante un análisis de correlación de Pearson. La riqueza de especies autóctonas y la ratio nº autóctonas: nº potenciales se relacionó con el nº de alóctonas y las diferentes presiones en cada punto de muestreo mediante un Modelo Lineal Generalizado (GLM). Los test estadísticos y las gráficas realizados se llevaron a cabo con R y R commander (Fox, 2005; R Core Team, 2015).

El Modelo Lineal Generalizado (GLM) con distribución de tipo Gaussiana, se utilizó con el objetivo de describir el efecto de diferentes variables explicativas o predictores del modelo (*Exóticas 2017*, los

cinco factores de presión de la CHE, y el factor *Lugar (embalse o río)* sobre una variable respuesta (*Ratio A:P ó Aautóctonas 2017*).

A partir de las variables mostradas como significativas en el modelo, se han realizado gráficas de correlación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, representando los puntos por niveles de alteración por cada una de las presiones significativas.

Con respecto al Análisis de Componentes Principales (PCA), en el gráfico correspondiente se representaron las variables *Autóctonas 2017*, *Exóticas 2017* y *Potenciales*, junto con los puntos de muestreo, en el espacio definido por los dos primeros ejes o componentes principales. Esto permite identificar los patrones en un conjunto de datos, de tal modo que puedan apreciarse las diferencias y similitudes entre puntos de muestreo. La variancia ( $\sigma$ ) se utiliza para medir la cantidad de información incorporada en el componente (eje) extraído y que ordenan de mayor a menor. Esto se ha realizado tanto para todos los muestreos a la vez, como para los ríos y embalses por separado. De esta forma, se puede conocer en qué situación se encuentra cada muestreo en particular.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1. Revisión bibliográfica

En total se han revisado 22 documentos (tabla 9) que contenían información relativa a las comunidades piscícolas en la Comunidad Autónoma de Aragón ejecutados por diferentes autores y consultoras a petición del Departamento competente en la materia.

Tabla 9 Relación de documentos bibliográficos revisados. Fuente: Elaboración propia

Título	Autor/es	Año
<i>Inventario de las especies piscícolas de Huesca (contribución al estudio ictiológico de la provincia de Huesca)</i>	Bordanaba, M. D., Pedrochi, C. (asesor)	1984
<i>Inventariación de las especies piscícolas en la provincia de Zaragoza</i>	Doadrío, I.	1984
<i>Inventario de las especies piscícolas de Teruel</i>	Barrachina, P., Díaz, J.A.	1986
<i>Frezaderos Teruel. Estudios poblacionales peces</i>	Barrachina, P., Díaz, J.A.	1986
<i>Estrategia de gestión de los ríos Aragón-Subordán, Veral, Osia</i>	García de Jalón, D. (Dir. Técnico), Mayo, M., Hervella, F., Gallego, B., Sabio, B.	1992
<i>Control e la repoblación de Tenca (Tinca tinca) en las balsas y otras masas de agua continentales de Aragón</i>	Bernat, Y.	1993
<i>Estrategia de gestión de los ríos Aragón y Gállego</i>	García de Jalón, D. (Dir. Técnico), Ferrán, I., Palau, A., Domingo, A., Pérez, S., Gituérrez, B., Arretzea, M.	1994
<i>Evaluación de los caudales de compensación en los ríos de la Cuenca del Ebro (1ª fase). Resumen y conclusiones</i>	Arqued, V.	1994
<i>Estudio comparado del estado de conservación de dos ríos de la provincia de Huesca: Isábena y Cinca. Elaboración de directrices de gestión</i>	Bernat, Y., Barrachina, P. (dir. Técnico)	1994
<i>Estudio de los recursos piscícolas de la subcuenca del río Jalón</i>	Bernat, Y.	1995
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo II: Resultados del Alto Cinca</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo IV: Resultados del Alto Jalón</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000

Título	Autor/es	Año
<i>Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo VI: Resultados del Guadalupe</i>	Infraestructura y Ecología S. L.	2000
<i>Estudio ecológico de la ictiofauna de la provincia de Zaragoza</i>	Casals. F., Martínez, V., Lachos, J., Sotomayor, X., de Sostoa, A. (Dpto. Producción Animal Universidad Barcelona)	2002
<i>Estudio medioambiental del río Mijares</i>	Lapesa, S., González, J.M.	2003
<i>Estudio medioambiental del río Turia (Teruel) (propuesta)</i>	González, J. M., Lapesa, S.	2004
<i>Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña. Régimen hidrológico y fauna ictiológica</i>	de Sostoa, A., Vinyoles, D., Caiola, N., Sánchez, R., Franch, C. (Universidad de Barcelona)	2005
<i>Estudio medioambiental del río Jiloca</i>	Grau, M.	2005
<i>Estudio medioambiental del río Martín</i>	Grau, M.	2006
<i>Estado de la comunidad de peces del río Matarraña (Valderrobres)</i>	Vinyoles, D., de Sostoa, A.	2009
<i>Fichas de campo de frezaderos</i>	Gobierno de Aragón	2003- 2006
Control anual de las poblaciones de trucha común ( <i>Salmo trutta</i> ) en los ríos de Aragón. 2006-2017	Gobierno de Aragón (Lapesa, S., Ginés, E., Duaso, R., Hernández, A.)	2006-2017

Los estudios han sido realizados por diferentes equipos o consultoras contratadas por el Gobierno de Aragón y en un amplio rango temporal, por lo que son bastante heterogéneos en cuanto a contenido y metodología. Los resultados de la revisión bibliográfica muestran una heterogeneidad en relación a la metodología de muestreo, variables incluidas, nivel de detalle, época de muestreo, etc., por lo que se pone de manifiesto la precaución que hay que tomar a la hora de relacionar la información recogida en la base de datos.

A continuación, se expone un tabla-resumen (Tabla 10) en la que se señala la existencia o no dentro de cada estudio de datos concretos sobre las poblaciones piscícolas, su hábitat, parámetros físico-químicos del agua y sobre la metodología de muestreo empleada en cada estudio. En los anexos VI-VIII se detalla la información extraída de estos trabajos en la revisión realizada.

Tabla 10 Resumen de la tipología de información disponible en los estudios recopilados. Fuente: DGA. Elaboración propia.

Título	Poblacionales	Hábitat	Físico- químicos	Metodología de muestreos
Inventario de las especies piscícolas de Huesca. 1984	SI	NO	NO	NO
Inventariación de las especies piscícolas en la provincia de Zaragoza. 1984	SI	NO	NO	NO
Inventario de las especies piscícolas de Teruel. 1986	SI	NO	NO	NO
Estrategia de gestión de los ríos Aragón-Subordán, Veral, Osia. 1992	SI	SI	NO	SI
Control de la repoblación de tenca ( <i>Tinca tinca</i> ) en las balsas y otras masas de agua continentales de Aragón. 1993	SI	SI	SI	NO
Estrategia de gestión de los ríos Aragón y Gállego. 1994	SI	SI	SI	SI
Evaluación de los caudales de compensación en los ríos de la Cuenca del Ebro (1ª fase). Resumen y conclusiones. 1994	SI (falta anexo II)	SI	SI	SI
Estudio comparado del estado de conservación de dos ríos de la provincia de Huesca: Isábena y Cinca. Elaboración de directrices de gestión. 1994	SI	NO	NO	SI
Estudio de los recursos piscícolas de la subcuenca del río Jalón. 1995	SI	NO	SI	SI
Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo II: Resultados del Alto Cinca. 2000	SI	SI	SI	SI
Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo IV: Resultados del Alto Jalón. 2000	SI	SI	SI	SI
Bases de gestión de los planes de pesca de las cuencas del Alto Cinca, Alto Jalón y Alto Guadalupe. Tomo VI: Resultados del Guadalupe. 2000	SI	SI	SI	SI
Estudio medioambiental del río Mijares. 2003	SI	SI	SI	SI
Estudio ecológico de la ictiofauna de la provincia de Zaragoza. 2002	SI	SI	SI	NO
Frezaderos Teruel. Estudios poblacionales peces. 2003- 2006	NO	NO	NO	NO
Estudio medioambiental del río Turia (Teruel). 2004	SI	SI	SI	SI
Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña. Régimen hidrológico y fauna ictiológica. 2005	SI	SI	SI	SI
Estudio medioambiental del río Jiloca. 2005 <sup>2</sup>	SI (fichas de campo)	SI	SI	SI
Estudio medioambiental del río Martín. 2006 <sup>2</sup>	SI (fichas de campo)	SI	SI	SI
Estado de la comunidad de peces del río Matarraña (Valderrobres). 1984-2009 <sup>1</sup>	SI	NO	SI	SI
Control anual de las poblaciones de trucha común ( <i>Salmo trutta</i> ) en los ríos de Aragón. 2006-2017	SI	SI	SI	SI

<sup>1</sup> El estudio *Estado de la comunidad de peces del río Matarraña (Valderrobres)* (2009) ha sido realizado a partir del estudio *Relaciones entre los indicadores hidromorfológicos y los biológicos en el río Matarraña* (2005), sus datos relativos al hábitat se encuentran en este estudio de origen.

<sup>2</sup> Con respecto a los estudios medioambientales de los ríos Jiloca y Martín (2005 y 2006), en la memoria sólo aportan el dato de densidad/biomasa de todas las especies en total, por punto de muestreo, los datos por especie se encuentran en las fichas de campo.

## Datos poblacionales

Con respecto a los datos poblacionales, se ha establecido como positiva su existencia si el estudio cumple el requisito de que de él se pueden extraer o bien las densidades por especie y punto de muestreo o bien el porcentaje de individuos de cada especie por punto de muestreo.

Estos datos resultan imprescindibles para conocer con detalle el tamaño y composición de las poblaciones piscícolas en cada punto de muestreo y poder hacer posteriores comparaciones entre estudios.

Este requisito lo han cumplido todos los estudios revisados salvo Barrachina y Díaz, (1986), que ha sido desestimado como fuente de datos poblacionales al ser muestreos realizados por observación en determinados transectos fluviales para detectar zonas de freza de trucha. Por otro lado, el estudio de Bernat (1993) ha sido estimado parcialmente. Recoge información sobre otras especies a parte de la tenca, objetivo del estudio, sólo en algunos puntos, y serán de interés para el presente trabajo solo los datos poblacionales de muestreos fuera de balsas.

Con respecto al nivel de detalle, éste varía mucho de unos estudios a otros. Por lo general, los estudios más recientes han sido más exhaustivos a la hora de aportar los datos. La mayoría de los estudios (dos tercios del total aproximadamente) han recogido las densidades muestreadas en forma de individuos/ $m^2$ , individuos/ 100  $m^2$  o individuos/ ha, por especie y punto de muestreo. De estos dos tercios, la mayoría han incluido además la biomasa (g/  $m^2$ , g/ 100  $m^2$ , g/ha). Algunos de ellos detallan el número de capturas por pasada, y la densidad de individuos estimada. Además, en aproximadamente la mitad de los estudios, los más recientes por lo general, aportan datos biométricos de los individuos capturados (peso y longitud furcal, desde la cabeza hasta el punto medio de la aleta caudal).

En cambio, hay estudios que aportan menos información; en Doadrío (1984), sólo se han recogido el número de individuos contactados de cada especie en cada estación de muestreo por intervalos, aunque podrían estimarse densidades hallando el área de cada muestreo. Lo mismo sucede en Barrachina (1986), aunque en este caso el cálculo de la densidad sería menos preciso, pues la anchura del cauce, necesaria para calcular el área, se presenta por intervalos de anchura.

En otros casos no se pueden llegar a obtener densidades, pero sí la composición relativa de cada especie en el conjunto de la comunidad en porcentajes. Este es el caso de Bordanaba y Pedrochi (1984), en él se aporta el número y porcentaje de individuos de cada especie en cada punto de muestreo pero no hay datos del área muestreada, o de Bernat y Barrachina (1994), que solo aporta el porcentaje de individuos capturados de cada especie en cada muestreo, y no el número de individuos.

Se puede afirmar que todos los estudios examinados en este trabajo han contado con la información relativa a la composición de la diversidad piscícola encontrada en los tramos fluviales estudiados, pero no en todos estos estudios se ha obtenido el valor de la densidad de las especies presentes, por lo que la comparación entre ellos no siempre es posible. Debido a esta heterogeneidad, y a la necesidad de profundizar en la manera de encontrar analogías que permitieran utilizar los datos históricos existentes, en el presente estudio no se ha trabajado con el parámetro de densidad, lo cual hubiera permitido averiguar si la composición relativa de estas especies respecto al total de la población del tramo estudiado se ha visto modificada en el tiempo.

Para que los resultados poblacionales de distintos estudios sean comparables, no es suficiente con que el estudio recoja el dato de densidad (número de individuos por unidad de superficie), sino que también es necesaria que haya sido utilizada una metodología de muestreo similar, porque ésta puede influir mucho en los resultados, además de que los muestreos en sí pueden tener diferente efectividad, aunque se use el mismo método.

### Datos sobre el hábitat

Con respecto al hábitat, se ha establecido que para determinar que un estudio recoge suficientes datos sobre el hábitat fluvial del tramo muestreado, debe incluir variables que determinen, con más o menos detalle, la disponibilidad de refugio para la fauna piscícola, así como otras características del tramo relacionadas con las necesidades de hábitat de las especies. Como mínimo deben estar recogidas las siguientes variables: existencia de refugios (como cuevas, troncos, ramas, vegetación sumergida, arenas y otros sedimentos), la composición del sustrato (si está compuesto por limos, arenas, gravas, bloques, etc.), la velocidad predominante del agua o los tipos de mesohábitats presentes (tramos parados o pozas, lentos o tablas, y rápidos), y la profundidad media del tramo.

Se ha determinado que 12 de los estudios, algo más del 50%, cumplen con este apartado, aunque difieren en el nivel de detalle y en el uso por parte de algunos estudios de índices relacionados con el hábitat a partir de las variables recogidas. La variable más limitante para el cumplimiento ha sido la existencia de refugios. Con respecto a las demás, el tipo de sustrato y la profundidad media y la velocidad predominante están recogidos en prácticamente todos los estudios, así como otras variables de hábitat adicionales como la vegetación de ribera, el caudal, anchura del tramo, etc. También han coincidido casi el 50 % de los estudios en el cálculo del índice de calidad biótica *Biological Monitoring Working Party score* (BMWWP) y de sus posteriores adaptaciones<sup>1</sup>. Muchos han recogido datos sobre la vegetación acuática, pero no se ha contabilizado como existencia de refugio.

---

1 El método BMWP permite estimar la calidad de un ecosistema acuático a partir de la valoración de las especies de invertebrados acuáticos que habitan en el mismo, en función de su tolerancia a la contaminación. Fue ajustado por Alba-Tercedor y Sánchez Ortega en 1988 y en 1998 fue adaptado como BMWP' para su aplicación en la Península Ibérica. Posteriormente, cambió de nombre debido a actualizaciones taxonómicas y modificación de algunas de las puntuaciones de las familias de macroinvertebrados y pasó a llamarse IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party, Alba-Tercedor et al., 2002) (Álvarez, 2005). Actualmente su aplicación en la explotación de las redes oficiales de evaluación del estado/ potencial ecológico es obligatoria en cumplimiento de la Directiva 2000/60/CE (MAGRAMA, 2013)

Los estudios con menos datos en este aspecto han coincidido en ser los más antiguos, como Bordabana y Pedrochi (1984), que no contenía ninguna de las variables mínimas, y tampoco otras relacionadas con el hábitat. Otros han recogido información muy básica, como Barrachina y Díaz (1986) o Doadrío (1984), donde se ha limitado a hacer una sencilla descripción, sin datos numéricos ni porcentajes, del tipo de sustrato, velocidad del agua, tratamiento de los márgenes y vegetación existente.

En general, en los estudios más recientes se ha realizado una caracterización más detallada del hábitat, y en un tercio de los que cumplieron los requisitos en este apartado se ha hecho a través de distintos índices. Algunos se han calculado en más de un estudio diferente; el Índice de Hábitat Fluvial (IHF)<sup>2</sup>, el Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR)<sup>3</sup> presentes en Grau (2005), Grau (2006), y el QBR también en Casals *et al.* (2002). Otros índices y evaluaciones relacionados con la calidad del ecosistema fluvial que han sido utilizados en alguno de los estudios son el *European Fish Index* (EFI)<sup>4</sup>, Índice hidrogeomorfológico (IHM)<sup>5</sup> (ambos en Grau, 2005), la evaluación *Rapid Bioassessment Protocol* (RBP)<sup>6</sup> (en Casals *et al.*, 2002), y el Índice de Refugio (en Infraestructura y Ecología, 2000), que aunque está propuesto para la evaluación de disponibilidad de refugio de los adultos de trucha (García de Jalón, 1994), recoge información sobre el hábitat válida para las demás especies. En los demás estudios no se han calculado índices a partir de los datos de hábitat adquiridos.

La utilización de indicadores que nos permitan evaluar de manera rápida y efectiva el estado ecológico de los sistemas fluviales respecto al estado de conservación óptimo, han sido ampliamente utilizados en casi todos los trabajos llevados a cabo a partir de mediados de los años 2000, ya que estos indicadores permiten valorar el estado ecológico de las masas de agua tal y como se establece en la DMA, además de que la metodología de su cálculo es replicable, facilitan las comparaciones de distintos grupos de trabajo de manera de ajustar y estandarizar las metodologías propuestas, siendo por tanto una interesante herramienta de gestión de los recursos hídricos (Palma, *et al.* 2009).

2 El IHF (Pardo *et al.*, 2002) surge para caracterizar los cauces de los ríos mediterráneos dentro de los objetivos generales del proyecto GUADALMED, que pretende valorar el estado ecológico de los ríos Mediterráneos para adaptarse a la Directiva 2000/60/EC. Valora la capacidad del hábitat físico para albergar una fauna determinada, valorando aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente.

3 El QBR (Munné *et al.*, 1998) es un índice que integra aspectos biológicos y morfológicos del lecho del río y su zona inundable y los utiliza para evaluar la calidad ambiental de las riberas. También ha sido utilizado para la adaptación a la Directiva 2000/60/EC.

4 Índice Piscícola Europeo de calidad ecológica (EFI) desarrollado en apoyo de la Directiva Marco del Agua (FAME Consortium, 2004) surge como primer intento de definir un método de evaluación de los ríos en función de sus comunidades piscícolas.

5 El IHM (Ollero *et al.*, 2006) es una herramienta de valoración de los indicadores hidromorfológicos para determinar el estado ecológico de los sistemas fluviales, que también nace por la necesidad de dar cumplimiento a la Directiva.

6 El RBP o Protocolo Rápido de Evaluación es una forma rentable, eficiente y rápida de evaluar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos originalmente desarrollado en la década de 1980. Incluye una síntesis de metodologías usadas para la aplicación de diversos índices de calidad, y su ventaja es que los datos analíticos obtenidos pueden ser comparables entre diferentes grupos de trabajo.

## Datos fisicoquímicos

Se ha establecido que los parámetros fisicoquímicos recogidos en los muestreos de los estudios revisados deben ser como mínimo la conductividad del agua, la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH, al ser los parámetros que deben recogerse siguiendo el Protocolo de muestreo de fauna icitológica en ríos (MAPAMA, 2015).

Dos tercios de los estudios revisados han cumplido los mínimos establecidos para considerarlos como incluidos. En los tres inventarios de cada provincia realizados en la década de 1980, y las fichas de campo de frezaderos (DGA, 2003-2006) no se ha recogido ninguno de estos parámetros. En García de Jalón *et al.* (1992) sólo se han recogido la conductividad y la temperatura, y en Bernat y Barrachina (1994), no se ha medido el oxígeno disuelto. Los demás estudios sí han hecho una caracterización fisicoquímica más completa y cumplían los requisitos, pero varían en el nivel de detalle. Como ejemplos de estudios con más información en este aspecto, en Bernat y Cabrera (1995) y en De Sostoa *et al.* (2005) se han medido además otros parámetros, como la turbidez, amonio, nitratos, fosfatos, cloruros, dureza, etc.

La recogida de variables fisicoquímicas en estos estudios también es muy importante, por su relación con las con las condiciones de pesca y la calidad del agua. En primer lugar, es necesario medir la conductividad para graduar la intensidad del convertidor de corriente del equipo de pesca eléctrica. También es importante tener en cuenta la temperatura del agua, porque influye en la conductividad (ésta aumenta con la temperatura) y en el porcentaje de saturación del oxígeno (el % Saturación O<sub>2</sub> disminuye al aumentar la temperatura) (MAPAMA, 2015). En caso de que la conductividad sea muy alta (aguas muy salobres, por ejemplo) la pesca pierde eficacia y puede llegar a tener que suspenderse. También puede suponer una suspensión de la pesca una muy baja temperatura (menor a 5°C) debido a que los peces los peces están muy inactivos y hay baja probabilidad de captura (MAPAMA, 2015). En segundo lugar, es importante medir parámetros como oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, nitratos, sulfatos, metales pesados, turbidez (los 4 últimos sólo medidos en aproximadamente el 50% de los estudios) como indicadores de perturbaciones en la calidad del agua por contaminación (vertidos de residuos, filtraciones de campos agrícolas cercanos, de vertederos, etc.), por alteración de caudales naturales (cambios en la temperatura y oxígeno disuelto por construcción de presas, por ejemplo), etc.

## Metodología de muestreo

En este caso, se ha considerado el criterio de que un estudio aporta información sobre la metodología utilizada cuando especifica la técnica de muestreo que se ha llevado a cabo para el estudio de la comunidad piscícola.

Este requisito lo han cumplido dos terceras partes de los estudios. Sólo en 6, todos ellos anteriores a 1993 salvo Casals *et al.* (2002), no se ha concretado la metodología de muestreo. En el trabajo realizado por Barrachina y Díaz (1986), se ha especificado la metodología utilizada, pero es un método visual.

En todos los estudios que especificaron la técnica de muestreo, ésta ha sido la pesca eléctrica, pero la metodología de los muestreos no fue siempre la misma. Prioritariamente, en diez de los estudios evaluados, se ha utilizado el método de pasadas sucesivas sin devolución, que consiste en que en cada pasada con el equipo de pesca eléctrica en el tramo delimitado, con o sin redes de bloqueo (depende también de los estudios) se extraen del medio los individuos y esto afecta a las capturas subsiguientes, que se van reduciendo según una tasa directamente relacionada con el número total de individuos capturados y el total de la población (García de Jalón, 1993), lo que permite estimar la densidad de una población.

En cuatro de los estudios evaluados en este proyecto, cuyo objetivo estuvo relacionado con estudios cualitativos para realizar inventarios piscícolas y no era objetivo del estudio la obtención de datos cuantitativos, el método de trabajo ha sido el de una única pasada en el tramo seleccionado y sin redes de bloqueo, siguiendo el protocolo del Índice Piscícola Europeo EFI.

En algunos estudios se ha especificado el número de pasadas y los individuos capturados en cada una de ellas, pero en otros sólo se ha aportado el número de capturas totales.

A pesar de su probada eficacia para la captura de peces, la pesca eléctrica presenta muchos posibles sesgos, que pueden dar lugar a resultados erróneos no representativos de la comunidad piscícola. Estos sesgos pueden ser debidos tanto a factores intrínsecos como extrínsecos: la época del año, las condiciones del muestreo, como una alta turbidez del agua o abundante vegetación acuática que impidan la detección y captura de los peces; el alcance físico, como la existencia de grandes pozas; la selectividad hacia los peces de mayor talla y cuyo hábitat es la columna de agua, debida tanto al método de captura como al propio equipo humano, que de forma inconsciente presta mayor atención a las mayores piezas; el comportamiento distinto de cada especie ante la pesca eléctrica; la representación del propio tramo en cuanto a estructura de las poblaciones piscícolas (por ejemplo por práctica de la pesca deportiva en él) (Cowx, 1983; Infraestructuras y Ecología, 2000; Lapesa y González, 2003). Con objeto de paliar al máximo el efecto de estas limitaciones, a la hora de efectuar las estimaciones existe la posibilidad de dar un tratamiento separado a cada especie e incluso a cada clase de edad cuando se considere necesario (Zamora *et al.*, 2009). Como método más frecuente y apropiado para la estimación de densidades de peces con el fin no tanto de calcular la densidad total sino de comparar las poblaciones de distintos puntos de muestreo, Zamora *et al.* (2009) señala el método relativo Capturas Por Unidad de Esfuerzo (CPUE). Otros métodos absolutos de captura-marcaje y recaptura, o de capturas sucesivas sin devolución, para este grupo de animales serían más costosos y, en ocasiones, inviables, además de menos comparables. Este índice de abundancia ofrece una estimación relativa de la densidad, y puede minimizar los sesgos antes mencionados identificando los factores que determinan la CPUE y si las condiciones metodológicas se mantienen (mismo equipo, intensidad, periodo del año, etc.).

En relación a todo esto, cabe destacar la existencia del Protocolo de Muestreo de Fauna Ictiológica en Ríos (Ministerio de Medio Ambiente, 2015), que es de obligado cumplimiento en la explotación de las redes oficiales de Evaluación del Estado de las masas en cumplimiento de la DMA por las Confederaciones Hidrográficas (CCHH). Este protocolo obliga a seguir el procedimiento de muestreo de “pasada única” en ríos vadeables y a expresar las capturas en Capturas Por Unidad de Esfuerzo (CPUE, individuos/100m<sup>2</sup>). También obliga a recoger datos relativos al procedimiento de muestreo (uso de redes de bloqueo, equipo de pesca, etc.), poblacionales (número de individuos, especie, longitud furcal y total, peso, sexo, observaciones del estado sanitario), características fisicoquímicas (pH, oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, % de saturación de oxígeno) e hidromorfológicas del tramo (anchura, profundidad y longitud media, superficie de muestreo, porcentaje de vegetación en orilla y de iluminación/sombreado, tipos y cobertura de mesohábitats y de refugios, velocidad predominante del agua, etc.). En definitiva, parámetros a partir de los cuales se puede realizar una caracterización muy completa y comparable de los puntos de muestreo, y podría ser de utilidad para la realización de estudios piscícolas por otros organismos o instituciones que no sean las confederaciones.

## 5.2. Distribución potencial especies autóctonas

Se ha elaborado la representación cartográfica de la distribución potencial de cada una de las 17 especies autóctonas presentes en Aragón (apartado 5.3.3), todas salvo la tenca ya que en España no se sabe con certidumbre si es una especie autóctona o ha sido introducida artificialmente, existen datos de su presencia en yacimientos arqueológicos de la edad de bronce y está ampliamente distribuida a lo largo de todas las cuencas fluviales (Doadrio *et al.* 2011), además en Aragón es extremadamente escasa y su presencia se encuentra prácticamente restringida a balsas y charcas como consecuencia de repoblaciones en su mayoría.

Para poder valorar adecuadamente los resultados, se ha considerado clarificador la representación de esta distribución potencial junto a los resultados obtenidos en la actualización de los inventarios que se explican más ampliamente en el apartado siguiente (apartado 5.3.3.).

La especie con que ha presentado una mayor distribución potencial por longitud de tramos fluviales es *Parachondrostoma miegii*, en el 65% de la longitud total de los tramos seleccionados en el área de estudio (8.526 km). Le siguen *Luciobarbus graellsii* y *Barbus haasi*, en aproximadamente el 63% de los tramos fluviales. Por otro lado, la especie con la menor distribución potencial es *Squalius pyrenaicus*, en apenas un 0,5% de la longitud total, en el cauce del río Piedra, y *Parachondrostoma turiense*, en poco más del 1%, en los ríos Guadalaviar, Turia y Mijares (cuenca hidrográfica del Júcar).

Con respecto a la distribución de las especies por ecotipos (*tabla 11*), la mayoría de las especies (75%) se distribuyen en 3 o más ecotipos distintos. *Luciobarbus graellsii*, *Parachondrostoma miegii* y *Anguila anguila* están presentes en 7 de 8 ecotipos existentes en el área de estudio. En cambio, hay cuatro especies que tienen limitada su distribución a un solo ecotipo, “ríos de montaña mediterránea calcárea”; *Luciobarbus guiranois*, *Parachondrostoma turiense*, *Squalius pyrenaicus* y *Squalius valentinus*.

Tabla 11 Longitud total de tramos fluviales, porcentaje de ocupación en el área de estudio y número de ecotipos incluidos en la distribución potencial de especies autóctonas en Aragón.

Fuente: DGA, elaboración propia.

Espece	Longitud (km)	Porcentaje (%)	Nº de ecotipos fluviales
Bermejuela <i>Achondrostoma arcasi</i> (ACHARC)	2.483	29,0	5
Anguila <i>Anguilla anguilla</i> (ANGANG)	3.733	43,7	7
Barbo culirroyo <i>Barbus haasi</i> (BARHAA)	5.350	62,7	6
Pez lobo <i>Barbatula quignardi</i> (BARQUI)	1.684	19,6	6
Lamprehuela <i>Cobitis calderoni</i> (COBCAL)	284	3,3	2
Colmilleja <i>Cobitis paludica</i> (COBPAL)	1.177	13,8	4
Gobio <i>Gobio lozanoi</i> (GOBLOZ)	3.241	38,0	6
Barbo de Graells <i>Luciobarbus graellsii</i> (LUCGRA)	5.359	62,8	7
Barbo mediterráneo <i>Luciobarbus guiraonis</i> (LUCGUI)	336	4	1
Madrilla <i>Parachondrostoma miegii</i> (PARMIE)	5.500	64,5	7
Madrija <i>Parachondrostoma turiense</i> (PARTUR)	106	1,2	1
Piscardo <i>Phoxinus bigerri</i> (PHOBIG)	1.176	13,7	5
Trucha común <i>Salmo trutta</i> (SALTRU)	4.576	53,7	6
Bagre <i>Squalius laietanus</i> (SQUALAI)	1.211	14,2	5
Cacho <i>Squalius pyrenaicus</i> (SQUPYR)	46	0,5	1
Cacho valenciano <i>Squalius valentinus</i> (SQUVAL)	239	2,8	1
Blenio <i>Salari a fluvialis</i> (SALFLU)	1.867	22	5

### 5.3. Análisis situación actual de las comunidades piscícolas

El análisis de los resultados obtenidos en la revisión actualizada mediante muestreos piscícolas de las especies autóctonas se completa con la interpretación de los mapas elaborados incluidos en el apartado 5.3.3.

### 5.3.1. Resultados inventarios piscícolas en los ríos realizados en 2017

En los 69 muestreos piscícolas realizados en 2017, se han capturado un total de 15 especies autóctonas y 11 especies alóctonas. En tres de las estaciones (AGU\_0006, ARB\_0019, JAL\_0032) no se encontró ninguna especie.

Con respecto al tamaño de la muestra, se ha capturado un total de 13.059 individuos, aproximadamente el 70% de ellos autóctonos.

En un 66% de las estaciones, la comunidad está compuesta por especies exclusivamente autóctonas, en el resto de las estaciones parte de la comunidad está compuesta por especies alóctonas. Solo una estación (JAL\_0029) está formada exclusivamente por la presencia de una especie exótica (trucha arco iris).

En la siguiente tabla se ha resumido el número de individuos capturados de cada especie y el número de estaciones en las que está presente (*Tabla 12*). Las dos especies más representativas de las estaciones muestreadas han sido el barbo culirrojo que se encuentra presente en casi el 70% de los tramos estudiados y la trucha que ha estado presente en el 55% de las estaciones. En cambio, la anguila, la colmilleja y la lamprehuela sólo han sido localizadas, cada una de ellas, en una de las estaciones incluidas en este trabajo. Con respecto al número de individuos, la especie de la que más individuos se han capturado ha sido la madrilla, seguida de la trucha y el barbo culirrojo. Los individuos capturados de estas tres especies representan aproximadamente el 70 % del total.

*Tabla 12 Especies muestreadas en 2017 en ríos de Aragón. Número de individuos capturados, número de estaciones en las que han sido localizadas y número de ecotipos en los que está presente.*

Fuente: DGA, elaboración propia.

Especie	Nº Individuos capturados	Porcentaje sobre capturas totales (%)	Nº estaciones con presencia	Porcentaje sobre total estaciones muestreada (%)	Nº Ecotipos
<i>A. arcasii</i>	548	5,9	16	23,2	2
<i>A. anguilla</i>	1	0,01	1	1,4	1
<i>B. haasi</i>	1.290	13,8	46	66,7	6
<i>B. quignardi</i>	113	1,2	6	8,7	5
<i>C. calderoni</i>	1	0,01	1	1,4	1
<i>C. paludica</i>	11	0,1	1	1,4	1
<i>G. lozanoi</i>	921	9,8	22	31,9	4
<i>L. graellsii</i>	184	2,0	21	30,4	5
<i>L. guiranois</i>	64	0,7	4	5,8	1
<i>P. miegii</i>	3.074	32,8	25	36,2	6

Especie	Nº Individuos capturados	Porcentaje sobre capturas totales (%)	Nº estaciones con presencia	Porcentaje sobre total estaciones muestreada (%)	Nº Ecotipos
<i>P. turiense</i>	34	0,4	3	4,3	1
<i>P. bigerri</i>	600	6,4	10	14,5	5
<i>S. fluviatilis</i>	15	0,2	2	2,9	1
<i>S. trutta</i>	2.251	24,0	38	55,1	5
<i>S. laietanus</i>	224	2,4	7	10,1	3
<i>S. valentinus</i>	29	0,3	4	5,8	1
<b>TOTAL</b>	9.360				

Las estaciones con especies exóticas (tabla 13) han sido localizadas en el cauce principal del río Ebro (las 6 estaciones incluidas en este trabajo), en el cauce del río Vero aguas abajo del azud de Castillazuelo y el barranco de Valdemoras, situados ambos en el tramo medio-bajo de la subcuenca del río Cinca, en cuyo cauce también han aparecido a la altura de Alcolea de Cinca; en 2 de las 4 estaciones del Gállego; 2 de las 5 estaciones de río Guadalope, en la estación del río Piedra y en el río Matarraña se ha constatado la presencia de especies alóctonas en las localidades de Mazaleón, Maella, Nonaspe y Caseres en el río Algars. Estas estaciones de muestreo se encuentran en tramos medios-bajos de los ríos, cercanos a su desembocadura o en el mismo cauce del Ebro. La única excepción es la estación del río Piedra, un río de montaña situado a cerca de 900 msnm, en el que ha aparecido la trucha arco iris, pero que claramente se encuentra vinculada a la presencia de una piscifactoría de engorde de la especie en la localidad de Cimballa. En la tipología ríos de alta montaña no ha aparecido ninguna especie exótica.

Tabla 13 Cauce, tipología de río y especies alóctonas capturadas en los muestreos de 2017

Tipología de río	Cauce (subcuenca)	especie
Grandes ejes en ambiente mediterráneo	Ebro	Alburno ( <i>Alburnus alburnus</i> )
		Gambusia ( <i>Gambusia holbrooki</i> )
		Siluro ( <i>Silurus glanis</i> )
		Carpín ( <i>Carassius auratus</i> )
		Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )
		Rutilo ( <i>Rutilus rutilus</i> )
Ejes mediterráneo-continentales poco mineralizados	Cinca	Alburno ( <i>Alburnus alburnus</i> )
		Gambusia ( <i>Gambusia holbrooki</i> )
		Carpín ( <i>Carassius auratus</i> )

Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Gállego	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )
		Rutilo ( <i>Rutilus rutilus</i> )
		Siluro ( <i>Silurus glanis</i> )
		Alburno ( <i>Alburnus alburnus</i> )
	Guadalupe	Carpa ( <i>Cyprinus carpio</i> )
		Alburno ( <i>Alburnus alburnus</i> )
		Escardino ( <i>Scardinius erythrophthalmus</i> )
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Matarraña	Perca de río ( <i>Perca fluviatilis</i> )
		Gambusia ( <i>Gambusia holbrooki</i> )
		Perca americana ( <i>Micropterus salmoides</i> )
Ríos mineralizados de baja montaña mediterránea	Algars (Matarraña)	Pez gato ( <i>Ameiurus melas</i> )
	Vero (Cinca)	Alburno ( <i>Alburnus alburnus</i> )
Ríos de montaña mediterránea calcárea	Piedra (Jalón)	Trucha arcoíris ( <i>Oncorhynchus mykiss</i> )

Como se puede ver en la *tabla 14*, se han capturado 11 especies exóticas distintas. El alburno ha sido la especie más frecuentemente localizada, encontrándose en 12 de las 20 estaciones con presencia de especies alóctonas, y más de la mitad de los individuos exóticos capturados pertenecen a esta especie. Le sigue la gambusia, capturada en la mitad de las estaciones con presencia de alóctonas. Estas dos especies representan el 93% de las capturas totales de especies alóctonas.

*Tabla 14 Especies alóctonas capturadas en 2017, número de estaciones en las que han aparecido, número de individuos por especie y porcentaje sobre el total de individuos muestreados.*

Espece	nº individuos	porcentaje sobre capturas totales (%)	nº estaciones	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Pez gato <i>Ameiurus melas</i>	9	<1	1	1,4
Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	1.443	52	12	20
Carpín <i>Carassius auratus</i>	35	1	7	10,1
Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	48	2	6	8,7
Gambusia <i>Gambusia holbrooki</i>	1.152	41	10	14,5
Perca americana <i>Micropterus salmoides</i>	2	<1	1	1,4
Trucha arcoíris <i>Oncorhynchus mykiss</i>	5	<1	1	1,4
Perca de río <i>Perca fluviatilis</i>	27	1	1	1,4
Escardino <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	9	<1	1	1,4
Siluro <i>Silurus glanis</i>	28	1	7	10,1
Rutilo <i>Rutilus rutilus</i>	5	<1	2	2,9
<b>TOTAL</b>	<b>2.763</b>			

En la revisión de los inventarios piscícolas realizado no se ha capturado ni en cauces fluviales, ni en embalses, ningún ejemplar de pez gato (*A. melas*) y salvelino (*S. fontinalis*). Estas dos especies también cuentan con una presencia muy escasa en los estudios históricos incluidos la base de datos; el pez gato ha sido capturado en 4 ocasiones dentro del período 1993-2007 en la estanca de Alcañiz, laguna de Sariñena y río Cinca, pero sí que hay constancia de su presencia en algunas balsas del Parque del Agua y el Parque de Plaza en Zaragoza, asociadas al cauce principal del río Ebro o sus canales; el salvelino (*Salvelinus fontinalis*) tampoco ha sido localizado en ninguna de las estaciones que se han tenido en consideración en este estudio, ya que para realizarlo no han sido seleccionadas las estaciones estrictamente de alta montaña, aunque sí que existen registros históricos en muestreos realizados en embalses y tramos de alta montaña.

### 5.3.2. Resultados inventarios piscícolas en los embalses periodo 2008-2017.

En este caso no se ha hecho en análisis de capturas, pues los datos no han podido ser extraídos de manera homogénea de los estudios para el presente trabajo.

Con respecto a las especies autóctonas, en 2017 están presentes 9 de las 18 especies autóctonas de peces existentes en Aragón. Como puede observarse en la *tabla 15*, la especies con mayor presencia en embalses es la madrilla presente en el 60% de los embalses, seguida del barbo de Graells, que ha sido localizado en el 57% de los inventarios realizados en los embalses. Las demás especies se encuentran en 5 o menos embalses diferentes. Dentro de este grupo, la presencia de algunas especies se puede considerar anecdótica, ya que sólo se ha encontrado un ejemplar de anguila en el embalse de Ribarroja, un ejemplar de barbo culirroyo en el embalse de Lanuza y un ejemplar de bagre en el embalse del Grado.

*Tabla 15 Número de estaciones en embalses con presencia de la especie autóctona y porcentaje sobre el total de embalses. Fuente: CHE (2008-2017), elaboración propia*

Especie	Nº embalses con presencia	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Anguila <i>Anguilla anguilla</i>	1	5
Barbo culirroyo <i>Barbus haasi</i>	1	5
Gobio <i>Gobio lozanoi</i>	6	28
Barbo de Graells <i>Luciobarbus graellsii</i>	12	57
Madrilla <i>Parachondrostoma miegii</i>	13	61
Piscardo <i>Phoxinus bigerri</i>	2	10
Blenio <i>Salaria fluviatilis</i>	4	20

Especie	Nº embalses con presencia	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Bagre <i>Squalius laietanus</i>	1	5
Trucha <i>Salmo trutta</i>	5	23

Con respecto a las especies alóctonas (*tabla 16*), en la revisión de los inventarios de ictiofauna en embalses (2008-2017), se han localizado 12 de las 16 especies exóticas de peces presentes en Aragón. La carpa es la especie más frecuentemente presente en los embalses (85%), el alburno ha sido localizado en el 71% de los embalses estudiados y la perca americana en el 57% de los embalses. Actualmente podemos considerar testimonial la distribución de la brema blanca (*B. bjoerkna*) en Aragón, habiéndose encontrado en los últimos años sólo en el embalse de Ribarroja.

*Tabla 16 Número de estaciones en embalses con presencia de la especie alóctona y porcentaje sobre el total de embalses.*

Fuente: CHE (2008-2017), elaboración propia

Especie	Nº embalses con presencia	Porcentaje sobre estaciones totales (%)
Alburno <i>Alburnus alburnus</i>	15	71
Brema blanca <i>Blicca bjoerkna</i>	1	5
Carpa <i>Cyprinus carpio</i>	18	85
Carpín <i>Carassius auratus</i>	5	23
Lucio <i>Esox lucius</i>	4	20
Pez sol <i>Lepomis gibbosus</i>	5	23
Perca americana <i>Micropterus salmoides</i>	12	57
Perca de río <i>Perca fluviatilis</i>	2	10
Rutilo <i>Rutilus rutilus</i>	6	28
Escardino <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	4	20
Siluro <i>Silurus glanis</i>	3	14
Lucioperca <i>Sander lucioperca</i>	8	38

Por lo general, en los embalses encontramos unas comunidades dominadas por especies exóticas, duplicando su presencia (en nº de especies) con respecto a las especies autóctonas en más del 50% de los embalses estudiados; esta situación sólo se encuentra revertida en los embalses de Búbal, Calanda, Vadiello y Yesa. En la siguiente tabla se puede ver una relación de las especies autóctonas y alóctonas capturadas en cada embalse (*tabla 17*).

Tabla 17 Especies autóctonas y alóctonas inventariadas en embalses (2008-2017).

Fuente: CHE (2008-2017). Elaboración propia.

Embalse	Sp autóctonas	Sp alóctonas	Embalse	Sp autóctonas	Sp alóctonas
Barasona	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. erythrophthalmus</i>	Mequinenza	<i>L. graellsii</i> <i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>P. fluviatilis</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. erythrophthalmus</i> <i>S. glanis</i>
Búbal	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>G. lozanoi</i> <i>P. bigerri</i>	<i>C. carpio</i> <i>C. carpio specularis</i>	Mezalocha	<i>L. graellsii</i> <i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>
Calanda	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>	Pena	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
Caspe II	-	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>L. gibbosus</i> <i>P. fluviatilis</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. glanis</i>	Ribarroja	<i>A. Anguilla</i> <i>S. Fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>B. bjoerkna</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. erythrophthalmus</i> <i>S. glanis</i>
Cueva Foradada	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>	Santolea	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i>	<i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
La Loteta	<i>L. graellsii</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i> <i>S. lucioperca</i>	Yesa	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>M. salmoides</i>
La Peña	<i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i>	El Grado	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>S. laietanus</i>	<i>A. alburnus</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i> <i>S. erythrophthalmus</i>
La Sotonera	<i>S. fluviatilis</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>E. lucius</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>	Vadiello	<i>L. graellsii</i> <i>P. miegii</i> <i>G. lozanoi</i>	<i>M. salmoides</i>
La Tranquera	-	<i>A. alburnus</i> <i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i> <i>S. lucioperca</i>	El Val	-	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i>

Embalse	Sp autóctonas	Sp alóctonas	Embalse	Sp autóctonas	Sp alóctonas
<b>Las Torcas</b>	<i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>L. gibbosus</i> <i>M. salmoides</i>	<b>Moneva</b>	-	<i>C. auratus</i> <i>C. carpio</i>
<b>Mediano</b>	<i>P. miegii</i>	<i>A. alburnus</i> <i>C. carpio</i> <i>R. rutilus</i> <i>S. lucioperca</i>	<b>Lanuza</b>	<i>P. miegii</i> <i>S. trutta</i> <i>B. haasi</i> <i>G. lozanoi</i> <i>P. bigerri</i>	-

Tras el análisis de los datos obtenidos tras la revisión de la situación actual de las especies piscícolas en Aragón, se ha observado un mayor número de especies autóctonas en ríos (16) que en embalses (9), de 18 especies presentes en la Comunidad. Con respecto a las especies alóctonas, el número de especies en embalses y ríos es muy similar (12 y 11 respectivamente, de 16 presentes en la Comunidad), pero en los ríos solo dos de las especies son realmente significativas (gambusia y alburno) y más de la mitad de éstas han sido localizadas de manera puntual, a menudo en tramos cercanos a embalses. Además, han sido localizada al menos una especie exóticas en el 100% de los embalses, frente al 30% de los muestreos en ríos. Estos resultados se pueden explicar por la dificultad de las especies exóticas para sobrevivir en ambientes tan cambiantes como lo son los ambientes fluviales mediterráneos, sometidos a ciclos hidrológicos extremos, con drásticos cambios ambientales y oscilaciones en la disponibilidad de alimento (Prenda *et al.*, 2002).

Es en los ecosistemas alterados, especialmente los embalses, donde estas especies pueden proliferar, al encontrar condiciones más favorables. Podría pensarse que, para las especies autóctonas de la PI, al haber evolucionado en estos ambientes fluviales mediterráneos y poder considerarse por ello hipergeneralistas, el llenado de un embalse no debe suponer un impedimento definitivo para su presencia en estos ambientes (de hecho, muchas de las especies autóctonas han sido muestreadas en alguna ocasión en ellos, véase apartado 5.3.2.), pero diversos estudios demuestran que son las especies exóticas las que proliferan con mayor éxito en estos ambientes (Herbold y Moyle, 1986; Ross, 1991) y que en muchas ocasiones no están presentes hasta la construcción del embalse (Xiong *et al.*, 2018). Este hecho se acentúa debido a que los embalses son lugares donde se han producido numerosas introducciones a mano de pescadores y de la propia Administración (Elvira y Almodóvar, 2001).

A todo ello, hay que sumar el efecto barrera que produce la construcción de un embalse sobre las poblaciones autóctonas en general, no solo sobre las migradoras; la construcción de presas fracciona las cuencas hidrológicas, unidades que funcionan como islas ecológicas en las que el número de especies que albergan está relacionado con el área de dichas cuencas, ajustándose a los principios de la biogeografía de islas postulada por MacArthur y Wilson en 1967 (Granado, C., 2000; Clavero *et al.*, 2004) Cuando esto ocurre, se produce el aislamiento de las comunidades de peces que viven aguas arriba y una reducción de la cuenca que ocupan, por lo que es esperable que se reduzca el número de especies original, algo que ha ocurrido en la mayoría de estaciones analizadas en este estudio.

En Búbal, en un estudio censal de peces realizado en 1996 (CHE, 1996), las especies localizadas fueron trucha madrilla barbo culirroyo, una composición que ha variado mucho según los datos del estudio censal de 2017, en el que se han muestreado trucha, madrilla, piscardo, gobio, carpa, y b. de Graells (CHE, 2017). Si se comparan, aunque en el último muestreo hay mayor riqueza de especies, hay un mayor número de especies cuya distribución potencial no incluye este embalse (carpa, b. de Graells, gobio, madrilla). Aún así, en el último muestreo se han capturado las dos especies a las que sí que les corresponde este tramo de río como distribución potencial (trucha y piscardo), aunque este último es muy probable que haya sido introducido por parte de los pescadores, debido a su uso como cebo vivo para la pesca de trucha, ahora prohibido (Gobierno de Aragón, 2018), además de que los embalses no son su hábitat óptimo al ser una especie intolerante frente a la alta conductividad y eutrofia (Maceda-Vega y De Sostoa, 2011). En Lanuza existe una situación parecida; las especies autóctonas presentes se deben seguramente a traslocaciones, pues sólo la trucha y el piscardo presenta distribución potencial en dicho tramo.

### 5.3.3. Representación cartográfica de la distribución potencial de las especies autóctonas en Aragón y análisis de la situación actual

#### ***Achondrostoma arcasii* Steindachner, 1866. Bermejuela**

Catalán: Madrilleta. Gallego: Peixe. Vasco: Errutilo hegatsgorria. Portugués: Panjorca

##### Distribución Potencial

La bermejuela es una especie endémica de la Península ibérica que presenta poblaciones localmente abundantes, aunque se considera que en la vertiente mediterránea se encuentran sus poblaciones más amenazadas (Doadrio, 2011), lo que se corresponde con una distribución fragmentada en el territorio aragonés, que pese a presentar poblaciones localmente abundantes éstas no se encuentran conectadas y en muchos casos en regresión.



Figura 7 Bermejuela capturada en el río Huecha. Campaña 2017. (Foto: @jsanz)

En Aragón se han encontrado algunas poblaciones totalmente aisladas, normalmente ligadas a surgencias, como es el caso del Barranco del Prat, en la cuenca del Noguera Ribagorzana, también se han encontrado poblaciones relativamente aisladas en barrancos y ríos de las cuencas del río Aragón y Gállego, por el contrario, las poblaciones de la margen derecha del Ebro y las de existentes en la

cuenca del Júcar, parece que presentan distribuciones menos fragmentadas, al menos con los datos existentes en los muestreos históricos.

Probablemente el cauce principal de río Ebro intercomunicaba las poblaciones de esta especie en la cuenca, pese a que en el tramo navarro del Ebro se localiza la especie, no existe ninguna constancia con los muestreos existentes de que en el tramo aragonés en tiempos recientes presente esa intercomunicación, por lo que no se considera el Ebro dentro de su distribución potencial.

La distribución potencial de la bermejuela en Aragón se localiza en ríos de montaña húmeda o mediterránea, de baja montaña mediterránea y ejes mediterráneo-continentales. En los ríos de montaña forma una asociación muy característica con la trucha (Doadrio, 2011).

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 42 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 16 estaciones (38%), de los cuáles todos corresponden a masas tipo río.

En los muestreos realizados en 2017, solo ha sido capturada en ríos de la margen derecha de la cuenca del río Ebro. En ellos, no ha sido localizada de manera uniforme. De los 42 muestreos situados en del área de distribución potencial, ha sido encontrada en 2 de los 7 realizados en la cuenca del Jalón (en el río Aranda y en el Pancrudo, cerca de sus desembocaduras), en 2 de 3 muestreos realizados en el Queiles, en el único situado en el Huecha, en los tramos altos del Huerva y del Aguas Vivas, en 4 de 6 del Matarraña, en los 4 realizados en el Mijares, y en 1 de 5 muestreos realizados en el Guadalaviar.

De las 16 estaciones dentro del área de distribución potencial de la especie en las que la bermejuela ha sido capturada, hay presencia actual o histórica de EEI en 4 de ellas; 2 situadas en el tramo medio-bajo del río Matarraña (gambusia en ambas estaciones en 2017 y trucha arcoíris en una de ellas, en un muestreo del año 2003), en el Turia (trucha arcoíris, a la altura de Teruel) y en el Mijares (trucha arcoíris y perca americana, aguas arriba del embalse de Los Toranes).

De las 26 estaciones dentro de la distribución potencial de la especie con ausencia de ésta, hay o ha habido presencia histórica de especies invasoras en un 75 % de éstas, sobre todo coincidiendo con distintas combinaciones entre trucha arcoíris, alburno y perca americana (ríos Piedra, Mesa, Jiloca, Huerva, Aguas vivas, tramo bajo del Matarraña). En los embalses situados dentro de la distribución potencial de la especie (La Peña, La Sotonera, La Tranquera, Las Torcas, Moneva, Montearagón, de Pena y Vadiello), hay una mayor presencia de EEI, entre ellas las 3 especies señaladas para los ríos, además de carpa, alburno, rutilo, lucio, siluro, etc.

#### Presiones en las masas de agua

Con respecto a los resultados del análisis de presiones sobre las masas de agua (IMPRESS), los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones. En todos los tramos en los que están situadas, salvo en el Aguasvivas, existe una presión por alteración de caudales naturales y por contaminación puntual, además de otras presiones que varían según la estación. Los tramos con mayor presión se localizan en el Queiles y en el Huecha, afectados por todas las presiones consideradas en este trabajo.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, presentan todos los tipos de presiones en distintas combinaciones, por lo general en un nivel medio-alto de presión global, salvo en el Parrizal en el Matarraña y el río Aragón a la altura de Jaca. No se puede establecer un patrón concreto de presiones en estos puntos.

#### Discusión

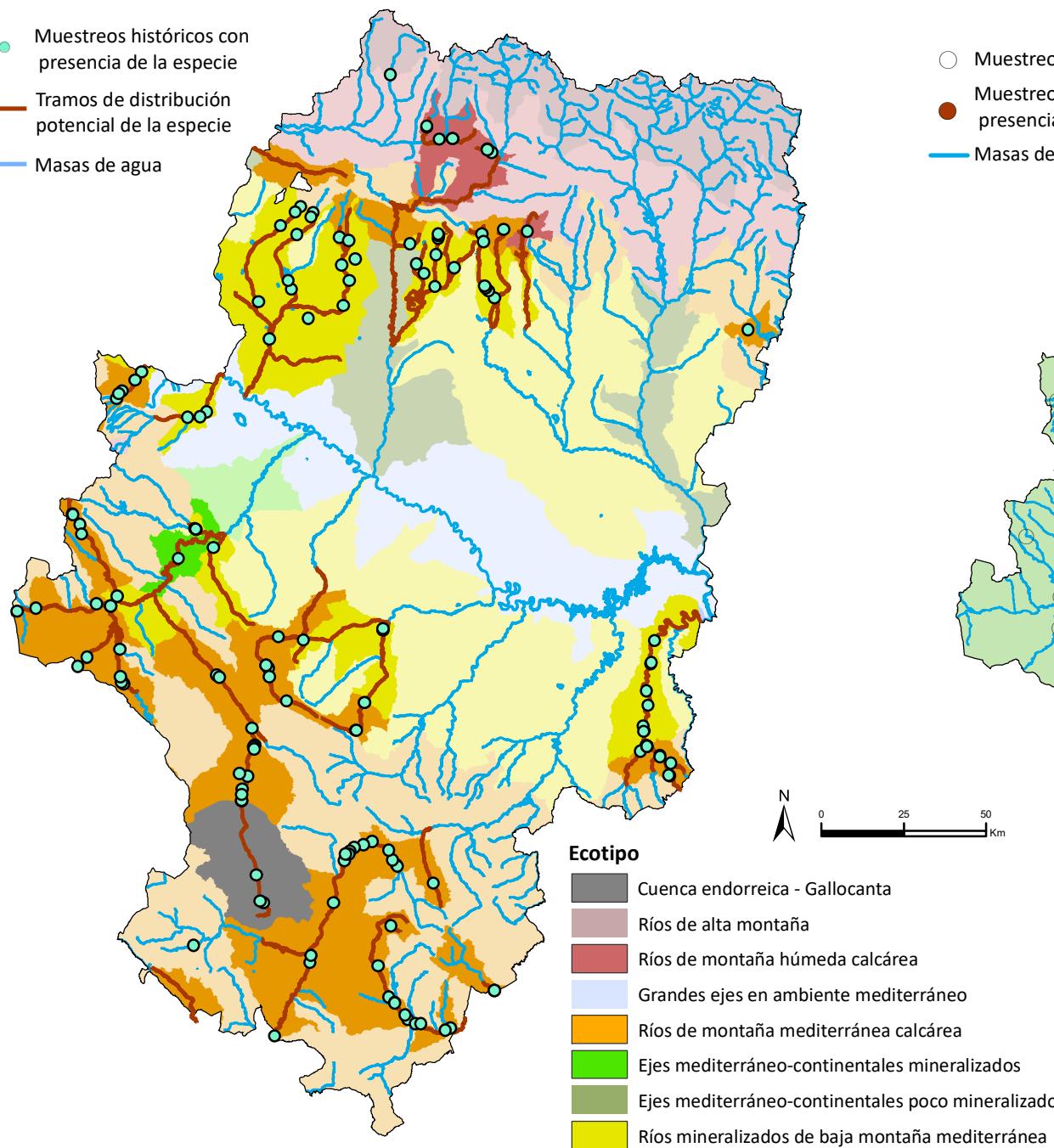
Una de las posibles causas de la regresión de esta especie es la introducción de especies exóticas invasoras. Según el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón (Gobierno de Aragón, 2007), especies como el siluro, perca americana, perca sol o trucha arcoíris depredan directamente sobre esta especie. También otros ciprínidos exóticos, como el alburno, pueden suponer una fuerte competencia porque ocupan su mismo nicho ecológico (Vinyoles *et al.*, 2009). En nuestro caso concreto, ocurre algo interesante. Estas EEI (sobre todo el alburno, trucha arcoíris y perca americana en distintas combinaciones) han sido capturadas en alguna ocasión en la mayoría de las estaciones de muestreo incluidos en la distribución potencial de la especie donde ésta no ha aparecido, y sólo un 25% de los muestreos con presencia de bermejuela tiene presencia de EEI. En el caso de los embalses también entra en juego la extrema alteración del hábitat que causan, por lo que las especies fluviales con requerimientos de hábitat estrictos tienden a desaparecer por completo de ellos (Prenda *et al.*, 2002).

Otra causa puede ser la alteración de hábitat; por un lado, es una especie que necesita un sustrato de gravas para desovar, por lo que la extracción de gravas y alteraciones del cauce en general pueden afectarle (Doadrio, 2001). Además, es un ciprínido migrador de rango corto (potamódromo) que efectúa migraciones prerreproductoras (Seisdedos, 2010), por lo que la presencia de obstáculos en el cauce puede afectar también a su reproducción. Las alteraciones fisicoquímicas por contaminación también pueden afectarle, pero en menor grado, pues es una especie relativamente tolerante frente a la contaminación, y frente al oxígeno disuelto (anexo III).

Es necesario destacar el alto peligro de desaparición que pueden correr las poblaciones de las cuencas con presencia actual de bermejuela, en especial en los ríos Huecha y Queiles, que como se ha comentado en los resultados, sufren una combinación de presiones muy significativa.

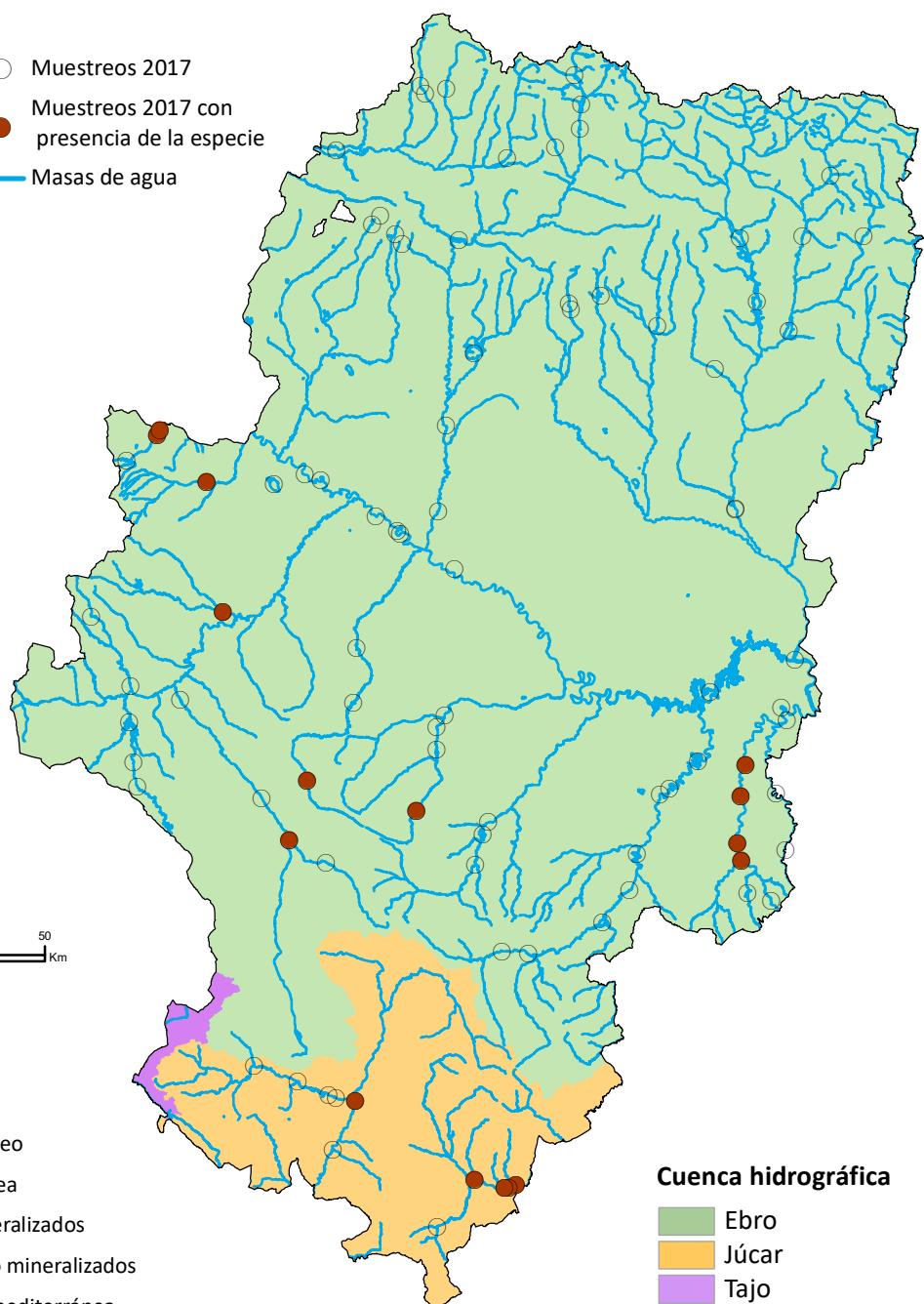
**Mapa de distribución potencial de la bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) en Aragón.**

- Muestreos históricos con presencia de la especie
- Tramos de distribución potencial de la especie
- Masas de agua



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de bermejuela (*Achondrostoma arcasii*) en Aragón.**

- Muestreos 2017
- Muestreos 2017 con presencia de la especie
- Masas de agua



### ***Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758. Anguila**

Catalán: Anguila. Gallego: Anguila. Vasco: Ibai aingira. Portugués: Enguia

#### Distribución potencial

La distribución actual de la anguila en la península ibérica se encuentra restringida a aquellos tramos donde no existe una discontinuidad en los cauces fluviales debido a la construcción de grandes presas, debido al carácter catádromo de la especie que requiere hacer grandes migraciones entre las masas fluviales continentales y las zonas marinas para reproducirse. Por lo que establecer una distribución potencial de la especie en Aragón resulta complejo, ya que no existe ningún tramo fluvial con continuidad hasta el mar y tanto las citas históricas, como actuales tienen como origen repoblaciones posteriores a la construcción de grandes embalses.



Figura 8 Ejemplar de anguila. (foto: @SLapesa)

Existen en Aragón documentos históricos y de transmisión oral que confirman su presencia en tramos fluviales por debajo de los 800 m de altitud en casi todo Aragón, y tal como establece el Plan de Gestión de la Anguila europea (MAGRAMA, 2000), en este trabajo, a riesgo de sobreestimar su distribución, se han adoptado unos criterios generales para establecer su “distribución prístina o natural” en Aragón, definiendo en su distribución potencial los cursos de agua hasta una altura de 800ms en las cuencas con poca pendiente, y de 600ms en aquellas de mayor pendiente, siempre que no hubiera un obstáculo natural que no permitiese el paso de la anguila en cotas inferiores a esta, extendiéndose por 7 tipologías diferentes de ríos.

En los muestreos realizados en Aragón (a partir de la década de los 80), la especie ha sido capturada en los cauces del Matarraña, Algars, Guadalupe y Gállego (un único muestreo con presencia en 2001 en la presa de Ardisa) en la cuenca del Ebro. En las cuencas aragonesas del Júcar la especie ha sido localizada de ejemplares de manera continuada en el Turia y Mijares, debido fundamentalmente a las repoblaciones realizadas en la Comunidad Valenciana, ya que la especie es pescable en esa comunidad.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 62 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 2 puntos (3%), de los cuales uno corresponde a un río y el otro a un embalse.

Estos dos puntos corresponden al río Mijares y al embalse de Ribarroja, en el Ebro, no habiéndose localizado la especie ausente en todas las demás cuencas principales de la comunidad.

De todas las estaciones situadas en tramos de distribución potencial de la especie en las que la anguila ha sido capturada en los muestreos actuales, solo hay presencia de EEI de peces en el embalse de Ribarroja.

De las 59 estaciones situadas en tramos de distribución potencial con ausencia actual de la especie, hay presencia de EEI en aproximadamente el 70% de las estaciones. Se ha localizado un total de 15 especies distintas, las más frecuentes son el alburno, la carpa, la perca americana, la gambusia (sobre todo en cauce del Ebro y tramos medios-bajos de los afluentes que desembocan en este cauce), además de especies como lucioperca, rutilo o pez gato que se han localizado con mayor frecuencia en embalses. En la cuenca del Júcar, la EEI más frecuente es la trucha arcoíris.

#### Presiones en las masas de agua

Con respecto a los resultados del análisis de las presiones sobre las masas de agua, el tramo del Mijares donde se localiza el punto de muestreo está sometido a presión por alteración de caudales naturales, por contaminación puntual y por presencia de EEI no solo de peces. El embalse de Ribarroja presenta una presión global mayor, por alteración morfológica, de caudales naturales, por contaminación difusa y EEI no solo peces.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, éstos presentan todos los tipos de presiones en distintas combinaciones, no se siguen un patrón común de presiones. Destaca el nivel más bajo de presiones en la cuenca del Aragón y tramos altos del Cinca, en comparación con los tramos de distribución potencial con mayor nivel de presión global; cuencas del Matarraña, Guadalope, Huecha y Queiles.

#### Discusión

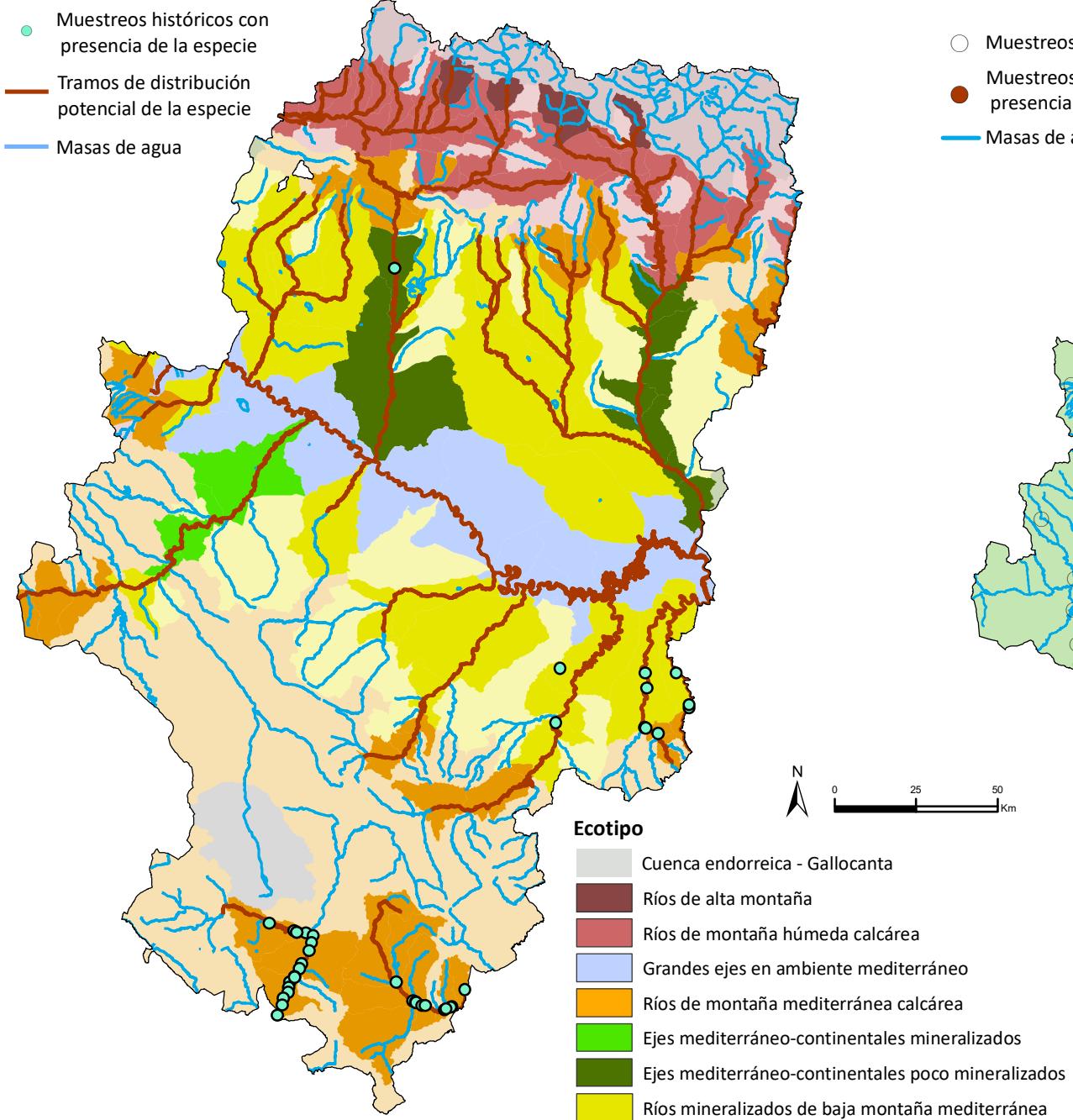
La presencia de anguila, *citada como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados Españoles* (Blanco y González, 1992) y *de Interés Especial en el CEEA* (Gobierno de Aragón, 1995), en un único punto de muestreo en la cuenca del Ebro, en el embalse de Ribarroja, no podría darse de forma natural, debido a que aguas abajo, además de la presa de dicho embalse, la especie encuentra el infranqueable obstáculo de la presa de Flix. La presencia de estos grandes embalses, además cercanos a la desembocadura, supone una pérdida de conectividad que resulta ser la principal problemática de la especie. En muchas masas de agua catalanas, dentro del Plan de Gestión de la Anguila Europea (PGA) para la Cuenca del Ebro consecuencia del Reglamento (CE) 1100/2007 del Consejo, por el que se establecen medidas para la recuperación de la población de anguila europea, se realizan introducciones de esta especie. Aún así, su presencia en Ribarroja no queda del todo explicada; la última reintroducción de la que se ha encontrado información oficial en este embalse se realizó en 1999, antes de la aprobación del PGA, con 18.600 ejemplares juveniles (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino y Generalitat de Catalunya, 2010). En el embalse de Flix sí que se han realizado recientemente (Redacción La Vanguardia, 2014), pero existe una baja probabilidad de que la especie se haya extendido de forma natural a Ribarroja desde éste. Entonces, una posibilidad es que la anguila encontrada provenga de esa reintroducción de 1999, pues las anguilas crecen y maduran a lo largo de un amplio periodo de tiempo, entre 5 y 50 años – dependiendo de las condiciones ambientales, la

disponibilidad de alimento, el sexo del individuo y el acceso desde y hasta un hábitat de crecimiento adecuado (UNEP, 2014), pero otra explicación, quizás más probable, es que se hayan hecho reintroducciones “no oficiales” debido a su interés en la pesca (especie pescable sin muerte (Generalitat de Catalunya, 2018).

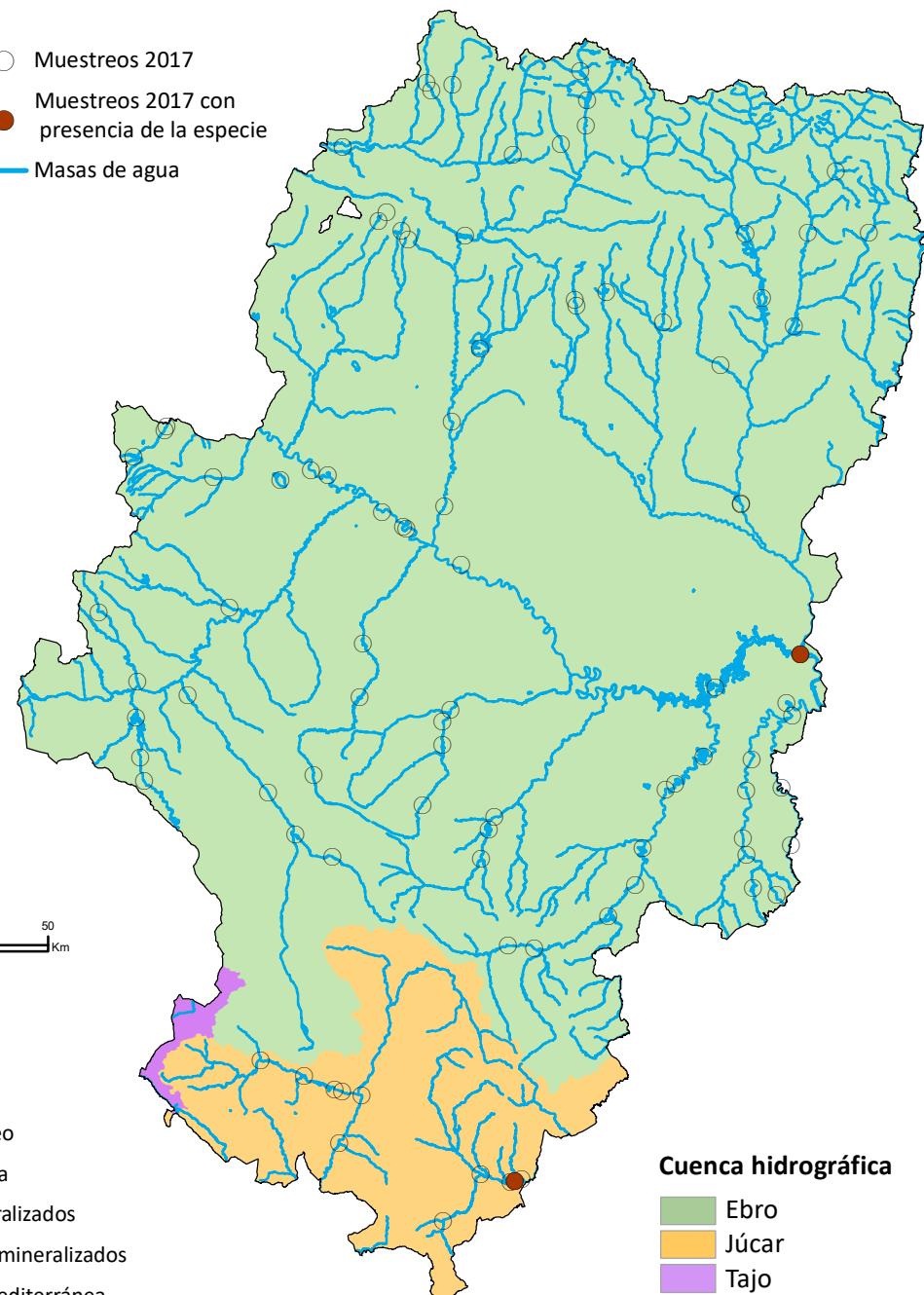
Con respecto a su presencia dentro de la cuenca del Mijares, ésta se corresponde con los datos de distribución de la Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles sobre distribución actual de la anguila europea en España (Gómez-Juaristi y Salvador, 2006).

En Aragón, declarada como de Interés Especial (Gobierno de Aragón, 2005), su situación es especialmente dramática, igual que en el resto de la península, pues era la única especie piscícola depredadora más abundante de los tramos medio y bajos de los ríos del centro de ésta (García de Jalón y López Álvarez, 1983), y en la actualidad se encuentra restringida a los ríos costeros (MARM, 2010).

**Mapa de distribución potencial de la anguila (*Anguilla anguilla*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de anguila (*Anguilla anguilla*) en Aragón.**



### ***Barbatula quignardi* (Bacescu-Mester, 1967). Lobo de río**

Catalán: Llop. Vasco: Mazkar aramzagabea.

#### Distribución potencial

En España esta especie solo está distribuida de manera natural en ríos del País Vasco desde la cuenca del Bidasoa al Nervión y en el Ebro.

En Aragón, solo se encuentra presente en la cuenca del Ebro, donde presenta una distribución potencial continua en los tramos medio-bajos de todas las cuencas de la margen izquierda, a excepción del tramo del río Aragón Subordán donde se encuentran ejemplares en tramos fluviales considerados de alta montaña y excepcionalmente en la confluencia del río Yaga con el Cinca, también de alta montaña; en la margen derecha, está presente en la del río Jalón, Huecha y Matarraña.



Figura 9 Lobo de río capturado en el Matarraña, Campaña 2017. (Foto: @jsanz)

Resulta importante señalar que, pese a que en la distribución de la especie realizada por Doadrio en 2011 incluye tramos de las cuencas de los ríos Guadlope, Martín, Huecha y Aguas Vivas, no existe ninguna evidencia en los datos recogidos en los muestreos realizados en Aragón, de la presencia de esta especie en estas cuencas, por lo que no han sido recogidas.

No se considera presente en el eje principal del río Ebro, por lo que las poblaciones existentes en las diferentes cuencas no se encontrarían potencialmente conectadas.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 25 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 6 puntos (24%), de los cuales todos corresponden a ríos.

Estos 6 puntos con presencia actual de la especie se sitúan en el tramo alto del río Aragón Subordán y del río Gas, en el Gállego a la altura de Ontinar de Salz y 3 de 8 puntos de muestreo en el tramo medio del Matarraña, a la altura de Mazaleón, La Fresneda y Torre del Compte. En ningún otro punto situado en la margen derecha del Ebro se han capturado individuos, ni en las cuencas del Cinca, del Arba y del Noguera Ribagorzana. De 3 embalses situados en tramos de distribución potencial de la especie, no ha sido localizada en ninguno.

Con respecto a las EEI, de las 6 estaciones con presencia actual de pez lobo de río, en 2 hay presencia actual o histórica de EEI. En estas estaciones, las más cercanas al eje del Ebro, han sido capturadas en 2017 gambusia, alburno, carpa y escardino en el Matarraña y alburno en el Gállego, donde en 2002 se capturó también perca americana. Los 4 puntos con ausencia de EEI se sitúan en tramos más altos, correspondientes a los ríos Gas, Aragón y Matarraña.

De las 19 estaciones con ausencia actual de la especie situadas en tramos de distribución potencial, en algo más 50 % hay presencia actual o histórica de EEI, generalmente en los tramos bajo de los principales afluentes, cerca de su desembocadura en el Ebro. Las especies más frecuentes en estos puntos son el alburno y la carpa en el tramo bajo del Gállego a la altura de Peñaflor, alburno, carpa, siluro, gambusia y rutilo en el Cinca a la altura de Alcolea de Cinca, gambusia, carpa, alburno, escardino y perca americana en el último tramo del Matarraña, gambusia y trucha arcoíris a la altura de Maella. En los muestreos situados en la cuenca del Jalón, con excepción del tramo bajo del Jiloca con capturas de trucha arcoíris y alburno en 1996, no hay ningún muestreo con presencia de EEI a 1 km o menos. Los muestreos con ausencia de EEI son los situados en los tres Arbas (los muestreos se encuentran en los tramos altos, las exóticas aguas abajo más cercanas a la desembocadura), en el Manubles, en el tramo bajo del Aranda, en 1 de 2 muestreos realizados en el cauce del Jiloca, en el Pancrudo, y en el Parrizal en el alto Matarraña.

#### Presiones en las masas de agua

Con respecto a los resultados relativos a las presiones sobre las masas de agua, los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones. Las presiones más frecuentes en estos puntos son debidas a la alteración de caudales naturales (en todos los puntos salvo en el Aragón, en Hecho), y la contaminación difusa (en todos salvo en el Aragón, en Jaca). Los tres puntos del Matarraña presentan las presiones más altas, sobre todo el situado en La Fresneda; son los únicos puntos que sufren contaminación puntual, además de alteraciones morfológicas, de caudales naturales y contaminación difusa. Sólo dos puntos de muestreo sufren presión por EEI no sólo de peces, el del Aragón en Hecho, (aunque el punto se encuentra en un extremo del tramo que presenta dicha presión, el siguiente tramo aguas abajo ya no la presenta) y el del Gállego en Ontinar de Salz.

En los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, también presentan distintos niveles de presión, ligeramente más altos, en general, que en los puntos con presencia de la especie. La mayoría sufren presión por alteración de caudales naturales y por contaminación difusa, igual que los puntos con presencia de la especie. Los puntos situados en el Cinca, además de estas dos presiones, sufren presencia de EEI no sólo de peces. Todos los puntos situados en la cuenca del Jalón están afectados por contaminación o por alteraciones de un tipo u otro, ninguno por EEI no solo de peces. Con respecto a la cuenca del Matarraña, los dos muestreos más cercanos a la desembocadura sufren las dos presiones principales arriba comentadas, además de contaminación puntual y por presencia de EEI. Los embalses están afectados por presiones globales medias-bajas, por alteraciones morfológicas y de caudales naturales. El punto con mayor nivel global de presión es el situado en el río Huecha, presentando todos los tipos, al contrario del Arba de Luesia que no presenta ninguna presión.

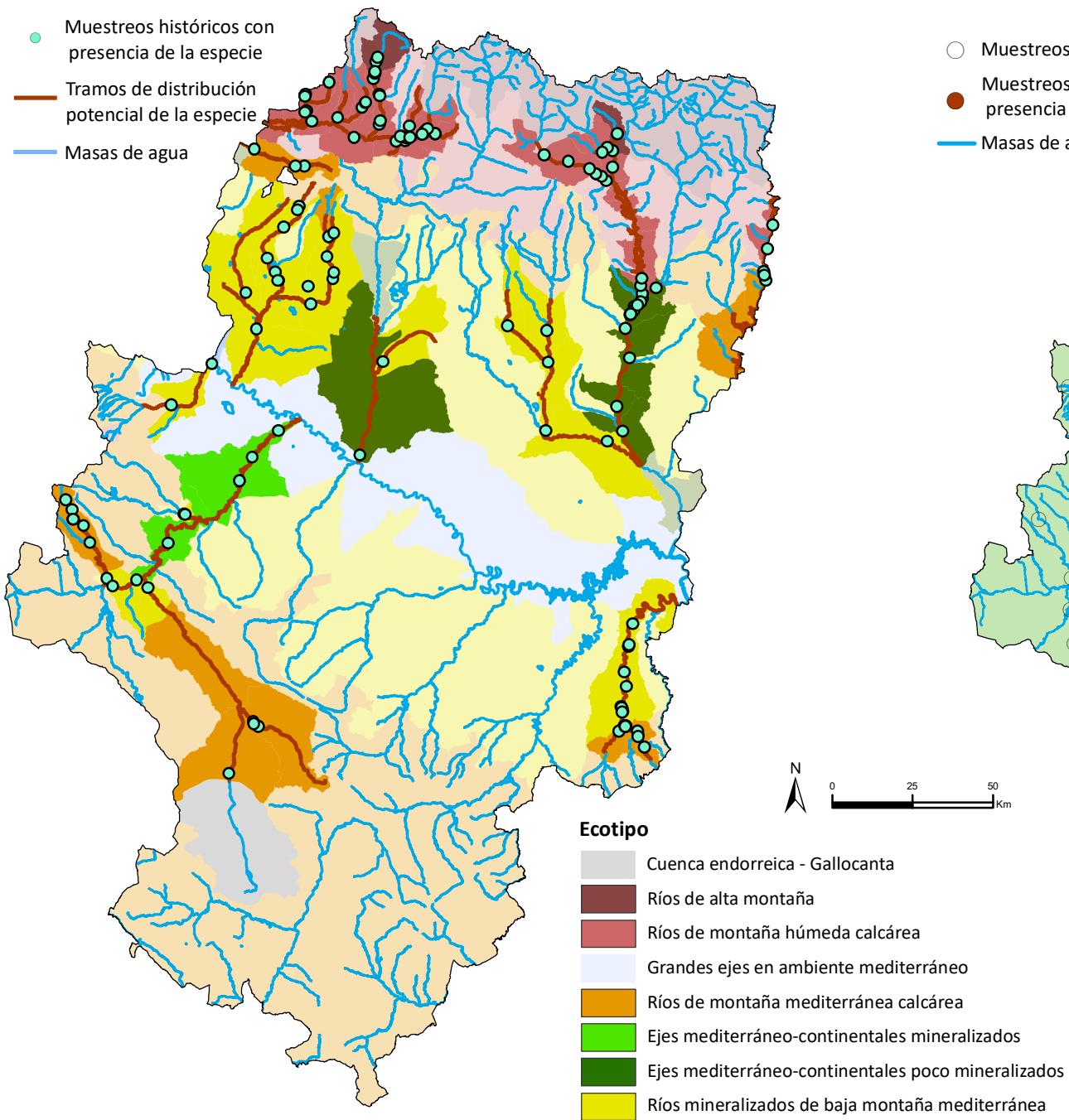
## Discusión

Esta especie, catalogada en Aragón como vulnerable (Gobierno de Aragón, 2005), presenta actualmente una distribución muy reducida con respecto a la potencial, habiendo quedado cuencas con ausencia total de la especie. Las más preocupantes son la del Jalón y el Cinca, donde podría distribuirse potencialmente por casi la totalidad de dichas subcuencas, pero no se ha capturado en ningún punto.

La cuenca del río Jalón presenta unas peculiaridades que requieren de una valoración aparte, salvo en el Mesa y Piedra, que están fuera de la distribución potencial de la especie, han sido capturadas pocas EEI históricamente (y según la CHE, 2015, la presión por EEI calculada en 2015 en el análisis IMPRESS es nula), por lo que serán otro tipo de presiones las que provoquen la disminución de especies autóctonas. Esta especie tiene unos requerimientos exigentes de oxígeno disuelto, y presenta baja tolerancia a la eutrofización sobre todo en aguas lentas o embalsadas, algo más en los ríos. Además, es muy exigente en cuanto a la calidad del agua en general (Doadrio, 2002). Por ello, se puede establecer una relación con los resultados de presiones del IMPRESS; la mayoría de los puntos de muestreo tienen un nivel global de presiones medio o alto, salvo el punto de muestreo en el río Pancrudo, con un nivel de presión muy bajo. Todos ellos presentan o bien presiones por contaminación puntual o por contaminación difusa (o ambas) y presión por alteración de caudales o por alteraciones morfológicas (o ambas). Aun así, sería preciso hacer un análisis más exhaustivo de los datos para obtener conclusiones más concretas.

En la cuenca del Arba, a partir de nuestros datos, no se pueden establecer conclusiones con respecto a las causas de la ausencia del lobo de río. Los 2 puntos de muestreo presentan un nivel global de presiones nulo, tampoco presentan presencia histórica de EEI. Hay que tener en cuenta que los muestreos de 2017 se han realizado solo en los tramos altos dentro del Espacio Natural Protegido, por lo que no se puede establecer una relación con la presencia de EEI en su tramo bajo y la situación actual.

**Mapa de distribución potencial del lobo de río  
(*Barbatula quignardi*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de lobo de río  
(*Barbatula quignardi*) en Aragón.**



***Barbus haasi* Mertens, 1925. Barbo culirroyo, colirrojo o de montaña**

Catalán: *Barb cua-roig*. Vasco: *Haasi barboa*

Distribución potencial

Especie endémica que se encuentra de manera continua en todos los cursos alto de aguas frías y corrientes de las cuencas del río Ebro, Mijares y Turia. Potencialmente el hábitat preferente de esta especie se encuentra en los de ríos de montaña mediterránea calcárea y húmeda calcárea, de manera menos óptima también se encuentra en aguas de alta montaña de la cordillera pirenaica y ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

En algunas cuencas como el Arba y Alcanadre, es la especie dominante e incluso la única en las cabeceras, ya que las condiciones son mucho más favorables para esta especie más plástica que la trucha común debido a la variabilidad de caudales y temperatura de esos cursos fluviales.



Figura 10 Ejemplar de barbo culirroyo capturado en el Matarraña. Campaña 2017. (Foto: @jsanz)

De los muestreos históricos analizados para establecer la distribución potencial de la especie en Aragón, existen dos que no se han tenido en consideración, ya que la presencia de la especie en los embalses de Lanuza y Búbal en el río Gállego, solo pueden explicarse por la acción de traslocación humana y/o la modificación del hábitat en el hábitat del propio embalse que favorece su presencia, ya que no hay constancia de su presencia en toda la cabecera de este río aguas arriba de ambos embalses y tampoco aguas abajo de ellos, hasta prácticamente la confluencia con el río Aurín.

Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 71 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 47 puntos (66%), de los cuales todos corresponden a ríos.

En la actualización de los inventarios, la especie ha sido capturada en todas las cuencas de los ríos principales que se han muestreado dentro de su distribución potencial. También se ha muestreado fuera de los tramos con distribución potencial; en el embalse de Lanuza, en el Gállego (a la altura de Ontinar de Salz, unos 30 km aguas abajo del límite de distribución potencial) y en el Cinca (a la altura de Alcolea de Cinca, unos 15 km aguas abajo del límite).

Cabe destacar la situación en los siguientes cauces; de los muestreos realizados en sus tramos de distribución potencial, se ha capturado en 1 de 3 muestreos realizados en el río Huerva (en el situado en su tramo alto), en ninguno de los 3 situados en el Piedra, a pesar de haber capturas históricas de la

especie, y en 1 de 3 muestreos situados en el propio cauce del Cinca, además de en el que está fuera de la distribución potencial, mientras sí ha sido localizada en diversos afluentes, en los cauces de los ríos Ésera, Isábena, Vero, Alcanadre y Flumen. En la cuenca del Gállego, de 2 muestreos dentro de su área de distribución potencial, ha sido capturada en 1 (tramo alto, río Aurín), y además en los dos muestreos antes indicados situados fuera de esta área; en el embalse de Lanuza y en Ontinar de Salz. Además, de 16 embalses situados en tramos de distribución potencial del barbo, no se ha localizado en ninguno.

Con respecto a las EEI, de las 47 estaciones con presencia actual de barbo culirroyo, en un 30 % hay o ha habido presencia histórica de EEI. En estas estaciones, situadas generalmente en los tramos potenciales más bajos de cada río, las principales EEI son; la trucha arcoíris en el Mijares (además de perca americana, aguas arriba del embalse de los Toranes, en 2003), en el Turia a la altura de Teruel y en tramos altos del Flumen; el alburno en el Vero; el alburno, escardino y perca de río en el Guadalupe a la altura de Alcañiz, y carpín cerca del embalse de Aliaga, en el Guadalupe; pez gato en el Algars, y gambusia en el Matarraña,

En la margen izquierda del Ebro, ninguna de las estaciones con presencia de la especie situadas en los tramos de montaña y alta montaña tiene presencia de EEI. En la margen derecha, las estaciones con presencia actual de la especie y sin EEI se localizan en todas las cuencas potenciales principales, sobre todo en los tramos de montaña mediterránea calcárea del sistema Ibérico.

De las 24 estaciones situadas en tramos de distribución potencial con ausencia de la especie, de las cuales 16 están situadas en embalses, aproximadamente un 70% tienen presencia actual o histórica de EEI (dentro de este porcentaje están todos los embalses). Las principales especies en estas masas son especies como el alburno, la perca americana, el siluro, el lucio, la carpa, la perca americana, la gambusia, etc., muchas de ellas ictiófagas. En las masas de agua tipo río con ausencia de barbo culirroyo, sólo hay presencia de EEI en 3 de las 8 estaciones; en las 2 situadas en el río Piedra, donde hay presencia actual de trucha arcoíris, además de citas de perca americana en 2002, y en el Turia, donde a pesar de ser la más antigua de 2004, hay bastantes citas de esta especie muy cerca de los muestreos.

#### Presiones en las masas de agua

Los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, no se puede establecer un patrón general. Las más frecuentes son presión por contaminación difusa, por alteración morfológica y de caudales naturales. Las estaciones más alteradas son las situadas en el Queiles y en el Huecha, que presentan todas las presiones consideradas, la del río Matarraña en el azud de la Fresneda y en el Ésera a la altura de la Garganta de Ventamillo, presentan todas las alteraciones valoradas, salvo la presencia de EEI, y en el Flumen aguas arriba del embalse de Montearagón, presenta fuertes alteraciones morfológicas, de caudales y por contaminación difusa. Por otro lado, hay puntos con un nivel muy bajo o nulo de presiones, como los situados en los ríos Arba de Luesia, Arba de Biel, Alcanadre en Bierge o en el río Martín en Obón.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, en las masas de agua tipo río (8 puntos) el nivel de presión también varía de unos puntos a otros; los puntos de muestreo situados en la cuenca del Arba sufren presiones bajas o nulas, sin grandes

diferencias con respecto a los que presentan la especie, junto con los puntos situados en el Aragón son a los que menos presiones les afectan. Al único punto del tramo potencial del Matarraña con ausencia de la especie, en Maella, le afectan presiones por alteraciones de caudales naturales, morfológicas, y por contaminación puntual y difusa. La estación situada en el Aguasvivas a la altura de Samper de Saltz, le afectan estas mismas presiones, salvo la contaminación puntual. A los puntos situados en el Guadalaviar y en el Turia, les afecta la alteración de caudales naturales. A los dos puntos situados en cauce del Piedra les afecta la presión global más alta, por todos los tipos salvo por alteraciones morfológicas.

Con respecto a los 16 embalses, las principales presiones que les afectan se producen por alteraciones de caudales naturales y morfológicas.

#### Discusión

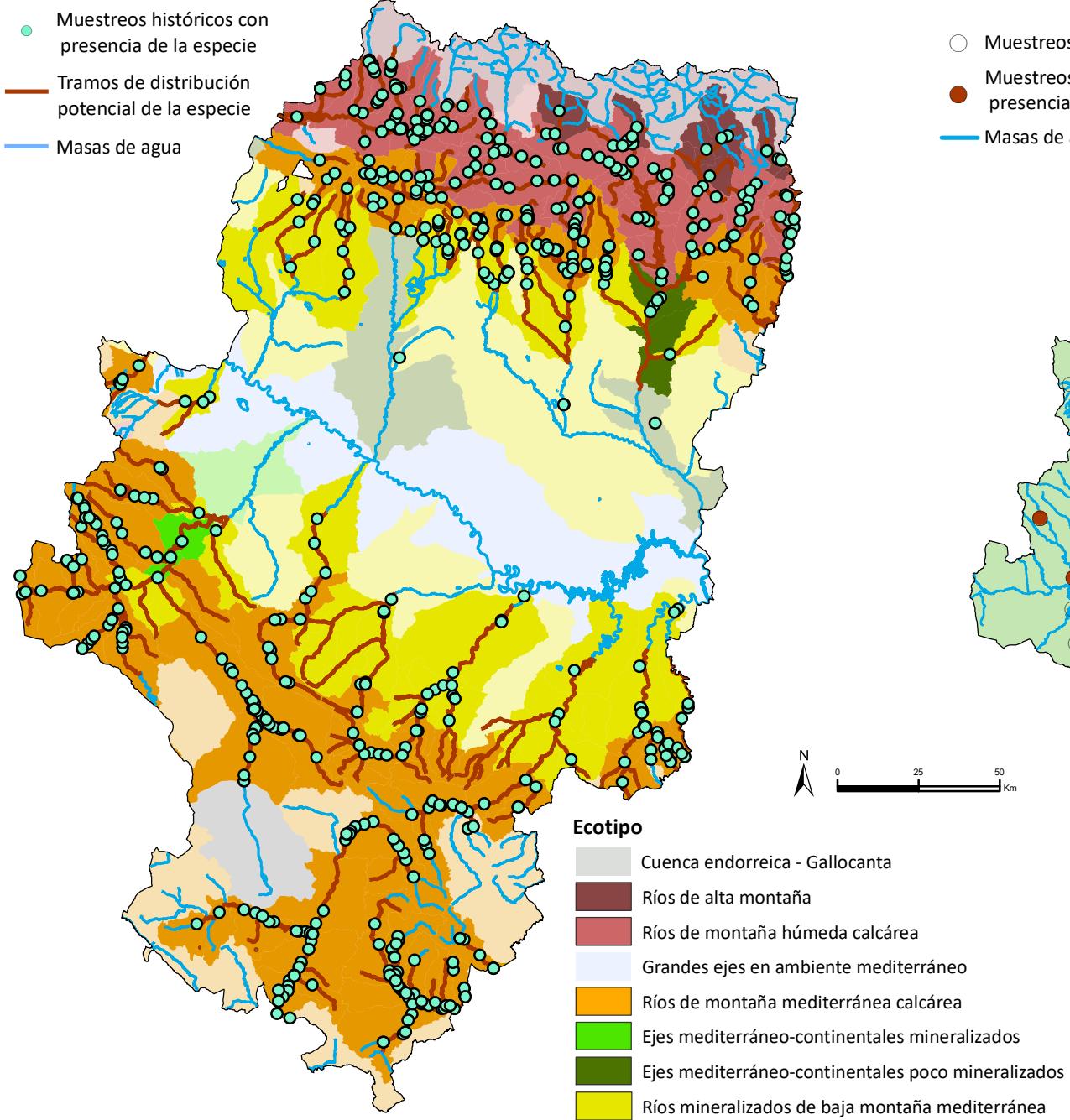
En los cauces mencionados en los resultados con pocas o ninguna captura de la especie con respecto a su potencialidad de albergarla (Piedra, Cinca, Huerva, Gállego), las causas pueden ser diversas.

Por un lado, es una especie que presenta bastante sensibilidad frente a las alteraciones de la calidad del agua. Según los resultados de Maceda-Vega y De Sostoa (2011) en su estudio de sensibilidad de las especies a estresores ambientales en ríos Mediterráneos, es una especie intolerante a la eutrofia y a cambios calidad del hábitat físico, y presenta tolerancia moderada a una alta conductividad, por lo que las presiones sobre las masas de agua, relacionados con estas tres variables, pueden tener relación con la ausencia o regresión de la especie.

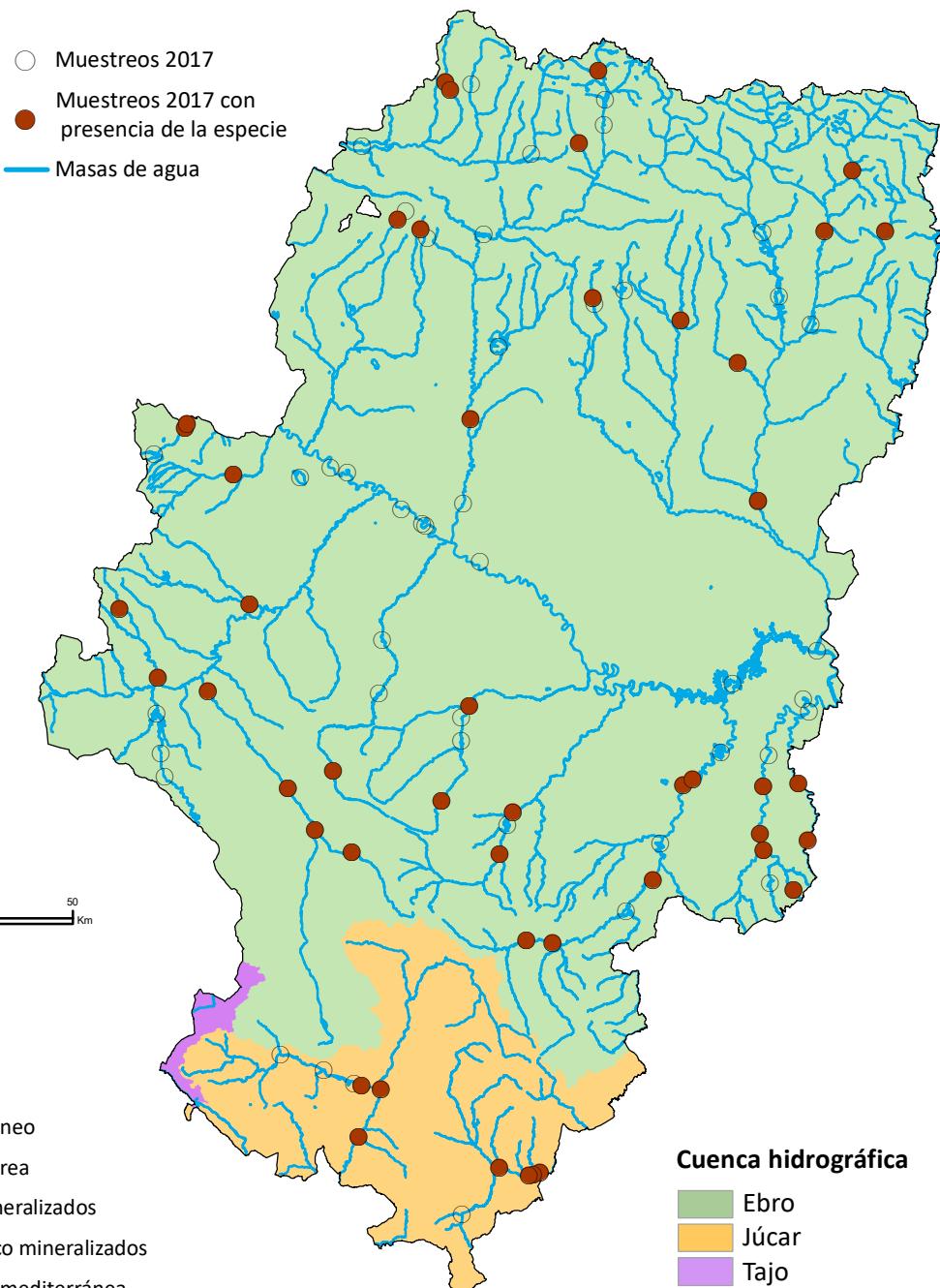
En el río Piedra, como ocurre con otras especies, la causa de la ausencia de capturas puede ser tanto por presencia de especies alóctonas como por otras presiones que sufre el tramo. En el río Huerva, la especie ha sido capturada en la cabecera, en el único punto de muestreo donde no existe constancia de ninguna especie alóctona.

Su presencia en Lanuza puede ser explicada porque es una especie que puede encontrarse en embalses de carácter oligotrófico (Carol *et al.*, 2005), además de ser un embalse con una comunidad de peces muy estructurada con ausencia de especies alóctonas (CHE, 2009). Aun así, su proporción con respecto al resto de especies es demasiado baja, lo que probablemente es debido a que es una especie bentónica propia de los tramos altos de los ríos con aguas frías y rápidas (CHE, 2009), de manera que probablemente presente una mala adaptación a aguas léticas, algo que puede tener relación con que no ha sido capturada en ningún otro embalse.

**Mapa de distribución potencial del barbo culirroyo (*Barbus haasi*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de barbo culirroyo (*Barbus haasi*) en Aragón.**



### ***Cobitis calderoni* Bacescu, 1962. Lamprehuela**

Catalán: Llopet ibérico. Vasco: Mazkar arantzaduna. Portugués: Verdma-do-norte

#### Distribución potencial

Es un endemismo ibérico, no exclusivo del Ebro, pero sí que en Aragón solo se encuentra exclusivamente en esta cuenca y con casi toda seguridad, exclusivamente en los ríos de la margen izquierda del río Ebro, probablemente las citas de localizaciones en los ríos de la margen derecha sean consecuencia de errores en su identificación con la colmilleja (*Cobitis paludica*), por lo que para establecer la distribución potencial de la especie se han considerado esas citas de la margen derecha como equivocadas en su identificación.



Figura 11 Lamprehuela capturada en el río Gállego. Campaña 2017. (Foto: @jsanz)

Es una especie bentónica que prefiere fondos de arenas y limos de tramos medios y bajos (Perdices y Doadrío, 1997), aunque las poblaciones mejor conservadas en todo Aragón se encuentran en la cuenca del río Aragón en ríos de tipología de montaña húmeda, principalmente en el eje principal del río y los tramos más bajos de sus afluentes y cercanos a la confluencia, salvo en el río Aragón Subordán donde se cita en la confluencia con el río Osia a una altitud superior a los 730 msnm.

Las otras dos poblaciones identificadas en Aragón se encuentran en los tramos medio-bajos de los ríos Gállego y Cinca, considerados dentro del ecotipo de ríos del eje mediterráneo-continental poco mineralizado, aunque nunca en densidades comparables a las localizadas en la cuenca del Aragón, normalmente son ejemplares aislados, probablemente por la bajísima capturabilidad de la especie con los métodos habituales de muestreo.

Actualmente en Aragón solamente se puede establecer una distribución potencial de la especie en localidades totalmente aisladas entre ellas.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 4 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 1 punto (25%), en el tramo bajo del río Gállego, a la altura de Peñaflor.

En las áreas de distribución potencial situadas en las cuencas del Aragón y del Cinca no se ha localizado la especie.

Con respecto a las EEI, en el punto de muestreo donde la lamprehuela ha sido capturada, hay presencia actual de alburno y carpa, y también fue capturado pez sol 3 km aguas arriba en 2014.

De las 3 estaciones situadas dentro de la distribución potencial con ausencia de la especie, en el 100% hay presencia de EEI; en la estación del Gállego en Ontinar de Salz han sido muestreados alburno y perca americana, y en el Cinca a la altura de Albalate de Cinca, dos muestreos muy próximos (400 m de distancia entre ellos), se ha capturado alburno, carpín, gambusia, carpa, rutilo y siluro.

#### Presiones en las masas de agua

El muestreo donde ha sido localizada la lamprehuela está sometido a una presión global media, por alteraciones de caudales naturales y morfológicas, por contaminación difusa y por presencia de EEI no solo de peces.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, los 2 situados en el Cinca presentan el mayor nivel de presión (mayor que el que afecta al punto con presencia de lamprehuela, aunque los tipos de presión son similares); por alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de EEI no solo de peces. El punto situado en el Gállego en Ontinar de Salz está afectado por estas mismas presiones, pero en menor magnitud, debido a que presenta una presión global baja.

#### Discusión

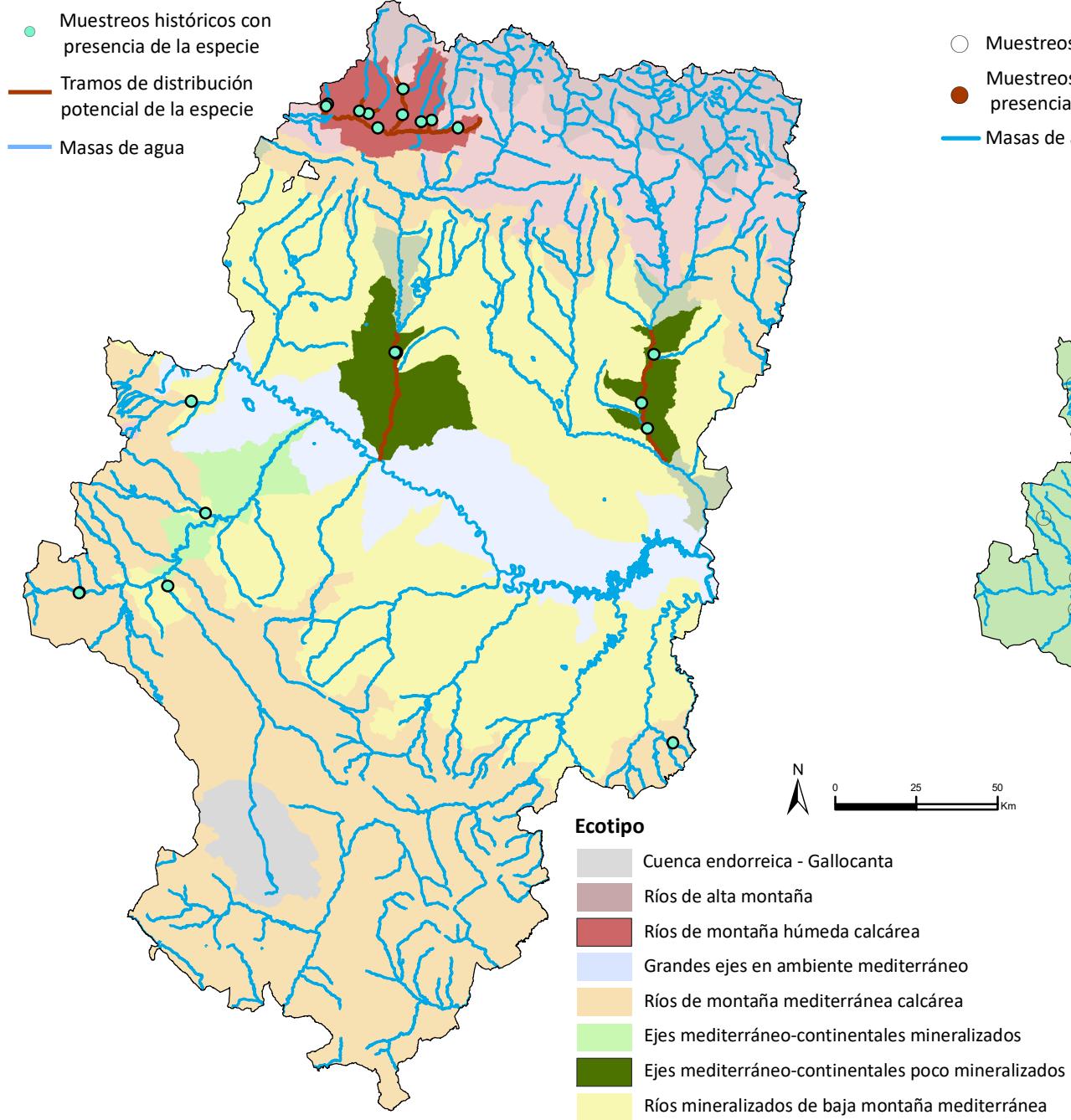
Según Doadrio (2001), la lamprehuela ha desaparecido de la parte media baja de los ríos de las cuencas del Duero y Ebro, especialmente en esta última, donde su área de ocupación se ha reducido casi un 50% y las poblaciones están fragmentadas. Esta situación se corresponde con los resultados obtenidos en el análisis realizado en este trabajo. Las principales amenazas para esta especie son, sobre todo, las alteraciones de hábitat debidas tanto a extracciones de grava del lecho fluvial, como a la modificación del régimen de caudales y consiguiente aumento de la sedimentación, por provocar la destrucción de sus zonas de freza. También le afecta la contaminación de las aguas, y la introducción de EEI, en especial el lucio (*Esox lucius*), el cual ha causado un declive importante de la especie tanto en su distribución como en la abundancia de sus poblaciones (Doadrio, 2002).

La lamprehuela es una especie que normalmente se encuentra en el curso alto-medio de los ríos por lo que su captura en 2017 en el Gállego no era de esperar, aunque el tramo concreto donde se realizó el muestreo sí que presenta aguas claras con fondos de gravas y rocas, para los que la especie muestra preferencia (Perdices, 2013). A pesar de ello, este tramo presenta un nivel alto de impacto debido a que no alcanza el estado químico y ecológico mínimo establecido como “bueno”, seguramente debido a la contaminación de dicho cauce por diversos compuestos, entre ellos el lindano y a las diversas presiones que sufre entre ellas la regulación de caudales por embalse, alteración morfológica longitudinal y contaminación por usos agrícolas (CHE, 2015). Por todo ello, la supervivencia de esta especie en este tramo se puede considerar amenazada.

Los demás puntos situados en tramos potenciales de la especie, también están afectados por presiones señaladas como amenazas para la especie por Doadrio (2002), en concreto por regulación por embalses, contaminación por usos agrícolas o ganaderos, invasión de zonas de inundación y EEI no solo de peces (IMPRESS, 2015), lo que puede estar relacionado con que la especie no haya sido capturada en dichos puntos.

Por último, hay que tener en cuenta que el hecho de que sea una especie bentónica de tamaño pequeño (no supera los 8 cm de longitud), puede influir en la efectividad de la pesca eléctrica para esta especie, condicionada por este factor, ya que los juveniles o especies que no superen los 5 cm son difícilmente capturables (Zamora *et al.*, 2009).

**Mapa de distribución potencial de la lamprehuela  
(*Cobitis calderoni*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de lamprehuela  
(*Cobitis calderoni*) en Aragón.**



### ***Cobitis paludica* de Buen, 1929. Colmilleja**

Catalán: Llopet de riu. Vasco: Aintzira-mazkarra. Portugués: Verdema.

#### Distribución potencial

Es una especie endémica de la península ibérica y por contraposición a la lamprehuela, es mucho más frecuente en los ríos de la margen derecha del río Ebro, también se encuentra en el tramo bajo de río Mijares en la cuenca del Jucar. Tal y como se ha comentado para la lamprehuela, es muy probable que haya existido una confusión a lo largo del tiempo en la identificación de ambas especies, por lo que las citas del río Jalón que corresponden a las dos especies, sean solo de colmilleja y la localización de una colmilleja en el río Cinca a la altura de Monzón, sea de lamprehuela.

La mejor población de colmilleja en todo Aragón se localiza a lo largo del tramo del río Matarraña considerado como río mineralizado de baja montaña mediterránea. En el río Mijares también se encuentra una buena población incluida en el ecotipo de río de montaña mediterránea calcárea, igual que en el tramo más alto del Jalón. Considerando que las citas de lamprehuela, siempre de muy pocos individuos en la margen derecha, sean de colmilleja, cabe esperar, aunque con las debidas cautelas, que el eje principal del Jalón, tramo bajo del Jiloca y Huecha sean potencialmente hábitat para esta especie.



Figura 12 Colmilleja capturada en el río Matarraña

Existe una única cita de colmilleja en el cauce principal del río Ebro a la altura de Juslibol del año 1983 realizada por Ignacio Doadrio, con lo que el dato se considera fiable, aunque es muy testimonial es de prever que este cauce principal fuese un buen hábitat para esta especie, pero presenta una capturabilidad bajísima con los métodos de captura habituales y es muy probable que haya pasado muchas veces desapercibida, por lo que se ha considerado todo el gran eje del río Ebro como hábitat potencial para esta especie, aunque probablemente nunca en elevadas densidades.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 21 muestreos dentro del área potencial de la colmilleja, y ha sido localizada en un único punto (5%), en el tramo medio-alto del río Matarraña, en el azud de la Fresneda.

En este punto, en el muestreo de 2017 se capturaron 11 individuos, más que en los últimos muestreos realizados en este punto de 2009-2015, en los que no se han llegado a capturar más de dos individuos por muestreo.

Con respecto a las EEI, éstas no cuentan con presencia actual o histórica en este punto de muestreo.

De los 20 muestreos con ausencia actual de la especie situados dentro del área de distribución potencial, existe presencia actual o histórica de EEI en el 75% de ellos. Las principales especies son gambusia, alburno, carpa, escardino y perca americana en el tramo medio-bajo del Matarraña; alburno y trucha arcoíris en el Jiloca cerca de su desembocadura; trucha arcoíris en tramos más altos (Mijares, Matarraña en Maella, y en el Jiloca cerca del muestreo a la altura de Paracuellos); alburno, gambusia, siluro, carpín y carpa en el Ebro. Por otro lado, los puntos de muestreo que no presentan EEI son los siguientes: 1 punto de 5 situados en el Matarraña (a la altura de Torre del Compte), en 3 de los 4 muestreos situados en el Mijares (aunque a 5 km se han capturado individuos de perca americana y trucha arcoíris en distintas ocasiones desde 2003-2009), y en el del río Aranda (Jalón).

#### Presiones en las masas de agua

La estación de muestreo con presencia de colmilleja presenta una presión global alta, por alteraciones morfológicas, de caudales naturales, y por presiones difusas y puntuales.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, todos están afectados por presiones por alteración de caudales naturales (salvo tramo bajo del Jiloca), y a presiones por contaminación difusa (salvo cauce del Mijares), además de otras en distintas combinaciones. En general, presentan un nivel alto de presiones, sobre todo los situados en el cauce del Ebro aguas arriba de Zaragoza. Además, hay un gran número de muestreos con presencia de cangrejo autóctono (Ebro, Arándiga, Mijares).

Los dos puntos situados en la cuenca del Jalón son los que mejor situación global presentan en relación a las presiones.

#### Discusión

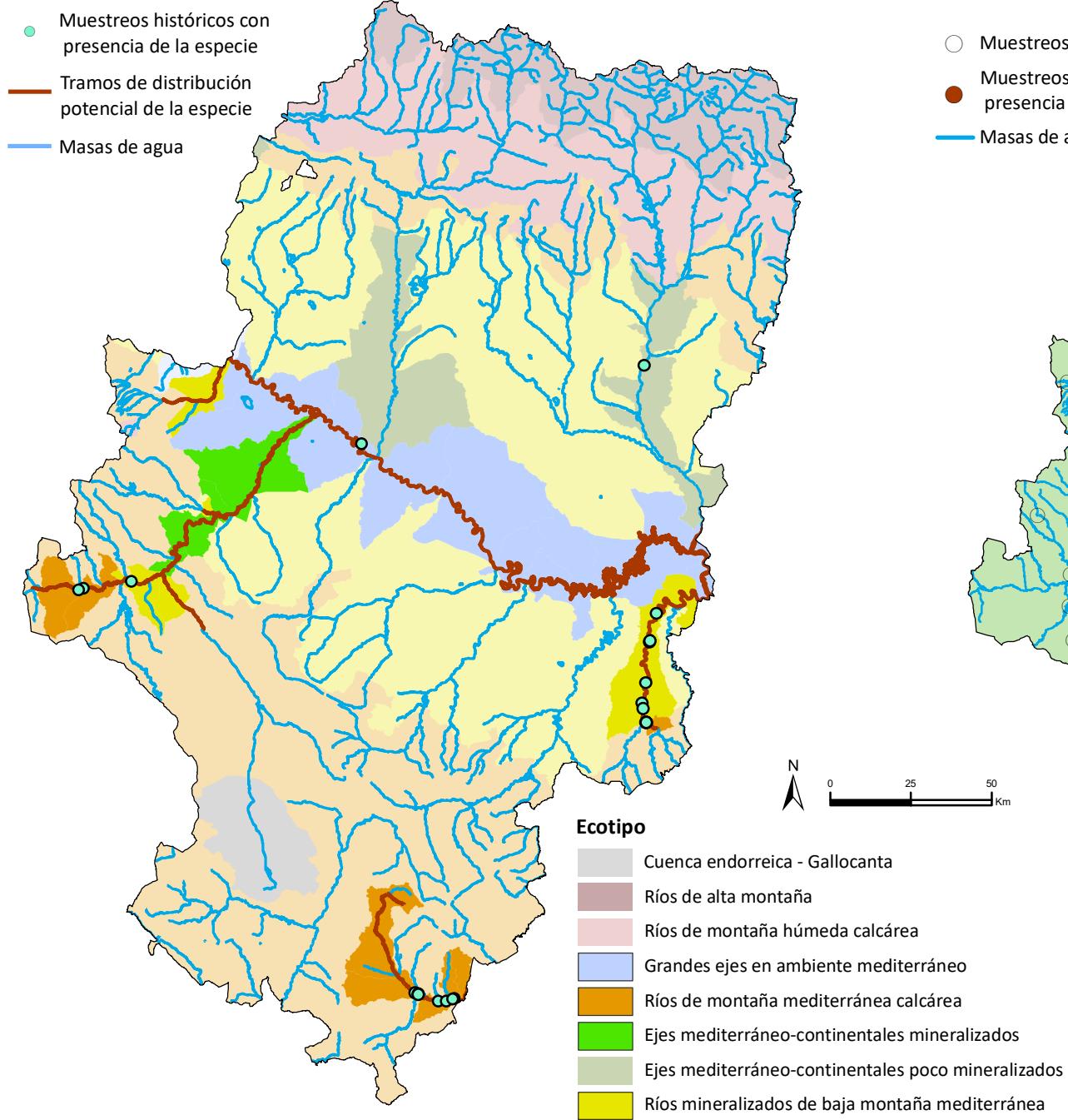
La situación de la colmilleja, catalogada como *Sensible a la Alteración del Hábitat* en Aragón (Gobierno de Aragón, 2005) es preocupante. No cuenta con un número elevado de capturas históricas, posiblemente debido a que su declive comenzó antes de la realización de muchos de los estudios piscícolas analizados (Perdices y Doadrio, 1997). Aun así, si que ha sido capturada en varios de ellos, desde la década de los 80 hasta ahora, estando presente, a partir de 2003, solo en el cauce del Matarraña. Las características de punto se corresponden con el tipo de micro hábitat por el que la especie muestra preferencia, tramos medios-bajos de ríos claros, con poca corriente, con fondo arenoso o fangoso (Doadrio, 2002).

Una de las principales causas de este declive es la introducción de peces exóticos depredadores, y del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Sánchez-Carmona, 2013), motivo por el cual se han recogido los datos relativos a esta especie presentes en la base de datos, que ha sido localizado en puntos con ausencia de la especie. También le afectan presiones causadas por la contaminación, generalmente mayor en tramos medios-bajos de los ríos (CHE, 2015), las extracciones de áridos y la construcción de infraestructuras que afecten a la dinámica de sedimentos, algo que le afecta especialmente (Doadrio, 2002). Más concretamente, Miranda *et al.* (2005) señalan que su declive en el norte de España es principalmente debido a la construcción de embalses. Además, según Almeida y Grossman (2012), parece tener cierta interacción por competencia por el hábitat con el gobio.

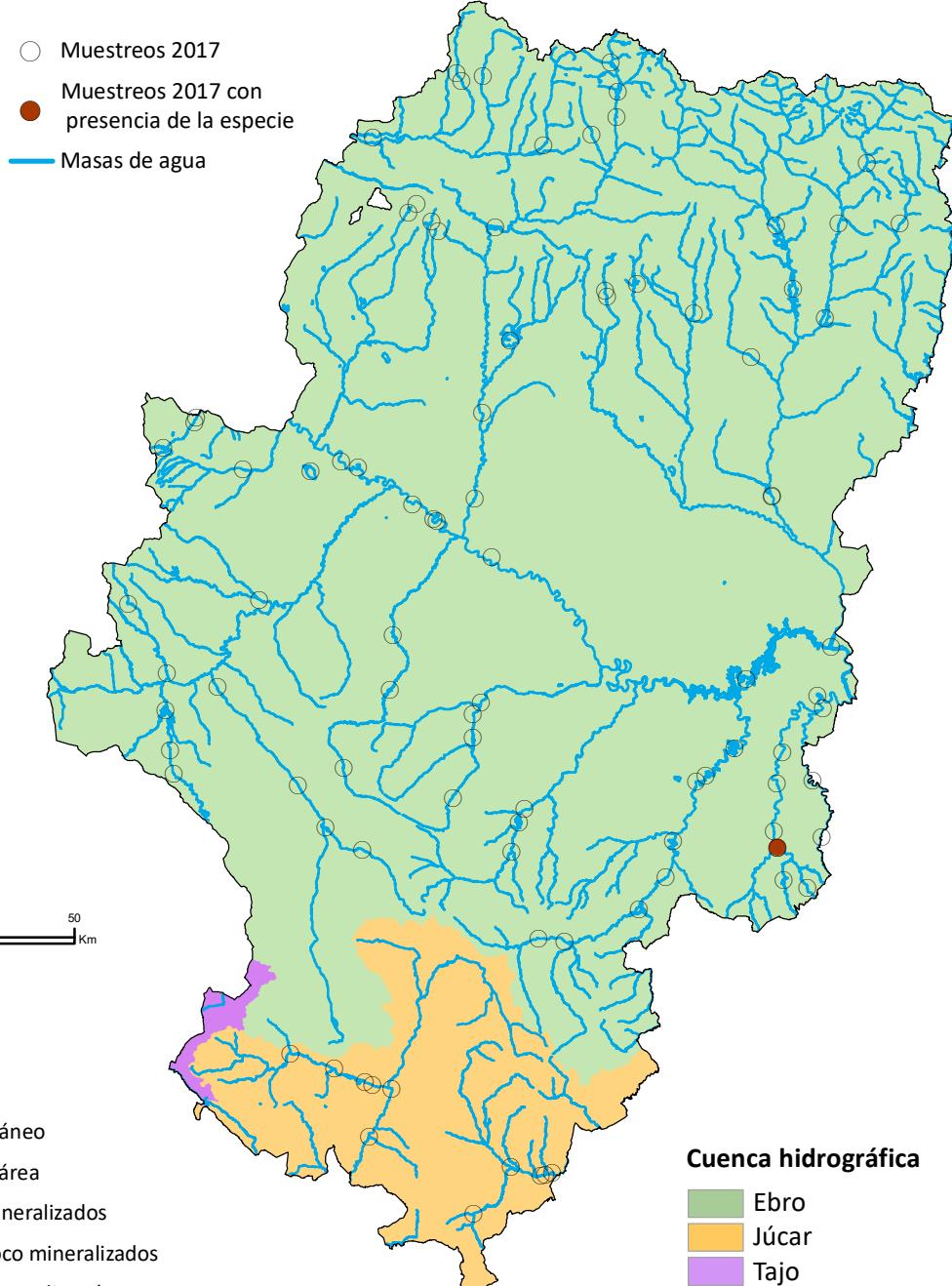
Con respecto a estas amenazas, es importante señalar que el punto donde ha aparecido la especie sufre, concretamente, las siguientes presiones (CHE, 2015): contaminación por usos agrícolas y ganaderos y por vertidos urbanos no saneados, extracciones de agua y alteraciones morfológicas transversales (azud), por lo que la supervivencia de esta población de colmilleja se encuentra especialmente amenazada.

Con respecto a los demás puntos situados en tramos de distribución de la especie, éstos también están afectados por presiones citadas como amenazas de la colmilleja, tanto por contaminación con diversos orígenes como por alteraciones en el cauce fluvial. Además, hay un alto porcentaje de estaciones con presencia actual o histórica de EEI. Todo ello puede guardar relación con la captura de la especie sólo en uno de los puntos de muestreo y con su actual declive.

**Mapa de distribución potencial de la colmilleja  
(*Cobitis paludica*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de colmilleja  
(*Cobitis paludica*) en Aragón.**



### ***Gobio lozanoi* Doadrio y Madeira, 2004. Gobio, Cabezudo**

Catalán: Gobi. Vasco: Gobioa. Portugués: Góbio

#### Distribución potencial

Endemismo de la Península Ibérica y del sur de Francia, en Aragón se encuentra ampliamente distribuido en las cuencas de los ríos Ebro y Júcar.



Figura 13 Ejemplar de gobio capturado en el río Jalón. Campaña 2009 (Foto: @aportero)

Para establecer la distribución potencial de esta especie hay que tener en consideración varias premisas, a fecha de hoy todavía no está totalmente esclarecida la distribución original del gobio, ya que continuamente va a pareciendo en nuevas cuencas o traslocaciones dentro de las mismas donde se comporta como exótica en muchas de ellas, aumentando la densidad de sus poblaciones y ocupando rápidamente nuevos hábitats (Doadrio, 2011).

De las localizaciones obtenidas en Aragón, las citas que presentan más controversia son las de los embalses de Lanuza y Búbal en la zona de alta montaña del río Gállego, como ya ocurría con la madrilla y los barbos localizados en esa área, ya que claramente no presentan continuidad con el resto de poblaciones y solo se encuentra presentes en el ambiente de los embalses, por lo que no se ha tenido en consideración a la hora de establecer su distribución potencial.

En el resto de la cuenca del Ebro, se encuentra presente en todos los tramos medios-bajos de los afluentes de la margen izquierda del Ebro, no superando normalmente altitudes superiores a los 600 msnm, presente en los tramos de montaña húmeda calcárea de los ríos Aragón y Gállego, los tramos fluviales de montaña mediterránea calcárea de los ríos Onsella, Gállego, Alcanadre y Ésera, también se encuentra presente en los Arbas y Alcanadre que son considerados mayoritariamente como ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, los tramos bajos mediterráneo-continentales poco mineralizado de los ríos Gállego y Cinca, así como todo el gran eje mediterráneo del río Ebro.

En los ríos de la margen derecha su presencia no es tan continua, no localizándose en las cuencas de los ríos Aguasvivas, Queiles y Martín.

En los ríos Huecha, Huerva y Matarraña se encuentran en los tramos más bajos mineralizados de baja montaña mediterránea, en el Guadalupe alcanza tramos de montaña mediterránea calcárea de mayor altitud, y en la cuenca del río Jalón se encuentra presente a lo largo de toda su red fluvial principal,

desde los tramos más bajos mediterráneo-continentales mineralizados, tramos mineralizados de baja montaña y montaña mediterránea del Jalón y Jiloca.

En la cuenca del Júcar, solo está presente en los tramos de montaña mediterránea calcárea del río Turia, en el tramo bajo del Guadalaviar y el Turia hasta el límite de la comunidad autónoma, no existe ninguna cita en el río Alfambra.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 45 muestreos dentro del área potencial del gobio, y ha sido localizada en 26 (57 %), 4 de ellos situados en embalses.

Estos puntos con presencia actual de la especie se localizan en prácticamente todas las cuencas potenciales principales de la especie, salvo en la del Arba, donde hay que tener en cuenta que en los tramos potenciales de la especie en esta cuenca (tramos bajos) no ha sido realizado ningún muestreo, y la del Huerva, donde no ha sido capturada en ninguno de los dos nuestros realizados en su tramo potencial, ambos realizados en embalses (Mezalocha y Las Torcas). En la cuenca del Jalón, cabe destacar que no ha sido localizada en ninguno de los 3 puntos de muestreo del cauce del río Piedra, entre ellos el situado en el embalse de La tranquera. En la cuenca del Cinca, no ha sido capturada en ninguno de los 2 muestreos situados en el Flumen (embalse de Montearagón y tramo alto del río Flumen) En la Cuenca del Aragón ha sido capturada en el Embalse de Yesa, el único punto de muestreo dentro de su distribución potencial. Con respecto al Ebro, el gobio ha sido capturado en todas las estaciones (6), con excepción de los embalses de Ribarroja y Mequinenza. En la cuenca del Turia, ha sido capturada en 3 de 6 muestreos.

Fuera de su distribución potencial, solo ha sido localizada en los embalses de Lanuza y Búbal.

Con respecto a las EEI, están presentes en aproximadamente el 70% de los puntos con presencia actual de gobio. Las principales EEI localizadas históricamente en estos puntos son carpa, perca americana (sobre todo en embalses) y alburno. En los muestreos situados en el cauce del Ebro y en el tramo medio-bajo del Cinca hay una especial presencia actual de EEI; en todos ellos se han capturado gambusia, siluro, alburno, carpa, carpín y en dos de ellos también rutilo. En la cuenca del Turia se ha localizado solo trucha arcoíris, aunque tras la prohibición de su introducción en ríos para la repoblación puede que ya no se encuentre presente en el tramo, situación que puede cambiar con reciente modificación de la Ley 42/2007.

De las 19 estaciones con ausencia de la especie situadas en cauces potenciales de la especie, solo en 3 (15%) no ha sido capturada nunca una EEI (en el Guadalaviar, Turia, y tramo final del Pancrudo). De las 16 estaciones con ausencia de la especie, pero con EEI, 10 son embalses. En estos embalses se ha encontrado un alto número de EEI en distintas combinaciones, destacando la carpa, el alburno y la perca americana, además de siluro, lucio, rutilo, lucioperca, etc. En 3 de los 6 puntos fuera de embalses, se han localizado, en distintas combinaciones, escardino, alburno, perca de río, perca americana y gambusia, mientras que en los otros 3 puntos predomina la trucha arcoíris (río Piedra, Guadalaviar y Flumen).

#### Presiones en las masas de agua

Las estaciones con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, y, por lo general, niveles de presión global altos. Los puntos más afectados son los situados en el cauce del Ebro, donde existen alteraciones morfológicas, alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de EEI no solo de peces. Los puntos situados entre Sobradiel y Juslibol también presentan niveles altos por contaminación puntual.

Otros puntos que sufren nivel alto de presión global son los situados en los ríos Huecha, Jiloca y Guadalupe, todos con presiones media alta por alteraciones morfológicas, y con distintos niveles de presión por alteración de caudales naturales, por EEI no solo de peces, contaminación difusa y puntual. Con respecto a los embalses, todos en los que hay presencia de la especie sufren nivel alto de presión por alteración de caudales naturales y morfológica, además de otras presiones. Los puntos menos alterados son los situados en el tramo alto del Guadalaviar y en el río Alcanadre a la altura de Bierge.

Con respecto a las estaciones con ausencia de la especie, por lo general también sufren niveles altos de presiones. El 90% de las estaciones situadas en ríos, presentan alteración de caudales naturales y contaminación difusa, además de otras presiones en distintas combinaciones. Las que sufren mayor nivel de presión son las situadas en el río Piedra, Flumen y Guadalupe, por alteración de caudales naturales. En el Guadalaviar, los 2 muestreos con ausencia de la especie (2 de 5) son los únicos que presentan contaminación difusa, además otras presiones. Con respecto a los embalses con ausencia de la especie, todos presentan alteraciones morfológicas, y más de la mitad también alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de EEI no solo de peces; ninguno presenta contaminación puntual. Los más afectados por todas estas presiones son el embalse de Montearagón y Caspe II.

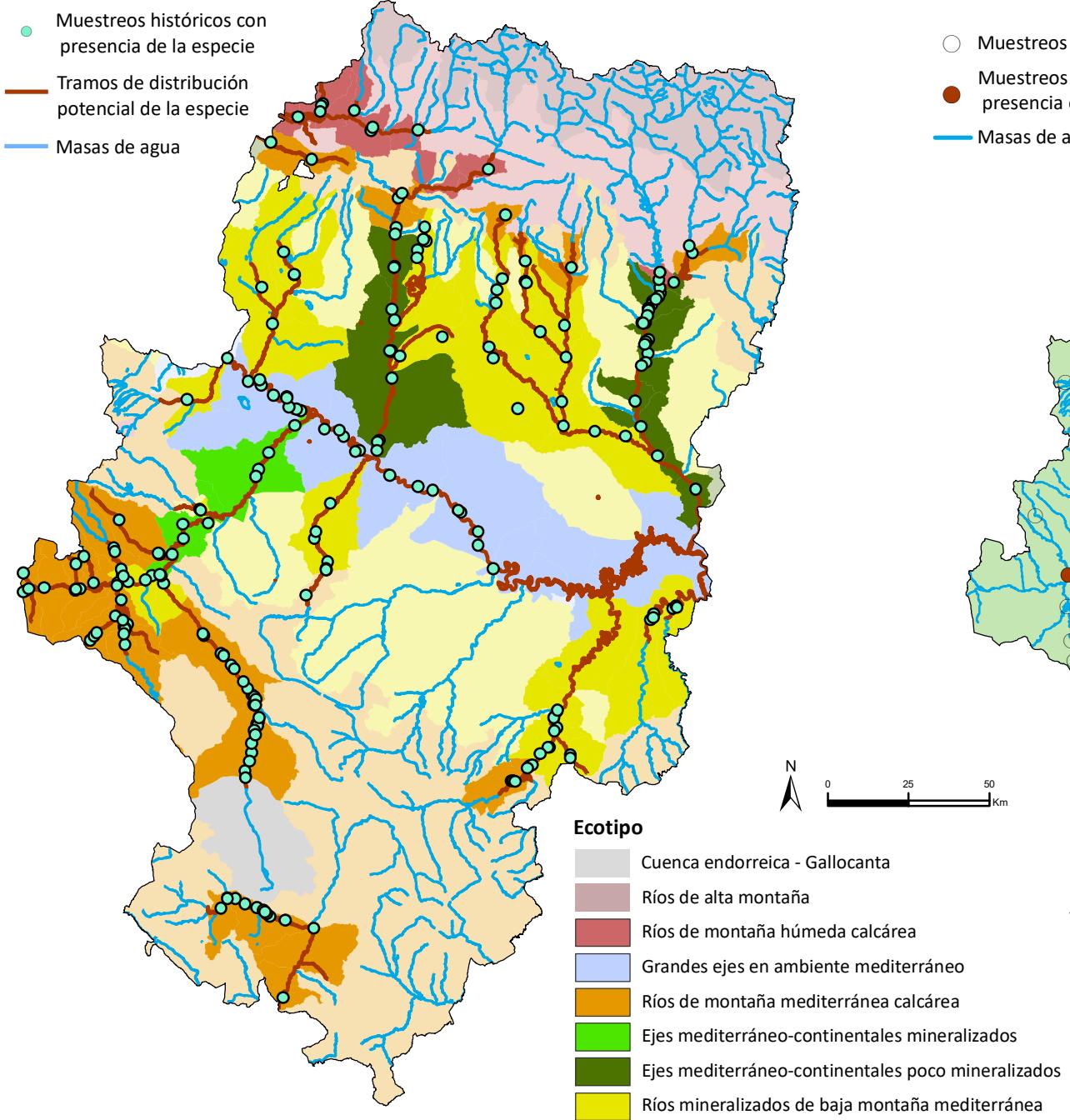
#### Discusión

Entre las amenazas que pueden afectar a esta especie figuran la degradación (contaminación, alteración régimen natural de caudales, canalizaciones, etc.) y destrucción de hábitat (dragados, limpieza de cauces con maquinaria, desecación de cauces, etc.), y según De Sostoa *et al.* (2011), en la cuenca del Ebro es una especie en regresión, aunque puede ser localmente abundante. Cabe destacar su discutida condición de especie autóctona en la cuenca del Ebro; *Elvira et al.* (2005) consideran que sus poblaciones en la cuenca del Ebro son fruto de sueltas o escapes no controlados.

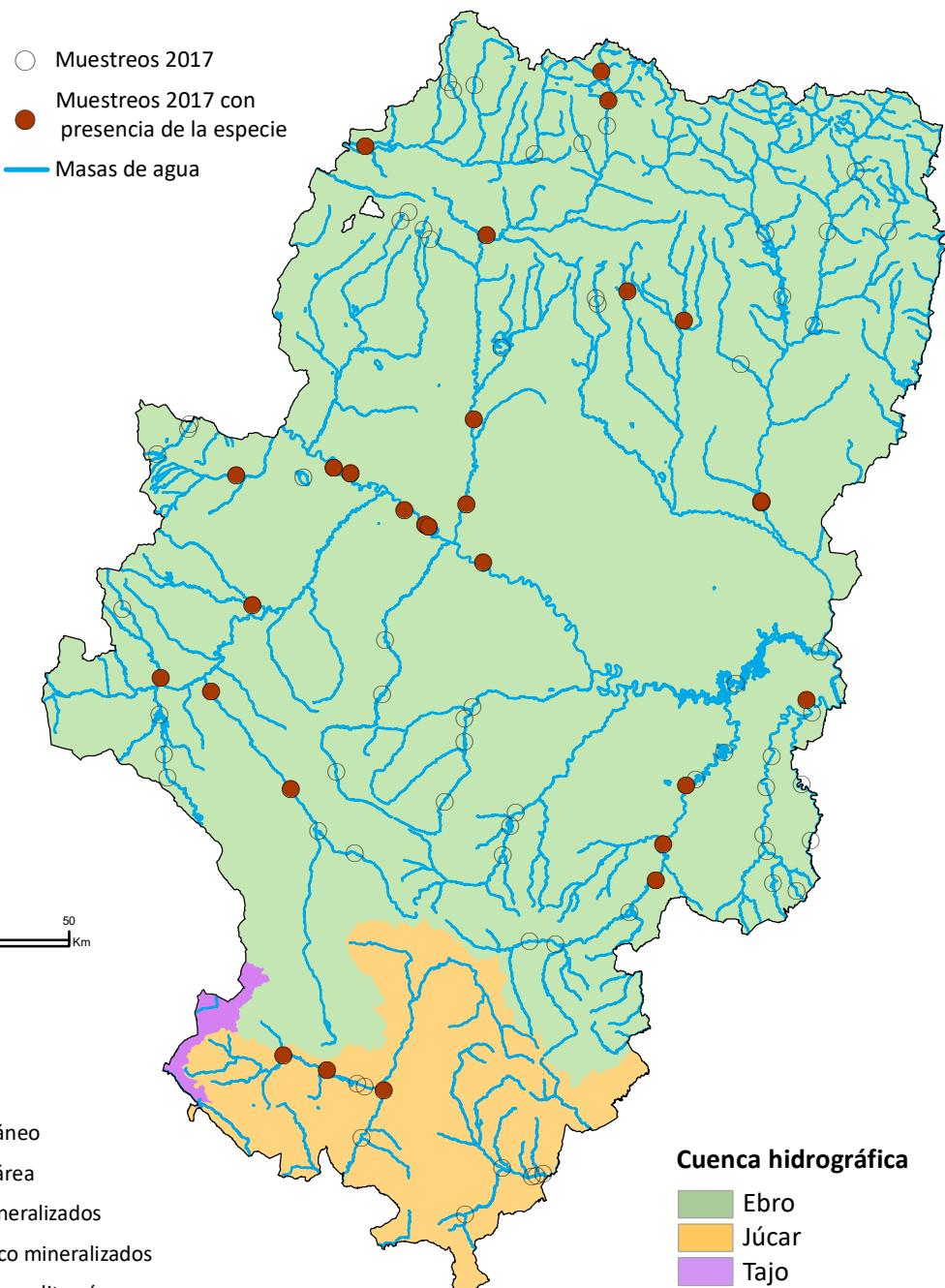
Según los resultados del análisis, el gobio se encuentra actualmente en cauces que soportan un nivel medio-alto de presiones, por lo que pone de manifiesto su tolerancia frente a ellas y adaptabilidad a diversos ambientes. Esto coincide con los resultados de Maceda-Vega y de Sostoa (2011), que establecen una tolerancia media para la especie en su estudio de sensibilidad frente a estresores ambientales en ríos Mediterráneos. Esta tolerancia a alteraciones en el hábitat se relaciona con su capacidad de colonización, pudiendo encontrarse en ambientes lénticos y someros, incluso embalses. De hecho, se ha registrado una expansión de la especie a cuencas fuera de su distribución natural, donde puede actuar como una especie invasora. Sus efectos no han sido estudiados (Amat-Trigo, 2015), pero según Leunda (2010), tiene el impacto potencial de competición por hábitat, por recursos tróficos e hibridación, entre otros.

A pesar de esta alta tolerancia, de 14 embalses situados en tramos donde la especie puede habitar potencialmente, solo se ha localizado en 4, por lo que parece encontrar cierta dificultad para establecerse o sobrevivir en estos medios. Esta dificultad puede tener varias explicaciones; la mayoría de los puntos con ausencia de la especie (no solo los embalses), han presentado una alta presión por alteraciones de caudales naturales y morfológicas, pero teniendo en cuenta la relativa adaptabilidad de estas especies a estos ambientes, otra causa (relacionada con esta alteración de las masas) puede ser la presencia de EEI en ellas. En diversos estudios ha quedado reflejado el efecto negativo de especies ictiófagas como la perca americana, lucioperca y lucio sobre el gobio (Rincón *et al.*, 1990; Nicola *et al.*, 1996), aunque los hábitos bentónicos del gobio parecen evitar en cierta medida su depredación por parte de esta última especie (Rincón *et al.*, 1990). Estas especies se han localizado en la mayoría las estaciones de muestreo, sobre todo en embalses, pero también en ríos (perca americana), y en un mayor porcentaje de los puntos de muestreo con ausencia actual de la especie. También hay que tener en cuenta los efectos generales de otras especies no ictiófagas que se han encontrado en estas masas, por competencia, hibridación, transmisión de enfermedades, etc. (Elvira, 1998).

**Mapa de distribución potencial del gobio  
(*Gobio lozanoi*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de gobio  
(*Gobio lozanoi*) en Aragón.**



### ***Luciobarbus graellsii* Steindachner, 1866. Barbo de Graells**

Catalán: *Barb comú*. Vasco: *Mendi-barboa*.

#### Distribución potencial

El barbo de Graells es una especie endémica de la cuenca del río Ebro, aunque también se encuentra en otros ríos del norte de España, está ausente en la cuenca del Júcar, donde es sustituido por el barbo mediterráneo *Barbus guiraonis*.



Figura 14 Ejemplar de barbo de Graells capturado en el río Jalón. 2009 (Foto: @aportero)

Es una especie que puede colonizar muchos medios, aunque prefiere los tramos medios y bajos de los ríos, siendo muy eventual su localización en los ríos de alta montaña, también es frecuente en ríos de montaña húmeda calcárea donde es sustituido conforme se incrementa la altitud por el *Barbus haasi*, el hábitat óptimo de esta especie se encuentra en los ríos de montaña mediterráneos tanto calcáreos como mineralizados, ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, ríos de ejes mediterráneo-continentales mineralizados y en el cauce principal del río Ebro (gran eje en ambiente mediterráneo).

Igual que pasa con la localización del barbo culirroyo en los embalses de alta montaña de Búbal y Lanuza, la localización del barbo de Graells en el embalse de Búbal en el año 2017, solo puede explicarse por la traslocación ilegal de ejemplares al embalse con fines de pesca, por lo que no se ha tenido en consideración para establecer su distribución potencial.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 62 muestreos dentro del área potencial de la especie, y ha sido localizada en 33 puntos (53%), de los cuales 12 se sitúan en embalses y 21 en ríos.

En los muestreos actuales ha sido localizada en casi la totalidad de las cuencas potenciales, salvo en la del Arba y sus afluentes (ningún muestreo se sitúa en los tramos de distribución potencial de la especie), aunque en el cauce del Huerva y del Martín solo ha aparecido en los muestreos realizados en embalses. Cabe destacar la situación en la cuenca del Jalón, donde solo ha sido capturada en el río Aranda y en un muestreo del Jiloca, de 10 estaciones dentro del ámbito de su distribución potencial. En el cauce del Ebro, ha sido capturada en 3 de 8 muestreos. Fuera su área de distribución potencial, ha sido localizada en el Embalse de Búbal.

Con respecto a las EEI, éstas tienen presencia histórica o actual en el 90 % de las estaciones donde el barbo de Graells ha sido capturado. En las masas de agua tipo río, las EEI que se han localizado son alburno, carpa y perca americana en el tramo medio-bajo del Gállego; trucha arcoíris en el Flumen; alburno, carpa, siluro, gambusia y rutilo en el Cinca a la altura de Alcolea de Cinca; alburno en el río Vero; alburno y carpa en el tramo bajo del Guadalupe y carpín en su tramo alto (aguas abajo del embalse de Aliaga); gambusia en el Matarraña a la altura de Mazaleón y Maella (donde en 2003 se capturó trucha arcoíris) y alburno, carpa, gambusia y escardino en el último tramo de este cauce. Además, la mayoría de los tramos también presentan presencia de cangrejo rojo americano. En los embalses con presencia de la especie, la composición de EEI es generalmente más numerosa, siendo las más frecuentes la carpa, perca americana y el alburno, sobre todo en los embalses de Mequinenza, Barasona y el Grado, donde además hay presencia de rutilo, escardino, pez sol, entre otras. Los únicos 4 puntos donde no hay presencia de EEI pero sí de barbo de Graells están situados en masas de agua tipo río; en el tramo alto del Aragón, tramo bajo del Aranda, Jiloca en San Martín del Río y Alcanadre en Bierge.

Con respecto a los puntos situados en tramos de distribución potencial con ausencia de la especie, en aproximadamente el 60% hay presencia de EEI. En las masas tipo río, las principales especies son trucha arcoíris y perca americana en el río Piedra aguas arriba del embalse de La Tranquera; trucha arcoíris y alburno en el tramo bajo del Jiloca; alburno, escardino y perca de río en el Guadalupe aguas arriba del embalse de Caspe II; perca americana en el tramo bajo del Matarraña; pez gato en el Algars y gambusia, siluro, alburno, carpa y carpín en el Ebro. En los 6 embalses donde no se ha localizado la especie, de 19 situados en tramos de distribución potencial, hay un mínimo de 4 EEI en cada uno de ellos, entre las que se encuentran el alburno y la carpa, comunes a todos ellos, y otras especies como el lucio, lucioperca, rutilo, perca americana, pez sol, carpín, etc., en distintas combinaciones, siendo Caspe II el que mayor número presenta con 10 especies distintas.

#### Presiones en las masas de agua

Los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, generalmente presiones globales medias-altas. Prácticamente todos están sometidos a presiones por alteración de caudales naturales, y un 75 % a presiones por contaminación difusa. A parte de estas dos presiones principales, un 65% de los puntos están afectados por presión por alteraciones morfológicas, siendo la presión por contaminación puntual y por presencia de EEI las que a menos afectan, aunque están presentes en aproximadamente el 50% de muestreos. Las estaciones con mayor nivel de presión son las situadas en el cauce principal del río Ebro y en el Vero, que presentan prácticamente todos los tipos de presiones valorados; en el tramo alto del Flumen aguas arriba del embalse de Montearagón y en el Jiloca a la altura de San Martín del Río, ambos con presión por alteraciones de caudales naturales y morfológicas, y por contaminación difusa. Solo un muestreo presenta presión global nula, en el Alcanadre a la altura de Bierge.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, los ríos están afectados por un nivel global de presión generalmente más bajo que los embalses. Los puntos con nivel de presión nulo o muy bajo son los mismos que los que presentan ausencia de barbo de Graells y de EEI; río Pancrudo aguas arriba del Embalse de Lechago, río Martín (en Obón), cabecera del Huerva, Aragón Subordán en Hecho, el Isábena en el azud de Pardinella, y en el Ésera (a la altura

de Campo). Por otro lado, algunos cauces presentan un nivel alto de presiones, como los 2 situados en el río Piedra, en el río Matarraña a la altura del azud de la Fresneda, (tramo medio-alto), Algars en su tramo medio, y Guadaloce en Mas de las Matas, afectados todos ellos por presión por alteración de caudales naturales y por contaminación difusa, entre otras.

Los 6 embalses con ausencia de barbo de Graells cuentan con presión por alteraciones morfológicas y por alteración de caudales naturales (salvo Búbal y Las Torcas, que no presentan esta última presión). Sólo Búbal, Caspe II y Ribarroja presentan presión por contaminación difusa, y todos menos Las Torcas y Mediano presión por presencia de EEI no solo de peces. Destaca Búbal con la presión global más alta de todas, seguido de Caspe II.

### Discusión

A pesar de ser uno de los ciprínidos más comunes de la cuenca del Ebro, sus poblaciones están en regresión, especialmente en el cauce principal y grandes afluentes (CHE, 2011). La especie se encuentra amenazada por la introducción de especies exóticas en su área de ocupación como son el pez sol, el pez gato, perca americana, lucio, lucioperca y diversas especies de ciprínidos, y por la alteración de su hábitat a causa de la construcción de infraestructuras hidráulicas, vertidos urbanos, agrícolas e industriales y extracción de áridos y de agua (Doadrio, 2002). Al menos una de estas dos amenazas (introducción de EEI y alteración del hábitat) están presentes en todos los puntos analizados situados en tramos de distribución potencial de la especie, tanto en los que tienen presencia actual de la especie como los que no.

Con respecto al nivel de presiones, los puntos con presencia de barbo de Graells sufren en su mayoría presiones considerables, de todas las tipologías consideradas y algunos con nivel de presión considerado alto, encontrándose incluso en puntos del Ebro, una de las masas de agua de la comunidad con peor estado ecológico (CHE, 2015), además de en gran número de embalses. Este hecho pone de manifiesto una cierta tolerancia de esta especie a ambientes degradados y su capacidad de colonización de todo tipo de medios, preferentemente cursos medios y bajos de los ríos, encontrándose en tramos altos sólo para realizar la puesta sobre lechos arena y gravas (es una especie litófila) (Salvador, 2017). Su presencia en tramos altos es escasa, y normalmente coincide con la existencia de un embalse aguas abajo, y en muestreos realizados en verano (por ejemplo, en el Flumen, aguas arriba del embalse de Montearagón, o en el Guadaloce, aguas arriba de la Boca del Infierno a 30 km del embalse de Santolea). Dichas poblaciones podrían habitar en aguas con cierto ambiente lento en la cola del embalse o en el propio embalse, subiendo a frezar a estos tramos más altos en los que ha sido localizada en 2017.

Con respecto a la cuenca del Arba, los puntos muestreados se sitúan todos en la cabecera, en tramos que ya no están incluidos en la distribución potencial de la especie, por lo que no se pueden sacar conclusiones sobre la situación actual de la especie en dicha cuenca. En cuencas donde solo ha tenido presencia actual en embalses, como en el río Martín, todos los tramos muestreados presentan una presión alta por alteraciones morfológicas, aunque el nivel global de presión sea bajo. En el cauce del Huerva, el punto de muestreo situado en su cabecera sufre una presión por contaminación difusa media y baja por contaminación puntual (vertidos urbanos no saneados), pero al existir un único

muestreo actual, establecer una relación de la ausencia de la especie con estas presiones es poco fiable.

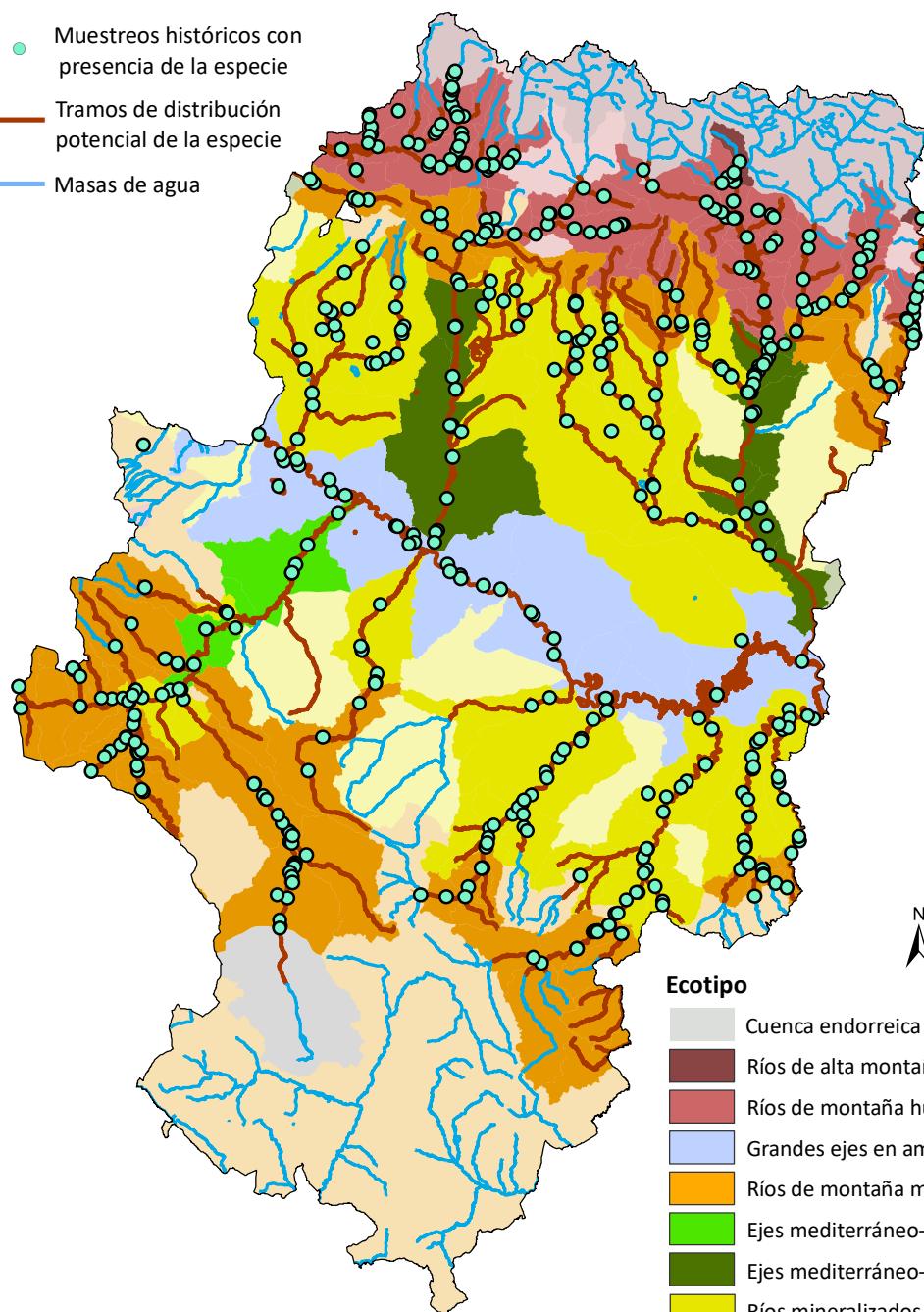
La ausencia actual de la especie en la mayoría de muestreos realizados en la cuenca del Jalón (presente solamente en 2 de 10 muestreos), a pesar de su alta potencialidad para albergarla, coincide con la situación de muchas otras especies en dicha cuenca, por todo ello, la regresión de las especies en esta cuenca podría ser debida mayoritariamente a alteraciones en el hábitat, y en determinados puntos también a la presencia de EEI (trucha arcoíris en el río Piedra, varias especies ya comentadas embalses).

Además, el barbo de Graells es una de las especies con mayor porcentaje de aparición en puntos de muestreo con presencia histórica o potencial de exóticas, muchas de ellas citadas por Doadrio (2002) como amenazas de la especie, por lo que no se puede establecer una relación firme entre la presencia de éstas y la ausencia de la especie. Posiblemente, si el análisis se realizara en términos de densidad de individuos, podría observarse la regresión a causa de EEI citada en numerosos estudios (CHE, 2011, Doadrio, 2002).

Por otro lado, cabe destacar que los puntos con presencia de la especie y sin presencia de EEI, coinciden en tener una situación relativamente buena con respecto al número de especies autóctonas que presentan; más del 50 % de las especies autóctonas potenciales, y el situado en el río Aragón incluso un 75% de las especies. Todos ellos se sitúan en ríos de montaña y no sufren presión por contaminación puntual. Con respecto a las demás presiones, éstas les afectan en distinta intensidad, por lo que no se puede establecer un determinado patrón.

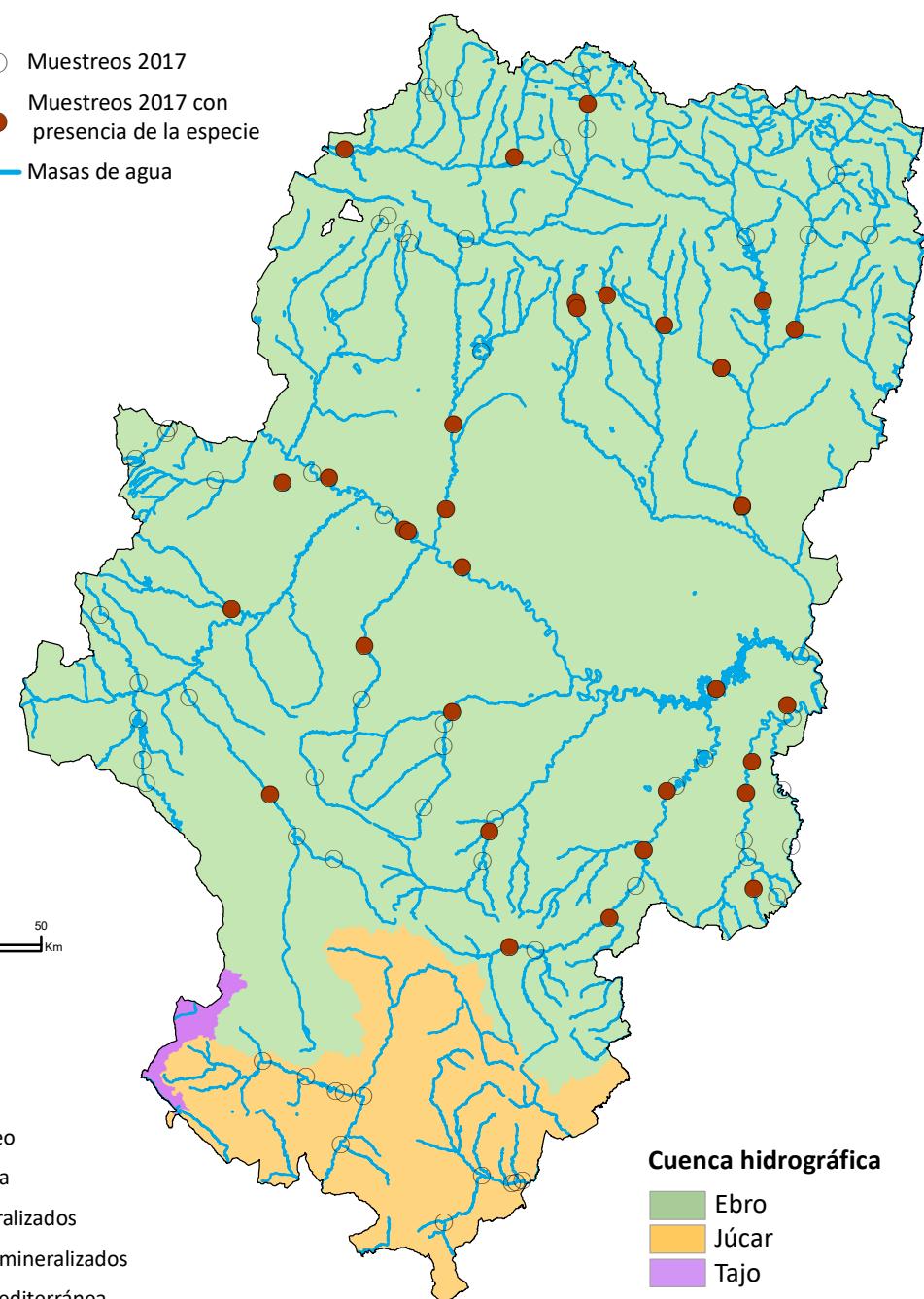
**Mapa de distribución potencial del barbo de Graells  
(*Luciobarbus graellsii*) en Aragón.**

- Muestreos históricos con presencia de la especie
- Tramos de distribución potencial de la especie
- Masas de agua



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de barbo de Graells  
(*Luciobarbus graellsii*) en Aragón.**

- Muestreos 2017
- Muestreos 2017 con presencia de la especie
- Masas de agua



### ***Parachondrostoma miegii* Steindachner, 1866. Madrilla**

Catalán: Madrilla. Vasco: Loína txikia

#### Distribución potencial

Especie endémica exclusiva de las cuencas de los ríos de la vertiente cantábrica y del Ebro, hasta no hace mucho se consideraba una de las especies más abundantes y conocidas en Aragón, la especie que se encuentra presente en los ríos de la cuenca del Júcar es *Parachondrostoma turiense*.



Figura 15 Ejemplar de madrilla capturado en el río Gállego. Campaña 2017. (Foto: @jsanz)

Es una especie reófila que vive en aguas corrientes de todos los tramos medios-bajos de la cuenca del río Ebro, pese a esto puede sobrevivir perfectamente en aguas remansadas o embalsadas siempre que pueda remontar para realizar la freza en ríos corrientes con gravas y arena.

Solo se encuentra ausente en las aguas de alta montaña del Pirineo (salvo el tramo del Cinca en el Hospital Tella que pese a considerarse como río de alta montaña, solo se encuentra a 650 msnm), sí que empieza a ser abundante en los ríos de montaña húmeda calcárea y ríos de montaña mediterránea calcárea del prepirineo aragonés e ibérico turolense y zaragozano, su hábitat potencial también incluye los tramos bajos de los afluentes del río Ebro, así como su eje principal, en ríos del eje mediterráneo-continental poco mineralizados y mineralizados, ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

Igual que lo comentado para el barbo culirroyo en los embalses de Búbal y Lanuza, incluidos en ecotipos de alta montaña ambos a más de 1.000 msnm, las citas localizadas en los estudios realizados en ambos embalses no pueden ser interpretados con claridad, y la teoría más posible que explique la localización de esta especie en ambos embalses sea debida a una traslocación de ejemplares, que podrían haber tenido como objeto su uso como pez pasto para la trucha común o como cebo vivo para su pesca.

Cabe señalar que en ambos embalses las densidades encontradas son muy significativas, por lo que el hábitat de ambos embalses parece presentar las condiciones idóneas para el desarrollo de la especie.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 65 muestreos dentro del área potencial de la madrilla, y ha sido localizada en 38 puntos (58%), 12 de ellos situados en embalses.

Actualmente, ha sido encontrada en la totalidad de las cuencas potenciales, generalmente en los puntos de muestreo situados en sus tramos medios-bajos, aunque en algunas se haya localizado también en los tramos más próximos a las cabeceras de algunos cauces (Arba de Luesia, Isábena, Flumen, Guadlope, Martín y Algars). La única cuenca con ausencia de la especie es la del Huecha, aunque en el río Huerva y Aragón solo ha aparecido en los muestreos realizados en embalses. Como se ha comentado, también se ha capturado en Búbal, fuera del área de distribución potencial. La especie no está presente en los muestreos realizados en el cauce del Ebro (salvo en el Galacho de la Alfranca), ni del Alcanadre, unos kilómetros aguas abajo de la presa de Bierge, donde sí que había aparecido en varios muestreos históricos.

Con respecto a las EEI, están presentes en un 65% de las estaciones en las que la especie está presente actualmente. Cabe señalar que casi un tercio de estos muestreos están situados en embalses. Si sepáramos los muestreos entre los realizados en embalses y en masas tipo río, en aproximadamente el 65 % de los puntos en ríos hay presencia histórica de exóticas, y en el 100% de los embalses. Las EEI más frecuentes en los puntos situados en masas tipo río con presencia de madrilla son la gambusia, alburno, carpa, escardino, perca americana en el tramo bajo del Matarraña, gambusia, y trucha arcoíris en 2003 en Maella en el tramo medio; pez gato en el tramo medio del Algars; alburno y carpa a la altura de Alcañiz, carpín aguas arriba de la Boca del Infierno en el Guadlope; Alburno, carpa, carpín, gambusia y rutilo en el galacho de Juslibol y en el Cinca a la altura de alcolea de Cinca, donde también hay siluro; alburno y carpa en el Gállego a la altura de Peñaflor; alburno en el río Vero. En los embalses, la composición de especies es generalmente más numerosa, encontrándose en ellos hasta 9 especies diferentes. Las más frecuentes son la carpa, el alburno, la perca americana y la lucioperca.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, hay presencia de EEI en un 50% de los muestreos. Las especies en estos puntos son; perca americana en el tramo bajo del Matarraña; alburno, perca y escardino en el Guadlope a aguas arriba de Caspe II; trucha arcoíris y perca americana en el Piedra; alburno, gambusia, siluro, carpín y carpa en el Ebro.

#### Presiones en las masas de agua

Los muestreos con presencia actual de la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, también están sometidos a distintos niveles y tipos de presión. Cabe destacar los situados en el cauce del Ebro, todos presentan alteraciones morfológicas, alteración de caudales naturales, contaminación difusa y presencia de EEI no solo de peces. Los puntos situados entre Sobradiel y Juslibol también presentan además presiones altas por contaminación puntual.

La gran variabilidad de presiones en los tramos con ausencia de la especie se pone de manifiesto si se compara el río Huecha, que sufre una de las presiones globales más altas de toda la cuenca, por alteraciones morfológicas, EEI no solo de peces, y contaminación difusa y puntual, además de alteración por alteración de caudales naturales, con puntos situados en tramos que presentan una presión global nula o muy baja, como el Aragón Subordán a la altura de Hecho (presión por contaminación difusa y por presencia de EEI no solo de peces), río Aurín (por alteraciones morfológicas) Arba de Biel (ninguna) y cabecera del Huerva (por contaminación difusa).

## Discusión

La madrilla era una de las especies más comunes de la cuenca del Ebro, pero se encuentra en franca regresión, aunque puede ser localmente abundante (CHE, 2011)

Entre las amenazas sobre la especie se encuentra la introducción de especies exóticas, sobre todo piscívoras (como pez sol, el pez gato, *Perca americana*, lucio, lucioperca, etc.). Cabe destacar el alburno, que según Vinyoles *et al.* (2009), puede competir por el espacio y alimentación con la madrilla. Por otro lado, las alteraciones del hábitat por realización de infraestructuras hidráulicas (canalizaciones, presas), la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas, la extracción de agua para fines agrícolas y áridos, destruyendo frezaderos les afecta de manera significativa. (Doadrio, 2002).

En base a los resultados del análisis, para esta especie no está tan clara la relación negativa entre presencia de EEI, porque, a diferencia de otras especies que han mostrado presencia en un bajo porcentaje de estaciones con presencia de EEI, la madrilla convive con ellas en un 75 % de estaciones, muchas de ellas situadas en embalses con presencia de las especies que suponen una amenaza para la especie. Esto puede explicarse en cierta medida con la capacidad de la especie para sobrevivir en aguas remansadas o embalses, siempre que pueda remontar los ríos para la freza en fondos pedregosos o de grava (Robles *et al.*, 2012).

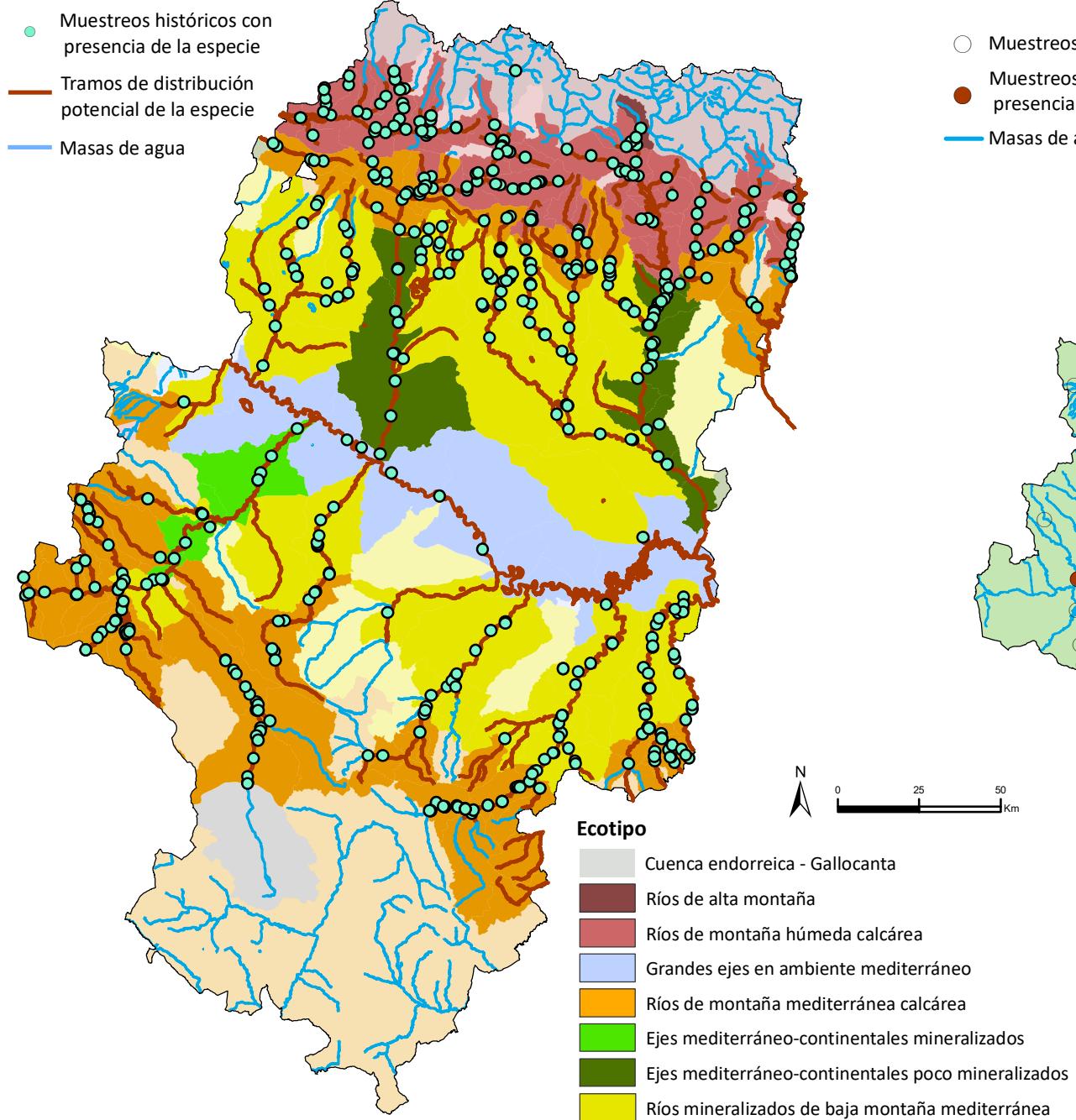
Este trabajo no ha valorado la variación de la densidad de las poblaciones en el tiempo, y considerando que la madrilla es una especie que forma cardúmenes de numerosísimos individuos, es posible que cuando se haga este análisis, seamos totalmente conscientes de la magnitud del retroceso que ha sufrido esta especie.

El cauce del Ebro es uno de los que tiene más presencia de EEI y presiones de diversos tipos, motivos que podrían relacionarse con la ausencia de la especie en los últimos muestreos. Con respecto al Alcanadre en la presa de Bierge, zona donde no hay presencia histórica de EEI, el hecho de que la especie sea potamódroma y necesite desplazarse aguas arriba para la freza, puede ser la causa de que la presa haya afectado a su distribución en este punto. Otra posible causa puede ser la presencia de presión por alteraciones morfológicas, aunque ésta es muy baja, y la única presión presente.

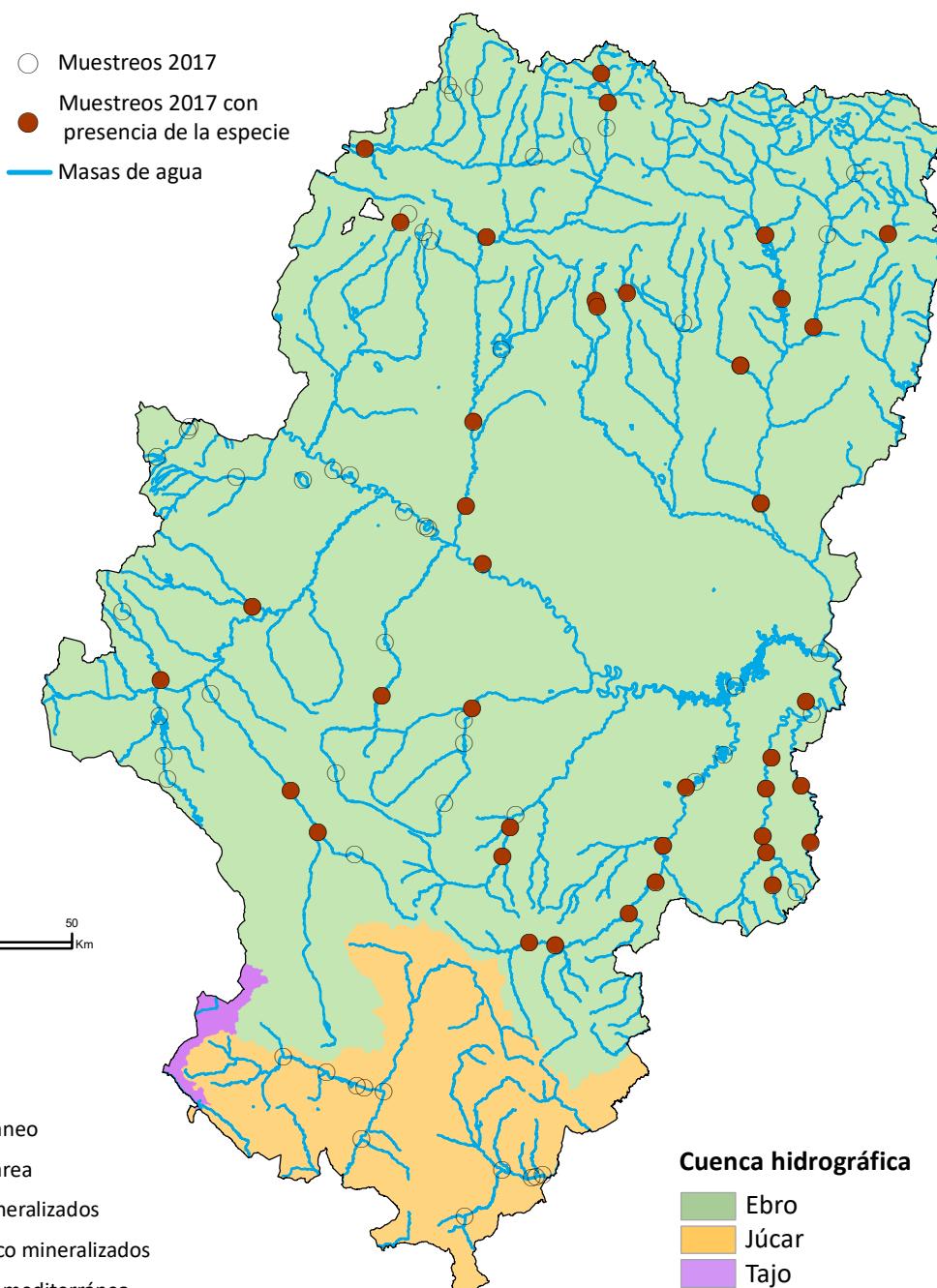
Con respecto a la cuenca del Huecha, en la que la especie no ha aparecido a pesar de pertenecer a su distribución potencial, puede haber una relación con que ésta sufra una de las presiones globales más altas de toda la cuenca. No se pueden establecer relaciones con la presencia de EEI debido a que no se han muestreado nunca en dicho cauce.

La distribución potencial de la madrilla y la del barbo de Graells son muy similares, coinciden todas sus cuencas salvo en la del Huecha, donde solo está presente la madrilla; la gran mayoría de los muestreos históricos constata la coexistencia de ambas especies. Esto coincide con los resultados del estudio *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la Comunidad Autónoma del País Vasco* (CAPV, 2010), donde han establecido tipologías de río basadas en las comunidades piscícolas; el barbo de Graells y la madrilla son las especies que determinan el tipo 2, “ciprinidos”. Salvador (2017), también señala los hábitos gregarios de estas especies y las agrupaciones que forma con otras especies como el barbo de Graells.

**Mapa de distribución potencial de la madrilla  
(*Parachondrostoma miegii*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de madrilla  
(*Parachondrostoma miegii*) en Aragón.**



### ***Parachondrostoma turiense* Elvira, 1987. Madrija**

Catalán: Madrija. Vasco: Loína txikia

#### Distribución potencial

Ecológicamente esta especie tiene los mismos requerimientos y preferencia de hábitat que la madrilla (*P.miegii*) en el Ebro, pero alcanza límites de distribución potencial a mayores altitudes superando los 1.000 msnm tanto en la cuenca del Turia como en el Mijares, considerándose ríos de montaña mediterránea calcárea.



Figura 16 Ejemplar de madrija capturada en el río Guadalaviar. (Foto: @egines)

Igual que la madrilla vive bien en masas de agua embalsadas, existiendo evidencias de su presencia en el embalse del Arquillo en el río Guadalaviar y aguas arriba de este.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 9 muestreos dentro del área potencial de la madrija, y ha sido localizada en 3 puntos (33%), todos ellos en masas tipo río.

Estos tres puntos se localizan todos en la cuenca del Júcar; 2 en el cauce del río Mijares y uno en la cuenca del río Turia, por lo que no hay cuencas potenciales con ausencia de la especie en Aragón.

Con respecto a las EEI, no tienen presencia actual ni histórica en los puntos donde la madrija ha sido localizada. De las 6 estaciones sin capturas actuales de madrija, 3 tienen presencia histórica de EEI; en dos estaciones situadas en el río Turia ha sido muestreada la trucha arcoíris en 2002 y 2004, y en una estación del río Mijares trucha arcoíris y perca americana, en 2003.

#### Presiones en las masas de agua

Las tres estaciones con presencia actual de la especie presentan alteración de caudales naturales, contaminación puntual, y los dos tramos situados en el Mijares adicionalmente, presenta EEI no solo peces.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial de la madrija, los tramos situados en el Mijares presentan una presión global ligeramente superior a los situados en la cuenca del Turia. Los 2 puntos situados en el Mijares están sometidos a las mismas presiones que el punto de dicho cauce con presencia arriba comentado. Los situados en el

Guadalaviar, salvo el situado aguas arriba a la altura del puente de Los Tres Ojos que no presenta ninguna presión, están sometidos a estas mismas presiones, y dos de ellos también se encuentran afectados por contaminación difusa. El punto situado en el Turia a la altura de la desembocadura del Camarena solo presenta presencia de EEI no solo de peces.

### Discusión

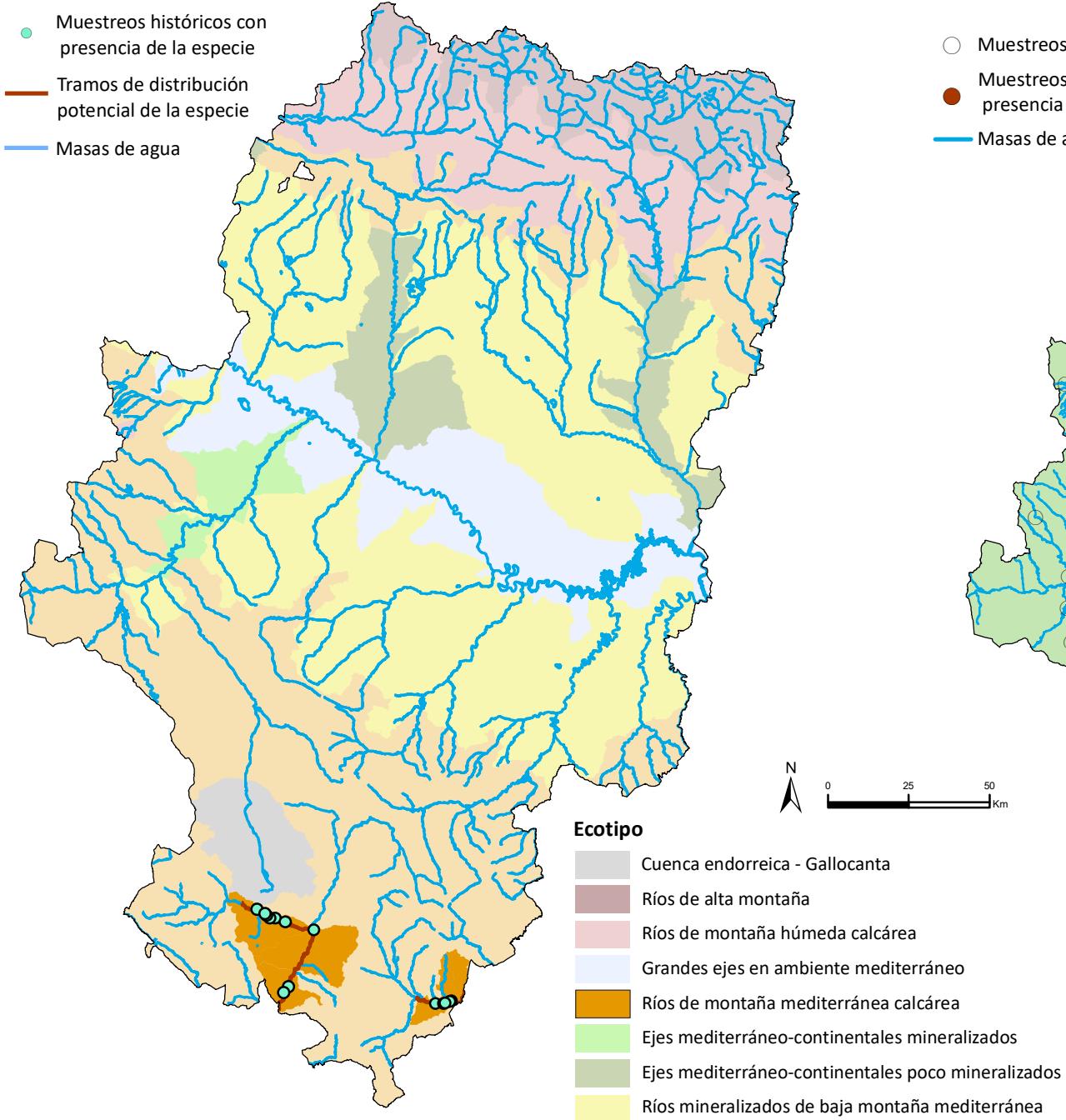
La madrija es una especie poco estudiada (Ministerio de Medio Ambiente, 2006) y no hay mucha bibliografía disponible sobre ella. Además, las poblaciones en el Turia han sufrido un fuerte descenso en los últimos años, quedando la población del Mijares muy localizada (Doadrio, 2002). En 2013, la madrija supuso poco más del 4 % de las capturas en toda la Comunidad Valenciana.

Las amenazas sobre la especie son, por un lado, la introducción de especies exóticas, sobre todo piscívoras y en especial la perca americana (Elvira y Almodóvar, 2009). Por otro lado, las alteraciones del hábitat por realización de infraestructuras hidráulicas (canalizaciones, presas), la contaminación por vertidos industriales, urbanos y agrícolas, la extracción de agua para fines agrícolas y áridos, destruyendo frezaderos. (Doadrio, 2002).

Con respecto al área de distribución potencial de la especie en Aragón, existen presiones tanto por introducción de EEI (presencia de trucha arcoíris y perca americana, además de carpas en tramos cercanos) como por alteración del hábitat. Cabe destacar que estos tramos están entre los tramos de la cuenca del Júcar donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015); cabecera del Mijares y la Rambla de la Viuda, y tramo alto del río Turia.

Al igual que la madrilla, a pesar de ser una especie que habita preferentemente tramos de agua corriente con abundante vegetación acuática, la madrija también puede sobrevivir en aguas remansadas o embalses, siempre que pueda remontar los ríos para la freza en fondos pedregosos o de grava (Robles *et al.*, 2012).

**Mapa de distribución potencial de la madrija  
(*Parachondrostoma turiense*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de madrija  
(*Parachondrostoma turiense*) en Aragón.**



### ***Phoxinus bigerri* Kottelat, 2007. Piscardo**

Cantabria: Morito. Catalán: Barb roig. Vasco: Ezkailua, Txipa

#### Distribución potencial

Al igual que lo establecido para el gobio, para establecer la distribución del piscardo en Aragón no hay que perder de vista que esta especie ha sido introducida y traslocada en numerosas localidades con el objetivo de ser “pez pasto” para la trucha común en zonas de montaña, no pudiendo establecer claramente dónde su distribución es original y dónde no.



Figura 17 Ejemplar de piscardo. (Foto: @egines)

Todas las localizaciones en ibones pirenaicos no se han sido considerados como distribución potencial, ya que su presencia ha sido consecuencia de traslocaciones e introducciones ilegales.

En Aragón, sólo se encuentra en la cuenca del río Ebro, parece que en todo el tramo tanto de alta montaña como de montaña mediterránea calcárea de los ríos Aragón, Gállego y muchos de sus principales afluentes, salvo el Onsella, deben ser claramente considerados como distribución potencial.

El Arba de Luesia presenta históricamente localizaciones de la especie a lo largo de todo su cauce, más reducida es su presencia y sólo en los tramos más bajos de los Arbas de Riguel y Biel, así como en el río Isuela en la cuenca del río Alcanadre en aguas consideradas dentro del ecotipo de ríos mineralizados de baja montaña mediterránea.

Las localizaciones realizadas en el tramo de montaña calcárea del río Guatizalema, si bien se ha incluido dentro de la distribución potencial del piscardo, presenta mayor grado de duda, ya que se encuentra bastante vinculados al embalse de Vadiello.

Muy aislada del resto de localidades para la especie es la población localizada en el barranco de alta montaña del Liri en la cuenca del Ésera, también aislada de encuentra la población del río Salencias en la cabecera del río Noguera Ribagorzana, la otra población localizada en esta cuenca se encuentra vinculada al embalse de Escales en la zona de montaña húmeda calcárea del propio río y del barranco d'Aulet.

La cita de captura en un pequeño barranco del río Cinca, no se ha tenido en consideración ya que no se encuentra contrastada y no existe ninguna otra cita en la cuenca alta del cinca ni sus afluentes, por el contrario, pese a que las localizaciones de la especie en el eje principal del río Ebro, se restringe a los últimos 10 años, parece que el piscardo se encuentra totalmente establecido en ese tramo, por lo que se ha incluido en su distribución potencial, aunque con las debidas cautelas, al no poder explicar claramente su origen.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 22 muestreos dentro del área potencial del piscardo, y ha sido localizada en 12 puntos (54%), 2 de ellos en embalses.

De estos 10 puntos con presencia actual de la especie, 3 se localizan en tramos altos de cuenca del Aragón (río Veral y cauce del Aragón), en 5 de la cuenca del Gállego (en tramos altos en el río Aurín, Gállego a la altura de Biescas y embalses de Búbal y Lanuza, en un tramo medio-bajo en Ontinar de Salz), 2 en el tramo alto del río Arba de Biel, y 2 en el cauce del Ebro, a la altura de Juslibol y en el paraje Madre de Alcalá. La especie se encuentra ausente en los tramos de distribución potencial localizados en la cuenca del Cinca. En el Noguera Ribagorzana no se puede constatar pues no se ha realizado ningún muestreo.

Con respecto a las EEI, han sido localizadas en 4 de los puntos (33%) situados dentro de la distribución potencial con presencia actual de piscardo; alburno y perca americana en el Gállego a la altura de Ontinar de Salz; alburno, gambusia, siluro, carpín y carpa en el Ebro y carpa en el embalse de Búbal.

De las 10 estaciones con ausencia actual de piscardo incluidas en su distribución potencial, 9 presentan EEI (90%). Las principales EEI que presentan, en distinta composición según estación, son la perca americana, alburno, carpa y trucha arcoíris. En los 3 puntos situados en el Ebro, hay una mayor presencia de EEI, con las mismas especies que en los puntos con presencia de piscardo en este mismo cauce. La única estación que no ha tenido ni tiene presencia de EEI es la situada en el río Aragón Subordán.

#### Presiones en las masas de agua

Las estaciones con presencia de piscardo sufren todos los tipos de presiones valoradas en este estudio, con distintas combinaciones entre ellas. Las que presentan menor nivel de presión son las situadas en Arba de Luesia (nulo) y Aurín, y las que mayor, en el Ebro y tramo medio-bajo del Gállego, sobre todo por alteraciones morfológicas, EEI (no solo peces) y presiones difusas.

En las estaciones situadas en los tramos de distribución potencial pero con ausencia de la especie, también se presentan todos los tipo de presiones, pero el nivel medio de presión global es mayor que en las que presentan la especie. La estación bajo menor nivel de presiones es la del Aragón Subordán, que presenta contaminación difusa y EEI no solo de peces. Las estaciones con mayor nivel de presiones son la estación situada en el tramo alto del río Flumen y la de Montearagón, muy cercanas entre sí, y ambas afectadas por alteración de caudales naturales, alteraciones morfológicas y contaminación difusa. A los demás embalses (La Peña, Yesa, Vadiello), no les afectan presiones por contaminación, pero sí por alteración de caudales naturales y morfológicas, y EEI (no solo peces) en el caso de la Peña.

## Discusión

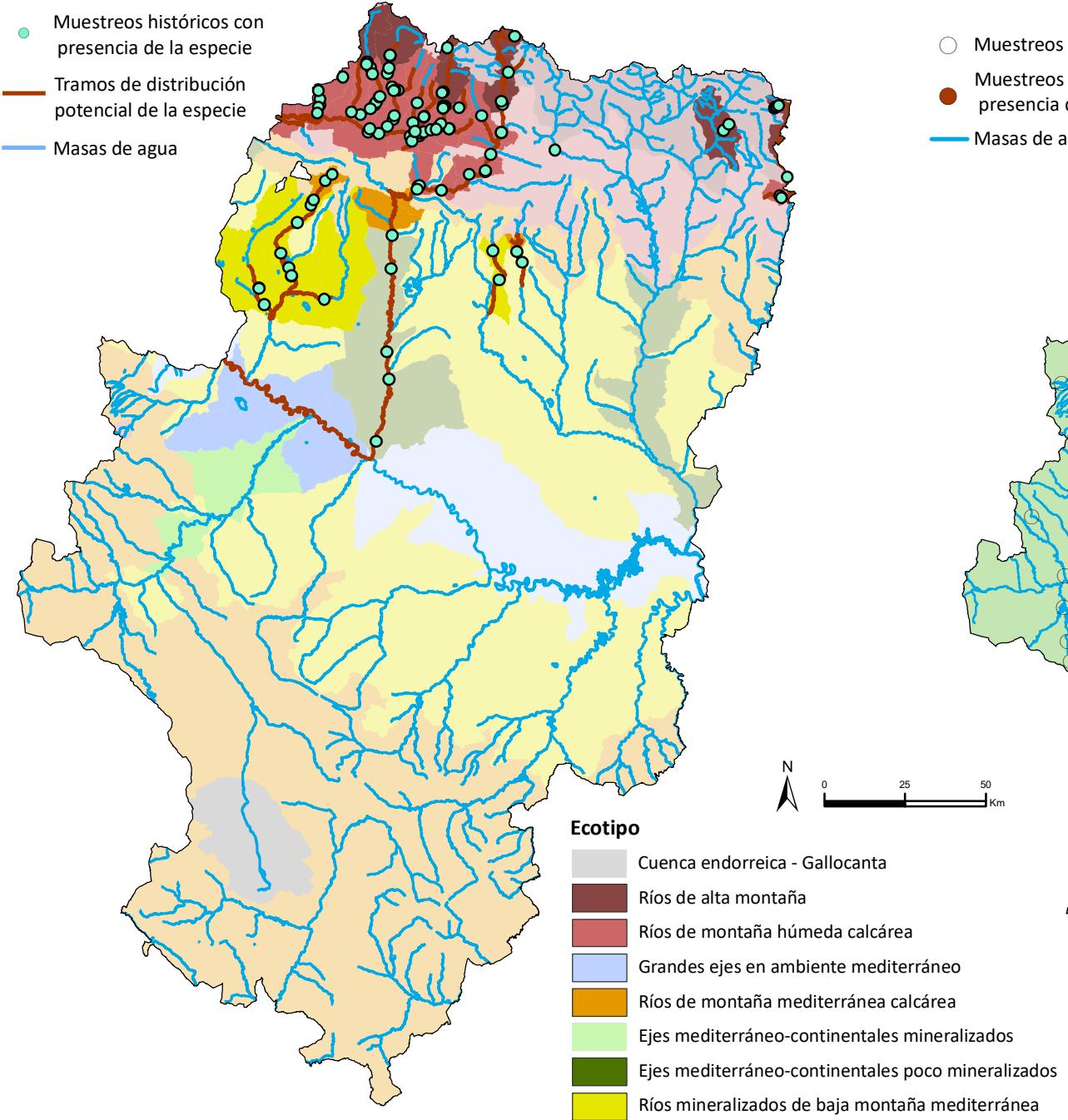
El piscardo, según Doadrio (2002) es una especie sensible a la introducción de especies exóticas, sobre todo piscívoras, y a la alteración y degradación de su hábitat por la contaminación de las aguas, construcción de infraestructuras hidráulicas, extracciones, fragmentación, etc. Esta sensibilidad también ha sido estudiada por Maceda-Vega y De Sostoa (2011) también determinan que la especie es intolerante frente a cambios en el hábitat que suelen darse cuando los ecosistemas acuáticos se degradan; conductividad, nivel de eutrofia y calidad del hábitat. Según la CHE (2011), en la cuenca del Ebro es una especie en regresión, aunque puede ser localmente abundante.

Según nuestros resultados, la especie se encuentra bajo estas amenazas en la mayoría de las estaciones de muestreo donde su presencia ha sido siempre normal, y no ha sido localizada en muchos puntos de muestreo donde ha sido capturada en numerosas ocasiones durante las últimas décadas, por lo que parece afirmarse que la especie está en regresión. En contraposición, es importante mencionar que el piscardo está colonizando nuevos tramos que no cumplen las condiciones estudiadas como óptimas para esta especie (zonas altas y medio altas de los ríos, con aguas frías y rápidas sobre fondos de cantos), lo que contradice las observaciones de Marceida-Vega y De Sostoa (2011) acerca de la intolerancia de la especie. Este el caso del cauce del Ebro, en el que ha sido localizada por primera vez en 2017 y en el tramo bajo del Gállego en 2002, y donde parece que sus poblaciones están asentándose con éxito. En estos puntos hay una situación similar a la de otras poblaciones situadas en cuencas de la vertiente atlántica, en las que no se tiene claro el origen autóctono de la especie e incluso es considerada como invasora por algunos autores (Leunda, 2010). Un ejemplo de ello es la cuenca del Duero, donde se encuentra en expansión. Esta consideración es debida a su potencial para causar impacto sobre la ictiofauna nativa (y otras especies) por competencia por el hábitat, hibridación, transmisión de enfermedades, entre otros (Leunda, 2010), lo cual puede estar sucediendo en el caso de los puntos recién colonizados de la cuenca del Ebro, como ya ocurre en numerosos lagos de alta montaña del Pirineo (Elguea *et al.*, 2017)

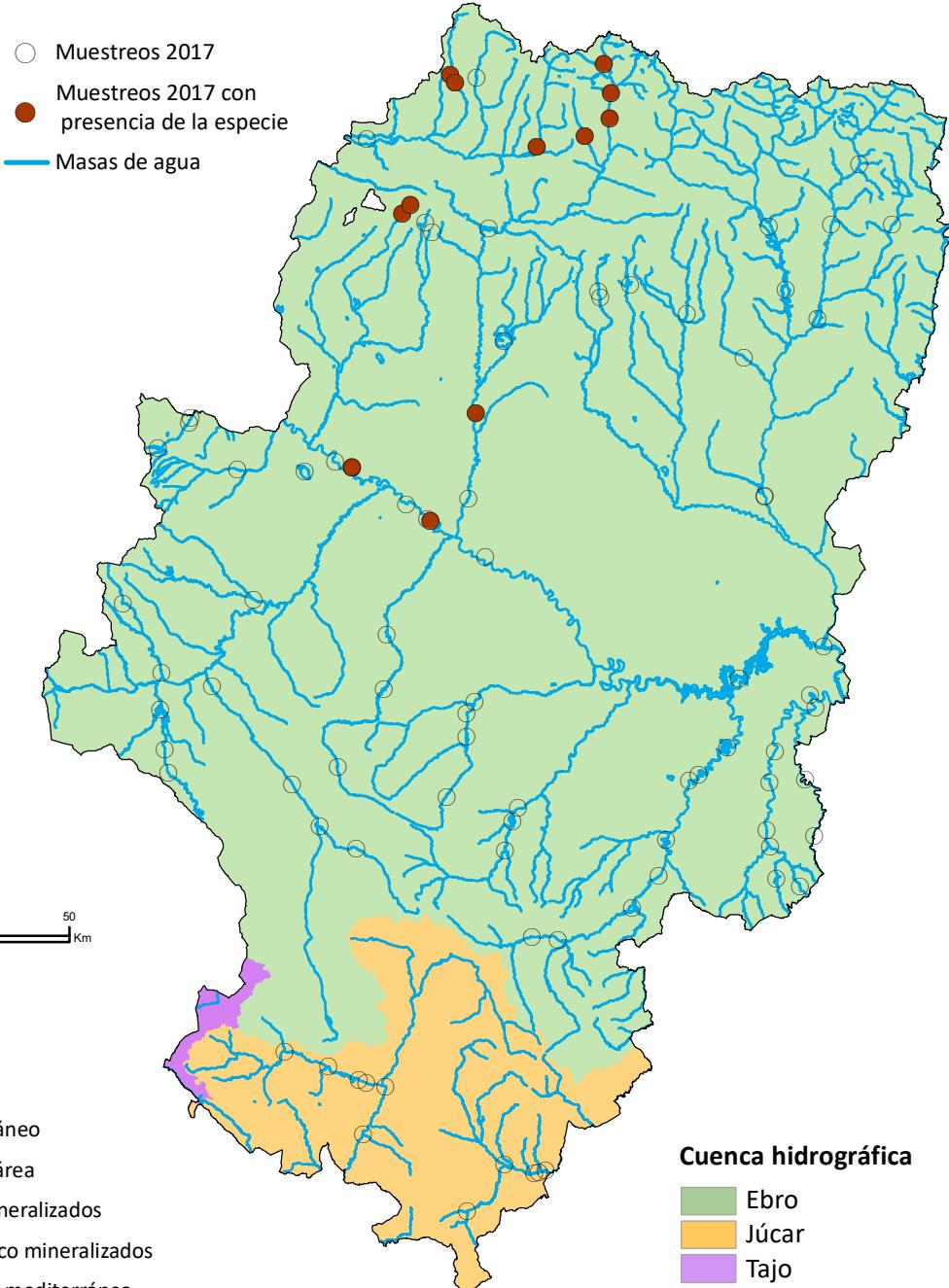
La principal causa de esta expansión es su utilización como cebo vivo y para aumentar las presas disponibles para la trucha (Leunda *et al.*, 2017) y requeriría de estudios genéticos que ayudasen a clarificar si la procedencia de estos ejemplares coincide con las poblaciones históricas de la especie en Aragón.

Por otro lado, la migración que realiza la especie en época de reproducción aguas arriba hacia zonas con fondos gravosos y corriente moderada (Robles *et al.*, 2012) puede verse limitada en nuestra área de estudio debido a la cantidad de obstáculos que se encuentran en los cauces; además de presas, hay un gran número de azudes (Inventario CHE, 2010). Sería necesario un estudio más exhaustivo de la situación para determinar el nivel de impacto de estas perturbaciones, según las características de la especie y del obstáculo.

**Mapa de distribución potencial del pescado  
(*Phoxinus biguerri*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de pescado  
(*Phoxinus biguerri*) en Aragón.**



### *Luciobarbus guiraonis* Steindachner, 1866. Barbo mediterráneo

#### Distribución potencial

Ecológicamente y por requerimientos de hábitat, esta especie es muy parecida al barbo de Graells, puede convivir salvo en los tramos más altos de los ríos de montaña mediterránea calcárea en las cuencas de los ríos Turia (tanto en el río Guadalaviar como en el río Alfambra) y Mijares con el barbo Culirroyo (*B. haasi*), con el que hay evidencias de su hibridación (Doadrio, 2011).



Figura 18 Ejemplar de barbo mediterráneo capturado en el río Alfambra (@egines)

La especie presenta poblaciones continuas hasta la costa, solo aisladas por las infraestructuras hidrológicas que no permiten su conectividad. Esta especie es frecuente encontrarla en aguas remansadas o embalsadas, aunque realiza migraciones a tramos más altos corrientes para realizar la reproducción.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 9 muestreos dentro del área potencial del barbo mediterráneo, y ha sido localizado en 5 (55 %), todos ellos en ríos. De estos 5 puntos, 3 se encuentran en el cauce del río Mijares y 2 en el río Turia, a la altura de Teruel y de la desembocadura del río Camarena.

Con respecto a las EEI, de los 5 muestreos situados dentro de la distribución potencial del barbo mediterráneo con presencia actual de éste, solo en el situado en el río Turia ha sido capturada trucha arcoíris, en 2004 (20%), aunque es muy posible que esta especie no se encuentre presente en este tramo, ya que no se reproduce de manera natural en este cauce.

De los 4 muestreos con ausencia actual de la especie situados en tramos de distribución potencial, en 2 (50%) ha sido capturada trucha arcoíris en alguna ocasión, y en uno situado en el Mijares también perca americana (a menos de 500 m). Cabe destacar que, incluido en los tramos de distribución potencial para la especie en el río Guadalaviar, se encuentra el embalse del Arquillo de San Blas, en el que en 1986 había presencia de carpa y perca americana.

#### Presiones en las masas de agua

Todas las estaciones con presencia actual de la especie (salvo la situada en el Turia a la altura del Camarena), presentan contaminación puntual, presencia de EEI no solo de peces y alteración de caudales naturales. La estación situada a la altura del Camarena es la que mejor situación global presenta, y sólo se considera como alteración la presencia de EEI no solo de peces.

En las estaciones con ausencia actual de la especie, las principales presiones que afectan a las masas son también la contaminación puntual, la alteración de caudales y presencia de EEI. Destacan los dos muestreos aguas debajo del embalse del Arquillo por ser los únicos donde existe contaminación difusa.

### Discusión

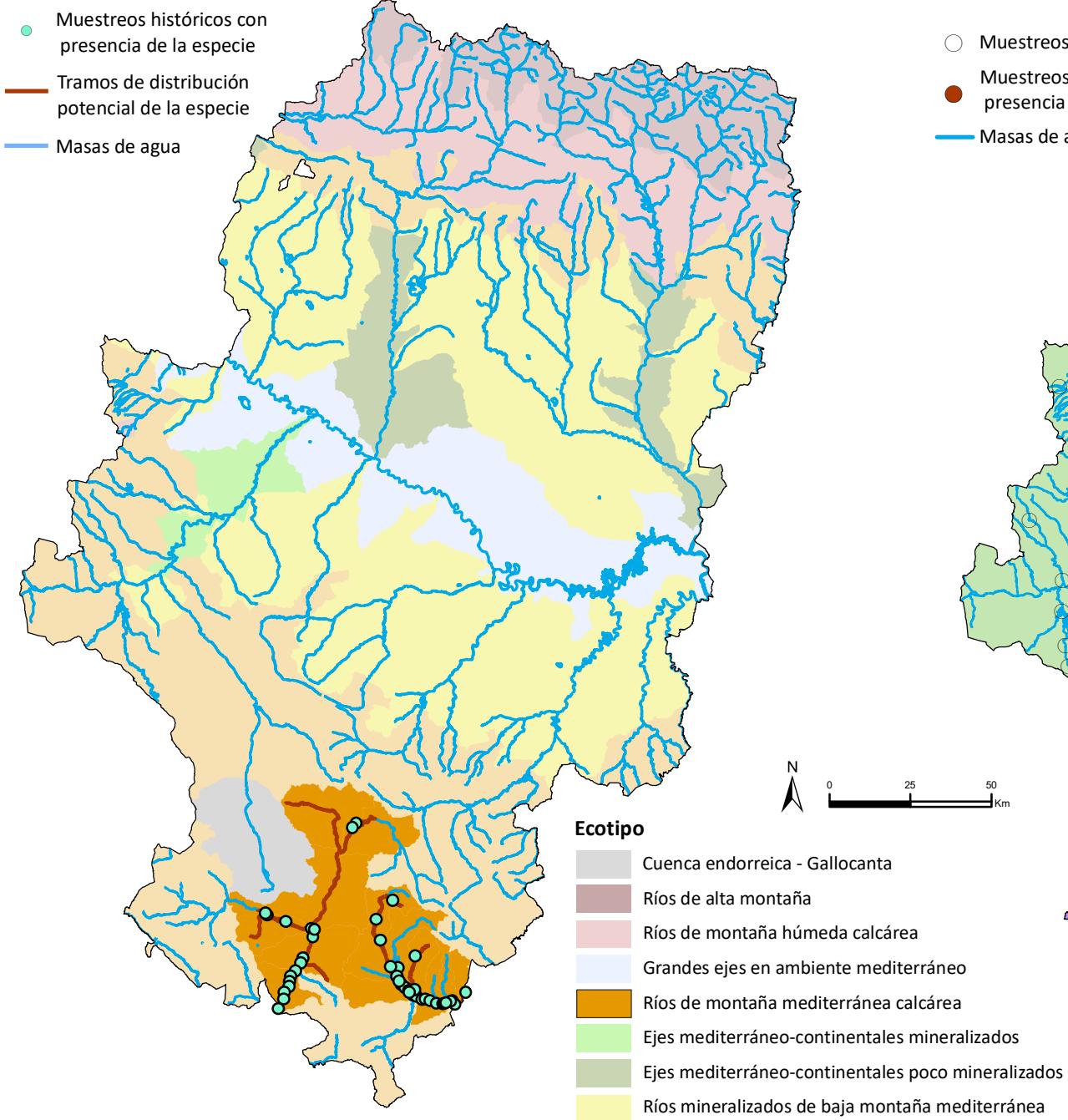
El barbo mediterráneo se encuentra actualmente en regresión (Salvador, 2017). En este estudio, se puede apreciar también una cierta regresión de la especie en Aragón. Sus principales amenazas son la introducción de EEI de peces, sobretodo ictiófagas, y por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002).

Con respecto a las EEI, la especie más localizada históricamente en estos cauces es la trucha arcoíris. Debido a la movilidad de esta especie y la proximidad de las estaciones en estos dos cauces, su presencia histórica puede haberse dado en todos los puntos de muestreo analizados en el Turia, Guadalaviar y Mijares. En caso de que ésta haya tenido efecto en la regresión de la especie, los últimos datos de aparición de la especie en el Mijares son de 2009, y en el Turia en 2004, en los últimos muestreos no se ha capturado ningún individuo (en 2017, el único punto de muestreo donde ha sido capturada la trucha arcoíris es el del río Piedra, debido a escapes de ejemplares de la piscifactoría).

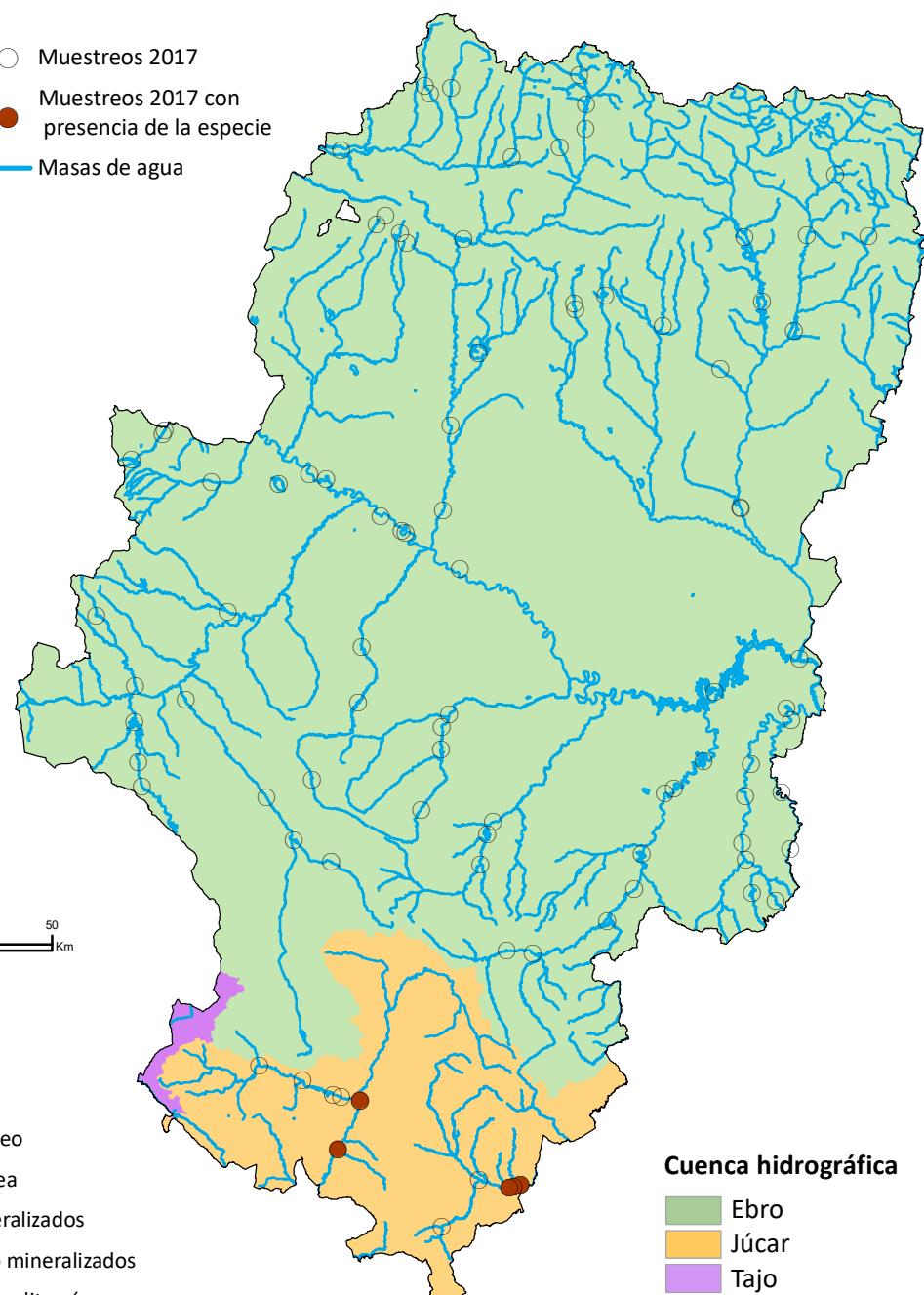
A pesar de ello, no hay evidencias concretas de la afección de esta especie exótica sobre el barbo mediterráneo. Por un lado, la trucha arcoíris no es tan territorial como la trucha común, ni coinciden totalmente en sus hábitos alimentarios (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002), aunque sí que puede afectar la depredación de la trucha sobre huevos, o incluso sobre peces pequeños. Con respecto a los frezaderos, no parece que haya competencia por su ocupación, debido a que la trucha los utiliza en invierno, mientras que el barbo mediterráneo entre abril y junio (Doadrio *et al.*, 2011). Además, hay que tener en cuenta que la especie suele encontrar cierta dificultad para reproducirse en libertad, debido a que los individuos presentes en nuestro país suelen nacer en cautividad y no suelen dar lugar a poblaciones estables (Guerrero y Jarne, 2014). Aunque escasa, también se han localizado históricamente individuos de perca americana, especie ictiófaga que puede haber afectado al barbo mediterráneo, pues produce una alta depredación de especies autóctonas, principalmente sobre las poblaciones de ciprínidos (MAGRAMA, 2013).

Con respecto a las demás presiones que pueden afectar a las poblaciones, en los tramos estudiados, sobre todo en el del Mijares y coincidiendo con el tramo donde la especie ha sido capturada en 2017, hay un alto número de azudes de pequeña envergadura que no parecen suponer obstáculos insalvables, salvo uno en Valbona con nueve metros de altura, además de la presa de Los Toranes (Lapesa y González, 2003) Aun así, estos producen una presión significativa sobre los cauces por efecto barrera o remanso (CHJ, 2015), que puede afectar a la especie al reducir su movilidad y alterar las condiciones físico-químicas. El cauce de este río tiene una mayor presión global hidrológica que el del Turia (CHJ, 2015), lo que puede explicar que, a pesar de haberse encontrado en 3 de 4 estaciones, el número total de individuos capturados sea muy bajo, incluso menor que los capturados solo en el Turia a la altura de Teruel. Otra posible causa de la regresión de la especie en estos tramos es que están entre los tramos de la cuenca del Júcar donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015), como se ha comentado anteriormente.

**Mapa de distribución potencial del barbo mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de barbo mediterráneo (*Luciobarbus guiraonis*) en Aragón.**



### ***Salaria fluviatilis* Asso, 1801. Pez fraile o blenio**

Catalán: Bavosa de riu. Vasco: Ibai Kabuxa. Portugués: Caboz-de-agua-doce.

#### Distribución potencial

El blenio prefiere aguas de corriente moderada, aunque es muy frecuente encontrarlo en acequias y balsas, siempre que disponga de fondos de piedras y gravas para realizar la puesta. Su presencia en balsas y acequias tiene una importancia primordial para su conservación, ya que actualmente parecen ser reservorios imprescindibles para esta especie, aunque actualmente el gobierno de Aragón no cuenta con un seguimiento, ni localización detallada de la ingente cantidad de las mismas que pueda servir para establecer una distribución potencial y precisa de la especie.



Figura 19 Blenio o pez fraile. (Foto: @egines)

La información histórica disponible cita la presencia de la especie a lo largo del corredor del río Ebro y al menos en su principal canal asociado, el Canal Imperial. La existencia de pocas citas y su referencia por lo general hacia individuos aislados hace pensar a priori en una presencia actual de forma discontinua en el territorio y además con poblaciones escasas.

En el cauce principal del río Ebro, se localizan aisladas a lo largo de todo su tramo aragonés y en balsas asociadas al mismo, hasta llegar a los embalses de Mequinenza (citas en el propio embalse, así como en el arroyo de la Valcuerna y el barranco de Liberola) y en el embalse de Ribarroja (Fayón).

En afluentes del Ebro, por su margen izquierda destaca la cuenca del río Cinca, localizándose las citas de mayor altitud (y más septentrionales) en algunos afluentes de la montaña húmeda mediterránea de los ríos Cinca y Ara que confluyen en el embalse de Mediano, aproximadamente hasta el tramo fluvial del Cinca mediterráneo-continentales poco mineralizado de la localidad de Monzón. También se ha localizado en varios de sus afluentes en tramos bajos mineralizados de baja montaña mediterránea de los ríos Vero y Alcanadre (incluye cita Flumen), así como en varios afluentes de este último, en tramos de montaña húmeda y montaña mediterránea.

Por otro lado, en afluentes del Ebro por su margen derecha, se dispone en los tramos más bajos mineralizados de baja montaña mediterránea en los ríos Huerva, Guadalupe y en el Matarraña. Además, y como ya se ha comentado, se ha localizado a esta especie en infraestructuras antrópicas de regadío como balsas de riego asociadas a todos estos cauces, susceptibles de ser colonizadas siempre que exista una vía de comunicación adecuada (canal, acequia, bombeo, etc.).

Existe la evidencia de blenios en diferentes canales de regadío, al menos en el Canal del Flumen y el Canal de Monegros, que pueden estar desempeñando un importante papel en su dispersión y como reservorios (aunque no están recogidas estas citas en las bases de datos), y que podrían explicar su distribución en algunas balsas de riego que no tienen conexión hidrológica más que con redes de transporte de agua para actividades agrícolas (p.e. balsa de Valfonda en Tardienta).

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 25 muestreos dentro del área potencial del blenio de río, y ha sido localizado en 6 muestreos realizados en 2017 (24 %), 4 de ellos situados en embalses.

Los dos únicos muestreos situados en masa tipo río con presencia actual de la especie se localizan uno en el río Guadalupe cerca de su desembocadura y otro en el río Matarraña en Nonaspe (aunque el muestreo está situado en una zona embalsada por un azud). Los embalses en los que se ha localizado son el de Mezalocha, La Sotonera, Ribarroja y Mequinenza. La especie ha sido localizada al menos en un muestreo de cada cuenca incluida en su distribución potencial, pero en la del Ebro, Gállego, Cinca, Matarraña y Huerva sólo se encuentra en los muestreos realizados en embalses.

En todas las estaciones donde se ha localizado el blenio en la revisión de los inventarios, esta especie coexiste con especies de peces invasores. El único muestreo realizado en una masa no modificada por un embalse es el que presenta menor número de especies alóctonas, escardino, alburno y perca de río, todas ellas muestreadas en 2017, el muestreo realizado en Nonaspe sólo permitió capturar ejemplares de perca americana, pero seguramente fuese debido al método de muestreo “pesca de orilla”. En los embalses se han encontrado un mayor número de especies invasoras, muchas de ellas ictiófagas, todos presentaron como mínimo ejemplares de lucio, carpa, rutilo, y alburno, además de pez sol, perca americana, perca de río, gambusia, lucioperca, brema blanca, etc., según el caso.

De las 19 estaciones con ausencia de blenio situadas en cauces potenciales de la especie, todas menos 1 (cauce del Alcanadre, en Bierge) tienen presencia actual o histórica de EEI (95%). En los muestreos situados en el cauce del Ebro y en el tramo medio-bajo del Cinca hay una especial presencia de EEI; en todos ellos (7) se han capturado gambusia, siluro, alburno, carpa, carpin, y en dos de ellos también rutilo. En los demás puntos situados en ríos (no modificados por embalses), alburno, carpa y gambusia son las especies más frecuentes. En los embalses, se repite la composición general de EEI antes señalada que presentan los embalses con presencia actual de blenio.

#### Presiones en las masas de agua

Las masas de agua donde se encuentra la especie presentan todo tipo de presiones en distintas combinaciones, y, por lo general, niveles de presión global medios. Los dos puntos situados en masas tipo río están afectados por contaminación difusa, alteración de caudales naturales, presencia de EEI, y adicionalmente por alteraciones morfológicas en el Guadalupe y por contaminación puntual en Nonaspe. Todos los embalses sufren alteraciones morfológicas y contaminación difusa (salvo Las Torcas). Los embalses de Ribarroja y Mequinenza presentan el mayor nivel de presión, son los únicos con presión por contaminación difusa y presencia de EEI de diferentes grupos faunísticos.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, por lo general presentan un nivel medio-alto de presiones. Los puntos más afectados, a parte de los

embalses, son los situados en el cauce del Ebro, donde todos presentan presiones altas por alteraciones morfológicas, contaminación difusa y presencia de diferentes EEI, además de presiones bajas por alteración de caudales naturales. Los puntos situados entre Sobradiel y Juslibol también presentan presiones altas por contaminación puntual. Con respecto a los puntos situados en Matarraña y Guadaloche, ambos están sometidos a las mismas presiones que los muestreos con presencia de la especie. Destaca el punto con mejor situación, situado en el cauce del Alcanadre, en Bierge, que solo presenta presión baja por alteraciones morfológicas. Todos los embalses están afectados por alteraciones de caudales naturales, morfológicas, y la mitad de ellos también por contaminación difusa.

#### Discusión

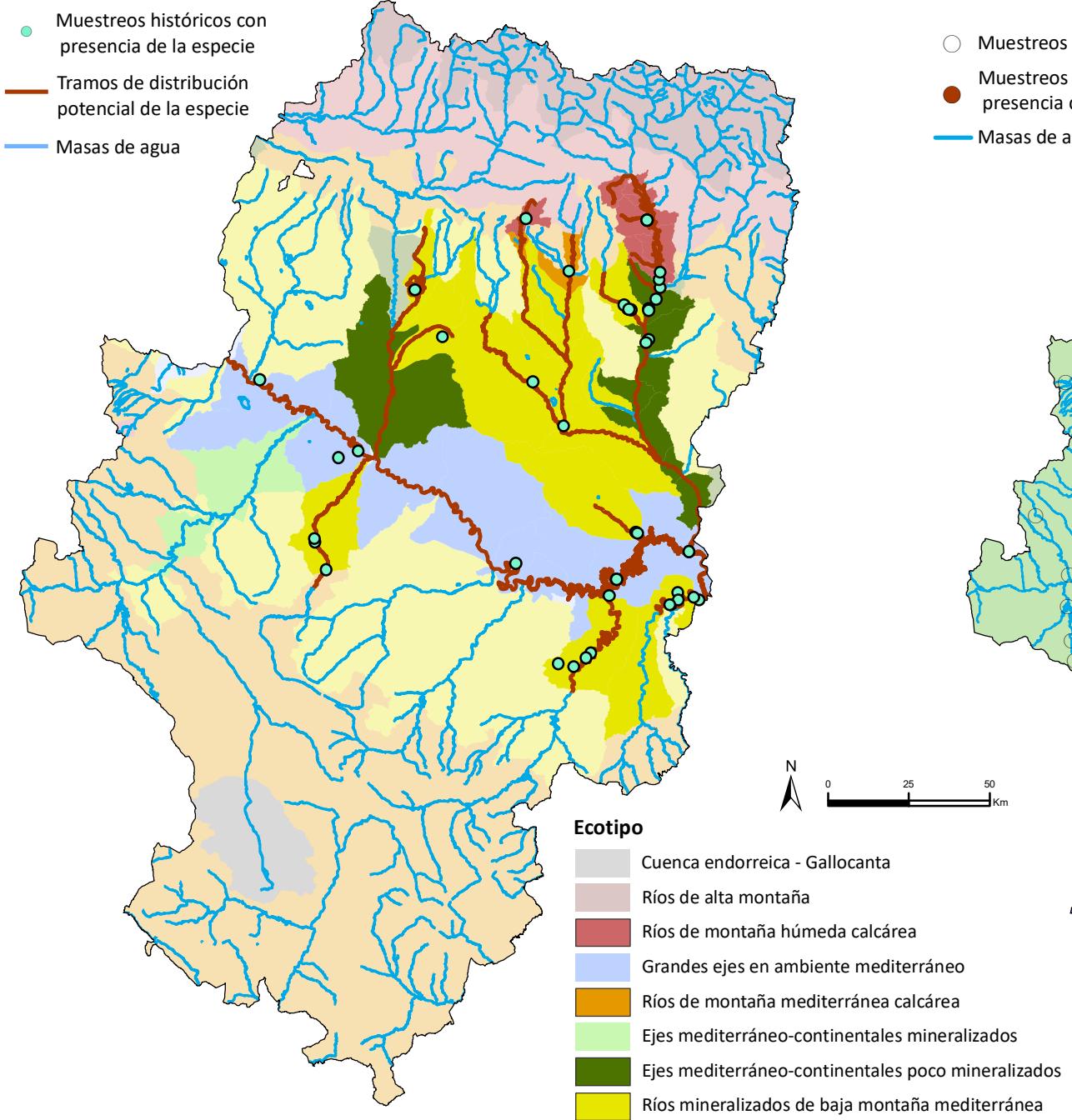
El blenio de río es la única especie catalogada *En Peligro* en Aragón, según Doadrio (2002), se encuentra amenazada tanto por la presencia de especies exóticas en los ríos (se encuentra de manera preferente en la dieta de la perca americana y el lucio), como por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua para consumo agrícola y de áridos, etc. (Doadrio, 2002), etc. Además, es señalada por Maceda-Vega y De Sostoa (2011) como intolerante a la eutrofia y con tolerancia moderada frente a la conductividad y disminución de la calidad del hábitat. Todos estos datos pueden reafirmar la preocupante situación en la que se encuentra.

Aun así, observando los resultados obtenidos, no se refleja tan claramente la relación entre la regresión de la especie con la presencia de presiones importantes en las masas de agua; la especie se encuentra en puntos de muestreo con un nivel de presión muy elevado, similar a la que sufren otros puntos con ausencia de la especie, o incluso peor, por ejemplo, en Mequinenza y Ribarroja con respecto a los demás embalses. Además, es la única especie con mayor presencia en los muestreos actuales en embalses que en los situados en masas de agua tipo río. Por ello, al menos en el alcance de este trabajo, no se puede demostrar relación entre las presiones y la regresión de la especie, pero hay bibliografía suficiente para afirmar que determinadas presiones, normalmente muy localizadas, como la extracción de gravas, provocan serias reducciones de las poblaciones (Côté *et al.*, 1999).

El blenio no muestra ningún patrón de distribución en función de la presencia de peces alóctonos en los puntos de muestreo, si bien donde no se encuentra, éstas sí que lo están. En todos los tramos donde ha sido localizado convive con un número considerable de peces alóctonos, siendo muchos de ellos ictiófagos. Según Prenda y Mellado (1993) la especie parece tolerante a su presencia, lo que se volvió a poner en evidencia por el hecho de que fue la única especie autóctona que no desapareció del lago Banyoles (Cataluña) tras la introducción de más de 12 especies exóticas (García-Berthou y Moreno-Amich, 2000). Estos autores sugieren que esto es debido a las características ecológicas particulares de la especie, como su morfología críptica, pequeño tamaño y preferencias bentónicas. Pese a esto, sí que se han publicado estudios en los que figura dentro de la dieta de especies exóticas como la perca americana y el lucio (Rodríguez, 2001; Elvira *et. al.*, 1996).

En definitiva, parece que lo más determinante para la supervivencia de esta especie es la existencia de un microhábitat óptimo para la freza y el refugio con lecho de piedras y con cierta corriente (Côté *et al.*, 1999), el cual puede estar presente, aunque en general la masa o tramo esté degradado y presente alto número de EEI, como en los embalses en los que ha aparecido.

**Mapa de distribución potencial del blenio de río  
(*Salaria fluviatilis*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de blenio de río  
(*Salaria fluviatilis*) en Aragón.**



### ***Salmo trutta* Linnaeus, 1758. Trucha común**

Catalán: Truita. Gallego: Troita. Vasco: Amuarrain arruma. Portugués: Truta.

#### Distribución potencial

Autores como García y González (1988), de Sostoa (2002) y Granado (2002) coinciden en señalar como hábitat potencial de la trucha los tramos de montaña y cursos altos de los ríos de aguas frías y bien oxigenadas. También se ha observado que esta especie está asociada a los ríos menores de la red fluvial. Se asocia además zonas en que las precipitaciones sobrepasan los 800 mm, es decir zonas consideradas de precipitaciones fuertes y muy fuertes y temperaturas invernales extremadamente frías (Nieto et al., 2006).



Figura 20 Ejemplar de trucha común del río Jalón, Campaña 2009. (Foto: @aportero)

En Aragón se consideran como distribución potencial y óptima todos los ríos de alta montaña donde prácticamente es la única especie piscícola que los habita, también se consideran hábitats potenciales los ríos de montaña húmeda mediterránea y montaña mediterránea pirenaica y prepirenaica, así como los ríos de montaña mediterránea calcárea del sistema ibérico, tanto turolense como zaragozano, donde puede convivir con otras especies piscícolas.

Existe presencia de la especie, en menor densidad y considerada como distribución potencial subóptima los ríos mineralizados de baja montaña mediterránea de ambas márgenes del río Ebro, así como testimonial en el tramo principal mediterráneo-continental mineralizado del río Jalón hasta su confluencia con el río Aranda.

Se tiene también constancia de citas aisladas y esporádicas en tramos más bajos de los ríos de la margen izquierda de la cuenca del Ebro, pero no se han sido incluidas por no considerarse hábitats potenciales para la especie. Además, es importante señalar que para definir la distribución de esta especie existen importantes interferencias debidas a la repoblación histórica y continuada de los ríos con truchas cuyo objetivo era la pesca deportiva.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 55 muestreos dentro del área potencial de la trucha común, y ha sido localizado en 40 muestreos realizados en 2017 (72%), 4 de ellos situados en embalses.

Estos 40 muestreos con presencia de la especie se distribuyen uniformemente por los tramos más altos de todas las cuencas potenciales para la especie (salvo en la cuenca del Noguera Ribagorzana, donde no se ha realizado ningún muestreo). La especie se encuentra en el 90% de los puntos de muestreo situados en tramos no alterados por embalses, a excepción del tramo medio-bajo del Matarraña y el río Piedra. Los embalses donde se ha localizado la especie son Yesa, Búbal, Las Torcas y Barasona. Fuera de la distribución potencial, un individuo ha sido localizado en el tramo medio-bajo del Gállego (Ontinar de Salz), y en el río Queiles a la altura de Novallas, no se capturó, pero se vio una trucha.

La trucha coexiste en el 30% las estaciones muestreadas con peces invasores, estos puntos corresponden al 100% de los embalses en los que la especie se ha localizado, y aproximadamente al 15% de los puntos situados en ríos, donde la más frecuente ha sido la trucha arcoíris, especialmente presente en los cauces del Turia y Mijares.

En los 4 embalses con presencia de la especie, hay un número relativamente bajo de peces alóctonos en comparación con otros embalses; las especies más frecuentes son la carpa, el alburno y la perca americana, en Yesa y Las Torcas. En Búbal solo hay presencia de carpa. El resto de estaciones donde se presenta esta coexistencia con especies exóticas se sitúan en dos estaciones del río Turia donde se localizó trucha arcoíris (de 6 con presencia de trucha común), una estación del río Mijares aguas arriba del embalse del embalse de los Toranes (trucha arcoíris, y a menos de 500 m. perca americana), en el punto más cercano a la cabecera del Guadaloche, aguas abajo del embalse de Aliaga (carpín, pero es una cita muy aislada), en el tramo alto del río Flumen aguas arriba del embalse de Montearagón (trucha arcoíris), y en el Gállego a la altura de Ontinar de Salz (alburno y perca americana).

De las 15 estaciones con ausencia actual de trucha común situadas en cauces potenciales de la especie, sólo en 2 (13%) no existe evidencia de especies alóctonas (en el Queiles, aguas arriba del azud de Novallas, y en el embalse de Lanuza). El resto de las estaciones se sitúan por lo general en tramos a menor altitud respecto a los puntos con presencia actual de la especie y en embalses (11 de las estaciones). Las especies piscícolas exóticas más frecuentes en ellos son el alburno, la carpa y la perca americana, en menor medida el rutilo y la lucioperca. En las estaciones situadas en el río Piedra, aguas arriba del embalse de la Tranquera, se ha localizado trucha arcoíris (y perca americana en un muestreo de 2002). En las del río Matarraña ha sido localizada la gambusia en los muestreos de 2017 y trucha arcoíris en uno de ellos, en un muestreo del año 2003.

#### Presiones en las masas de agua

Las masas de agua donde la trucha se encuentra presente evidencian todo tipo de presiones y en distintas combinaciones. En los ríos no se aprecia un patrón claro de asociación de presiones, a parte de una nula o baja presión por presencia de EEI (no exclusivamente peces). Por su parte, todos los embalses donde se ha localizado la especie se encuentran afectados por alteración de los caudales naturales, además de por otras en distintas combinaciones, destacando Búbal como el único con presión por contaminación y por presencia de EEI no solo de peces.

Con respecto a los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial, por lo general presentan un nivel medio-alto de presiones. Los puntos situados en el cauce del Piedra presentan un nivel alto de presión global, por la combinación de presión por contaminación puntual,

difusa, alteración de caudales naturales y EEI no sólo peces. En el río Matarraña ambos puntos están afectados por una presión global media, resultante de la contaminación puntual y difusa, y por alteraciones morfológica de los cauces y de los caudales naturales.

En todos los embalses se producen presiones por alteraciones morfológica y alteración en sus caudales naturales, así como evidencias de contaminación difusa en tres de ellos. En general, estos embalses tampoco sufren en su mayoría presión por presencia de EEI no solo de peces (sólo 2 de 8).

#### Discusión

La trucha común presenta un porcentaje de presencia bastante elevado sobre el total de puntos de muestreo situados en sus tramos de distribución potencial. En la cuenca del río Ebro se encuentra presente en la mayoría de los cursos altos, aunque sus poblaciones han disminuido considerablemente (CHE 2011). Los principales factores de amenaza sobre esta especie, según Alonso *et al.* (2010), son la intromisión genética procedente de ejemplares de repoblación, la pesca deportiva, la introducción de especies icítófagas como el lucio, la alteración del hábitat fluvial por obras hidráulicas y su impacto en el régimen natural de caudales, y la contaminación química por vertidos. Debido a su alta situación en la cadena trófica, pueden verse más afectadas por las perturbaciones (O'Connor *et al.*, 2013), por ejemplo, por bioacumulación de sustancias como han reflejado diversos estudios, por ejemplo Legorburu *et al.* (1988) con respecto a los metales pesados. Según los datos realizados en el análisis de las alteraciones que sufren las masas de agua donde habita, existen estas presiones y son claros factores de amenaza para la especie, pero en general, su magnitud es menor que en tramos medios-bajos de los ríos, donde la especie ya no se distribuye naturalmente (CHE, 2015).

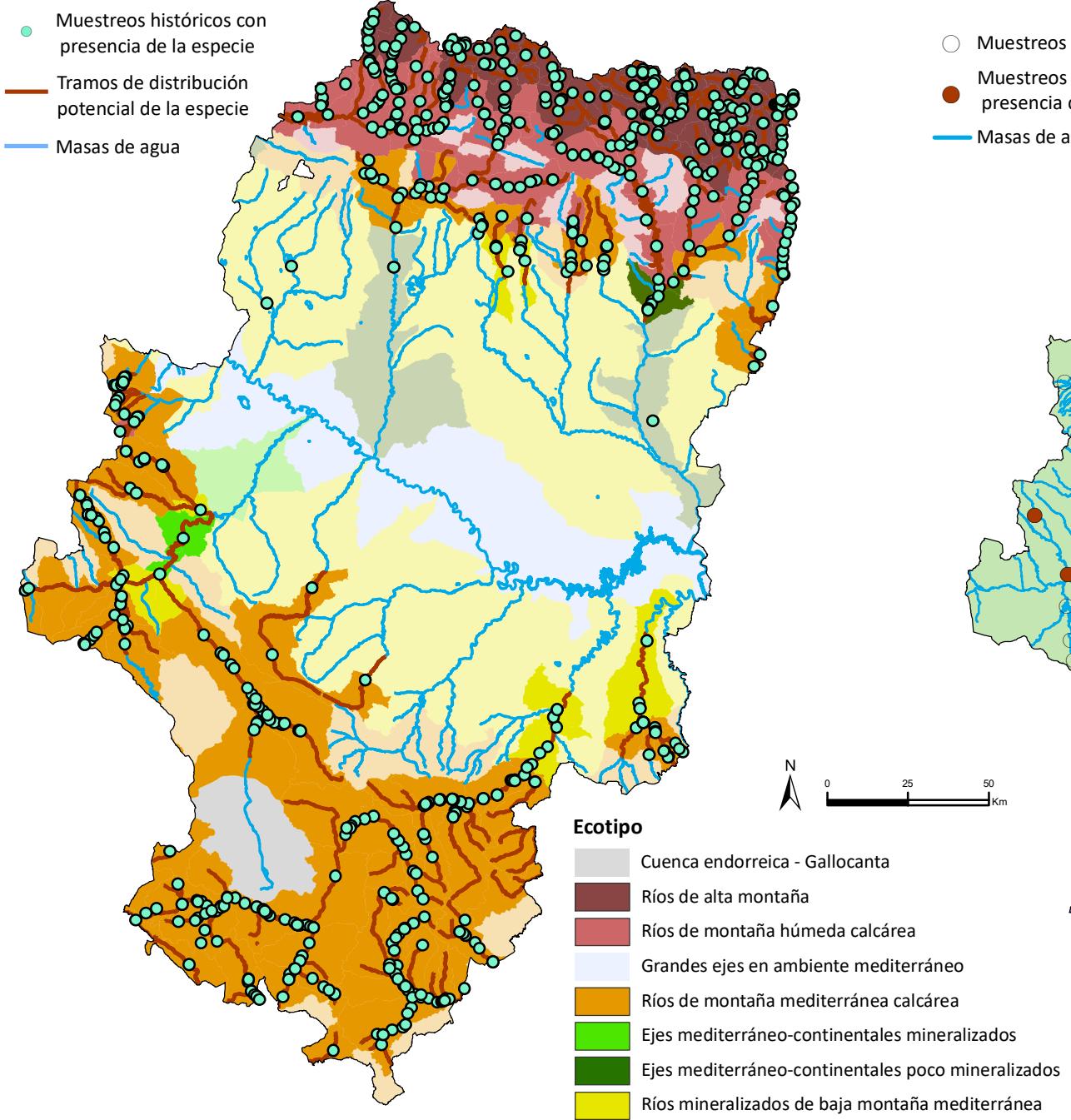
En el tramo más bajo del cauce potencial del río Matarraña, la ausencia de trucha común no puede ser relacionada con los datos de capturas históricas de trucha arcoíris, pero sí que puede ser un factor la presencia de gambusia en ambas estaciones, por la alteración del hábitat que produce esta especie además de la posibilidad de depredación directa de puestas (Moreno *et al.*, 2017). Además, hay que tener en cuenta que la trucha encuentra su hábitat óptimo en zonas de cabecera, por lo que las densidades de sus poblaciones tenderán a descender conforme nos alejamos de los tramos altos de los ríos. Con respecto a las presiones, el tramo cuenta con varias de ellas que pueden estar afectando a la especie, que, según Maceda-Vega y De Sostoa (2011), es una de las más intolerantes a aumentos de la conductividad, eutrofia y calidad de hábitat.

La presencia de trucha común en 4 embalses (un 25 % de los situados en tramos de distribución potencial), puede estar relacionada con introducciones recientes de la especie en ellos o en tramos cercanos propiciadas por su interés para la pesca, debido a la dificultad de que una especie tan exigente en relación a las condiciones de hábitat sobreviva en estas masas de agua tan alteradas y la necesidad de realizar la freza en tramos fluviales pequeños de aguas corrientes y frías.

Otra especie que puede ser una amenaza para las poblaciones de trucha común, sobre todo bajo condiciones de recursos tróficos limitados, es el pescado, como ha sido estudiado para el pescado común o euroasiático *Phoxinus phoxinus* (Oscoz *et al.*, 2010). En numerosas ocasiones, esta especie adquiere un carácter invasor por sus continuas traslocaciones y capacidad de colonizar nuevos hábitats (Leunda, 2010).

Las poblaciones de Aragón pertenecen al tipo no migrador, que puede completar su ciclo vital sin llegar al mar que realizan las poblaciones de la cordillera cantábrica y Galicia, pese a lo cual, resulta imprescindible que realice cortas migraciones reproductoras en tramos altos (Doadrio, 2002), por lo que las barreras geográficas han supuesto un factor muy importante de regresión para esta especie, aunque de menor magnitud a lo expuesto para la anguila. Como ya se ha comentado, estas poblaciones se han visto afectadas por intromisión genética a causa de numerosas repoblaciones realizadas en el pasado siglo con ejemplares procedentes de otras zonas de Europa (Cagigas *et al.*, 2002). Para evitar este problema, actualmente el Gobierno de Aragón realiza estas repoblaciones con huevos embrionados de líneas autóctonas diferenciadas por cuencas hidrográficas, usando las llamadas cajas Vibert (cubos cerrados con rendijas en las paredes, de un tamaño que impide que los alevines puedan salir los primeros días después de la eclosión) (A., 2018). Aun así, pocas poblaciones actuales mantienen el “pool” genético intacto.

**Mapa de distribución potencial de la trucha  
(*Salmo trutta*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de trucha  
(*Salmo trutta*) en Aragón.**



## ***Squalius laietanus* Doadrio, Kottelat y Sostoa, 2007. Bagre**

### Distribución potencial

Especie endémica de España y del Sur de Francia que en el Ebro se encuentra sólo en su tramo bajo.

Las localizaciones históricas del bagre en Aragón se restringen al tramo medio y bajo del río Cinca, así como en su afluente el Alcanadre, la práctica totalidad de la cuenca del río Matarraña donde es muy abundante, en los tramos medios y bajos del río Noguera Ribagorzana y más esporádicamente en el río Martín. Existe una identificación errónea de *Squalius pyrenaicus* capturados en el río Piedra aguas arriba del embalse de la Tranquera.



Figura 21 Ejemplar de bagre capturado en el río Cinca (Foto: @egines)

En el año 2017 fueron capturados 3 ejemplares en el Galacho de la Alfranca mediante pesca con trasmallo, esta cita es la primera que se tiene en el eje principal del Ebro y significativamente alejadas de las localizaciones habituales de la especie, por lo que, al no poder esclarecer claramente el origen de estos ejemplares, que podrían ser debidos a traslocaciones, se ha considerado que el hábitat del eje principal del río Ebro se incluya solamente en el tramo que sirve de eje central entre las subcuencas donde se encuentra presente la especie, pero con claras reservas, ya que los principales hábitats potenciales de esta especie son los ríos mineralizados de baja montaña mediterránea, del Matarraña, Alcanadre y Martín, el eje mediterráneo-continental poco mineralizado del río Cinca, río Noguera Ribagorzana en el tramo de montaña mediterránea calcárea y ya como límite superior de los ríos Cinca y Noguera Ribagorzana de montaña húmeda calcárea.

### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 15 muestreos dentro del área potencial del bagre, y ha sido localizado en 7 (46%), 6 localizados en ríos y 1 en el embalse de El Grado.

Estos 7 puntos con presencia actual de la especie se encuentran distribuidos por todas las cuencas potenciales establecidas para la especie, salvo en la del río Noguera Ribagorzana, en el río Alcanadre y en el tramo final del río Martín, donde no se ha realizado su revisión. En la cuenca del Cinca, se ha localizado sólo a la altura de Alcolea de Cinca, aparte de en el embalse del Grado. La cuenca con mayor presencia actual de la especie es la del Matarraña, donde de 8 muestreos realizados en tramos de distribución potencial, ha sido localizada en 4. Fuera de su distribución potencial, la especie ha sido localizada en 2017 en el Galacho de la Alfranca.

Con respecto a las EEI, de los muestreos situados dentro de la distribución potencial del bagre con presencia actual de éste, el 100% tiene presencia de EEI. En el cauce del Matarraña, todas las estaciones cuentan con presencia actual de gambusia, y en dos de ellas fueron capturadas en 2003 otras EEI; trucha arcoíris en Maella, carpa, alburno y escardino a la altura de Nonaspe. En el río Algars, la única especie capturada ha sido el pez gato. También en 1 de los 2 muestreos situados en el Cinca, hay un alto número de EEI, gambusia, carpa, alburno, rutilo, carpín y siluro, en el otro sólo hay siluro. En el embalse de El Grado, las especies presentes en el estudio censal de 2017 han sido el alburno, rutilo, perca americana, pez sol, escardino y lucioperca.

De los 7 muestreos con ausencia actual de la especie situados en tramos de distribución potencial, en 4 de ellos han sido localizadas EEI (57%). Todos ellos son embalses, donde las EEI son abundantes, sobre todo en Ribarroja y Mequinenza; carpa, alburno, rutilo, escardino, lucioperca, siluro, perca americana, pez sol, etc. En el azud de Nonaspe solo se ha localizado perca americana, pero se realizó únicamente pesca de orilla. Los otros 3 muestreos son los únicos que corresponden a masas de agua tipo río, todo ellos correspondientes a tramos altos de la cuenca del Matarraña.

#### Presiones en las masas de agua

Se aprecia una presión global media-alta en las estaciones donde se ha localizado la especie, afectadas por contaminación difusa y alteración de caudales naturales. El punto situado en el cauce del Cinca muestra además presencia de EEI no solo de peces, así como los dos muestreos del río Matarraña más cercanos a su desembocadura. Además de estas presiones, en la cuenca del Matarraña todos los puntos de muestreo están sometidos a presión por alteraciones morfológicas (salvo el más cercano a la desembocadura) y contaminación puntual.

En los puntos con ausencia de la especie situados en tramos de distribución potencial también afectan todo tipo de presiones. En los situados en la cabecera del río Matarraña, existe presión por alteraciones de caudales naturales, contaminación difusa y puntual, y por alteraciones morfológicas, salvo en el río Algars, que solo está afectado por alteraciones morfológicas y contaminación difusa. En los demás puntos, todos en embalses, las presiones más significativas son debidas a alteraciones de caudales naturales, morfológicas y presencia de EEI.

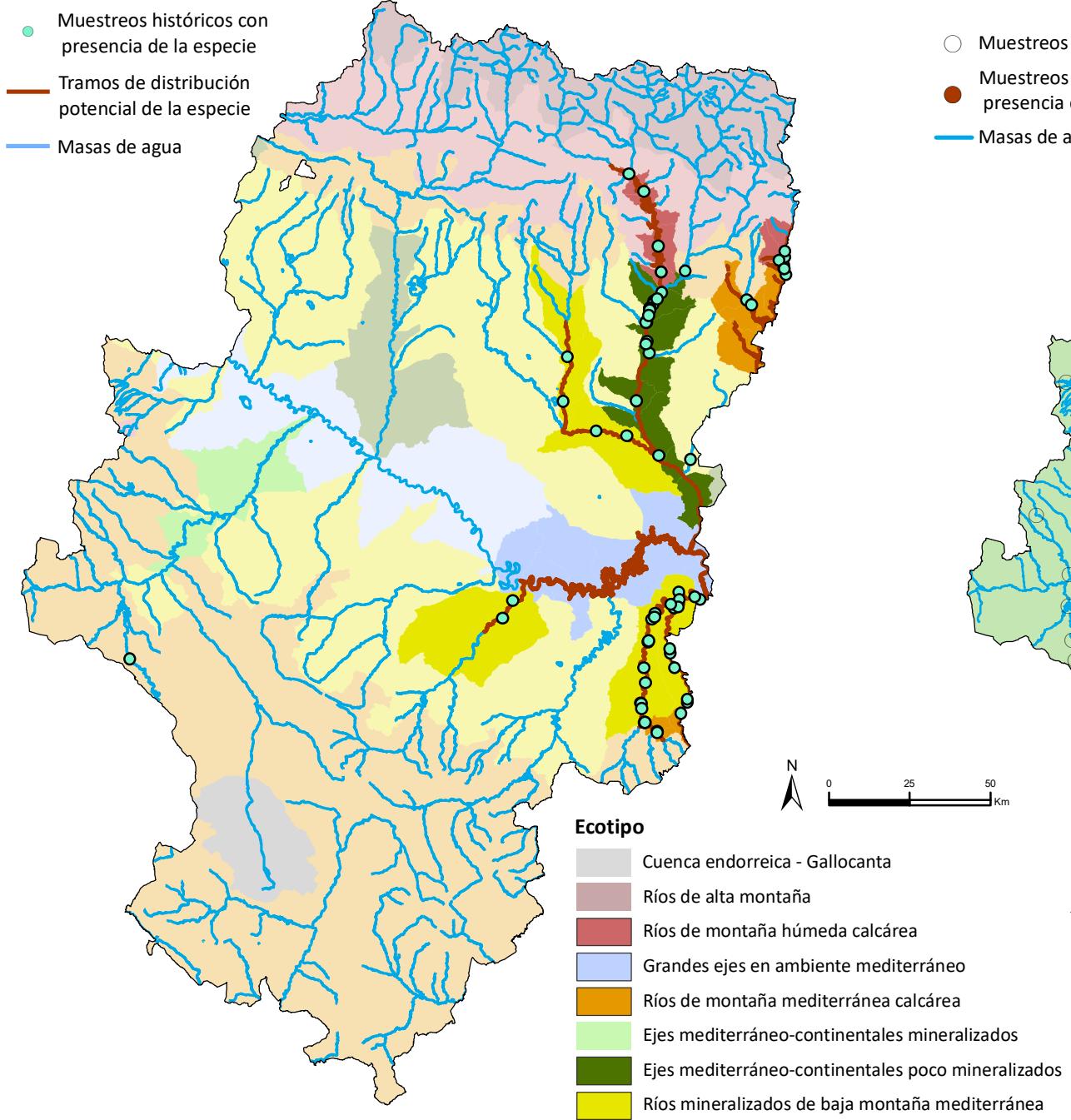
#### Discusión

El bagre se encuentra amenazado por la introducción de peces exóticos invasores, sobretodo ictiófagos (como pez sol, pez gato, perca americana, siluro o lucio) y por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002). El cauce del Ebro -una de las masas de agua de la cuenca con peor estado ecológico, según la CHE (2015)- y tramos bajos de sus afluentes, son tramos especialmente alterados. Aun así, la especie presenta cierta tolerancia frente a estas perturbaciones, lo que coincide con los resultados de Maceda-Vega y De Sostoa (2011); es tolerante a cambios en la conductividad, a la eutrofia y muestra tolerancia media frente a empeoramiento de la calidad del hábitat. Aún así, la alta conductividad provocada por muchas de estas presiones parece afectar sobre todo a especies no bentónicas (como el bagre, que concretamente es euritópica, como señala anexo III) frente a las bentónicas, sobre todo en condiciones de escasez de agua (Maceda-Veiga *et al.*, 2018)

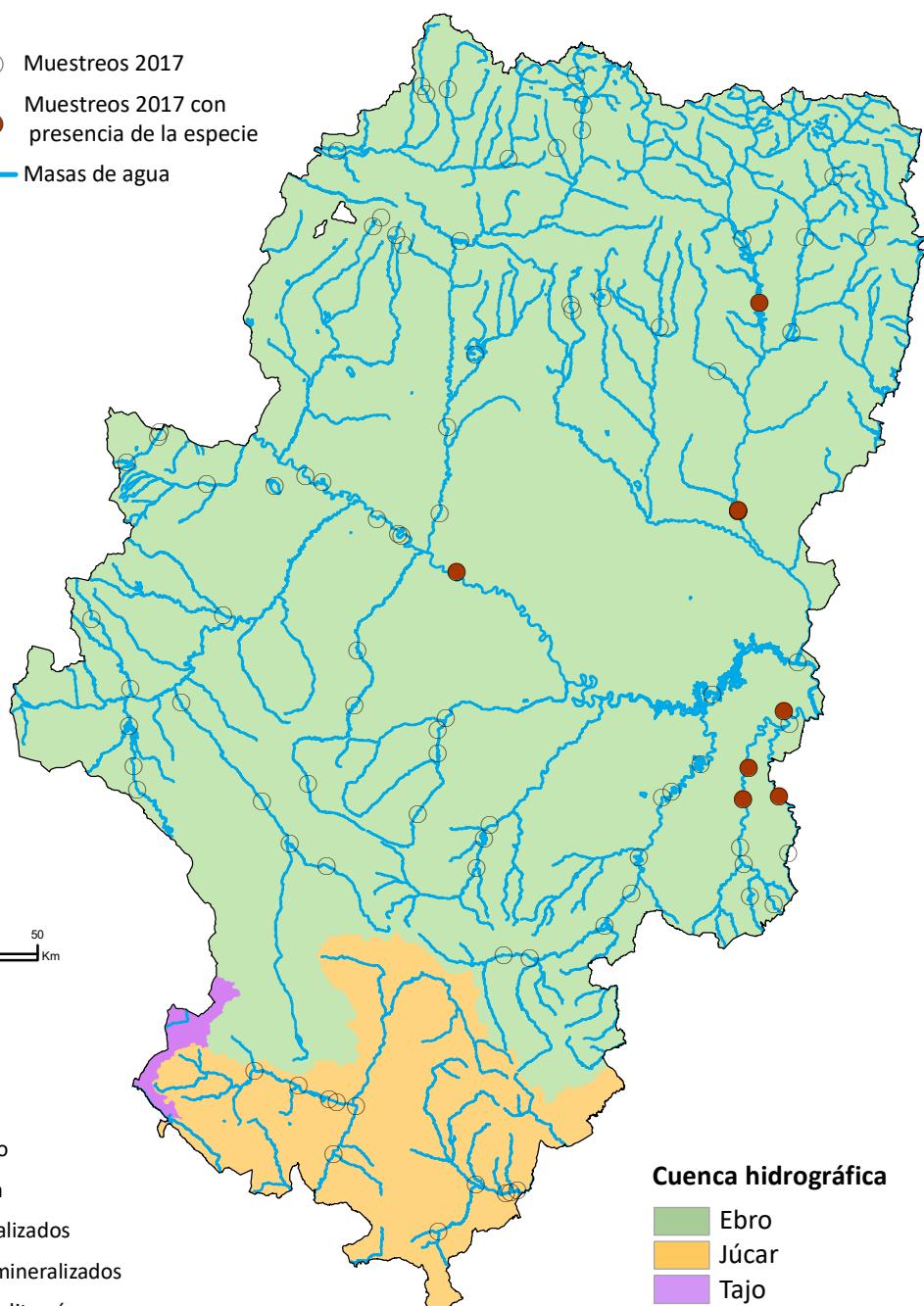
En relación a las EEI, ocurre algo paradójico, ya que se encuentran presentes en todos los muestreos donde el bagre ha sido localizado en la revisión de su distribución, pero no tienen presencia actual ni histórica en los 3 únicos puntos de muestreo donde la especie no ha sido localizada. Esto puede explicarse con que son puntos situados en tramos altos, 2 de ellos en el ecotipo montaña mediterránea calcárea; en estos tramos, las EEI tienen mayores dificultades para establecerse, debido a que, en ausencia de regulación fluvial, las condiciones ecológicas extremas de los ríos mediterráneos exigen potentes mecanismos adaptativos para soportarlas (Prenda *et al.*, 2006). En la cuenca del Matarraña, todos los muestreos con presencia de la especie están situados en ríos (no embalsados), donde el número de EEI es bajo y éstas son en su mayoría no ictiófagas (actualmente solo gambusia), lo que puede ser una posible explicación a la elevada coexistencia de la especie con EEI. La excepción se encuentra en el río Algars, donde ha sido capturado pez gato, que puede prestar sobre peces pequeños (Doadrio, 2002) aunque se desconoce su relación concreta con el bagre. Con respecto a los embalses, la especie ha sido capturada en 1 de 4 embalses situados en tramos de distribución potencial, lo que puede explicarse por la exclusión que causan las numerosas especies exóticas sobre la fauna nativa y la fuerte alteración del hábitat en ellos (Elvira, 1998; García de Jalón, 2008), a pesar de su tolerancia antes comentada.

En puntos de muestreo cercanos a las 3 estaciones sin presencia actual de EEI ni de bagre, ésta ha sido muestreada históricamente en numerosas ocasiones, por última vez en 2010, y resulta preocupante que no haya estado presente en ninguno de los 3. Esto puede ser debido a las altas presiones que afectan a estos tramos, sobre todo al punto situado en el Azud de la Fresneda, que sufre la mayor presión global de toda la cuenca.

**Mapa de distribución potencial del bagre  
(*Squalius laietanus*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de bagre  
(*Squalius laietanus*) en Aragón.**



### ***Squalius pyrenaicus* (Günther, 1868). Cacho**

Vasco: Hegoaldeko katxoa / Zaparda Portugués: Escalo do sul

#### Distribución potencial

El cacho vive en una gran variedad de medios y hábitats, aunque prefiere zonas profundas. La existencia de esta especie en Aragón es absolutamente testimonial y solo ha sido capturado históricamente en un tramo de montaña calcárea del río Piedra aguas arriba del embalse de la Tranquera, por lo que se encuentra totalmente aislada de cualquier otra población de cacho peninsular.



Figura 22 Ejemplar de cacho capturado en el río Piedra. Año 2009. (Foto: @egines)

Analizando los resultados históricos de capturas de cacho a lo largo del río Piedra, las capturas siempre se realizaron aguas arriba del embalse de la Tranquera, y aunque no se haya capturado en todas las estaciones de muestreo, es razonable pensar que se distribuía a lo largo de este río desde su cabecera hasta el citado embalse (Ginés *et al.*, 2015).

Las densidades obtenidas para esta especie, salvo en el año 2009 en la estación de Lugar Nuevo, nunca han sido muy elevadas.

Originalmente, las poblaciones del río Piedra se identificaron como Bagre (*S.cephalus*), para posteriormente ser reconocida junto a una población del río Baias en Álava, como una población relictiva de *Squalius pyrenaicus* en la cuenca del río Ebro, siendo las poblaciones geográficas más próximas las de las cuencas del Júcar y Tajo.

#### Resultados muestreos piscícolas

Se han realizado 2 muestreos dentro del área potencial del cacho, y no ha sido localizado en ninguno de ellos.

Con respecto a las EEI en estos 2 puntos, en ambos ha sido capturada trucha arcoíris en alguna ocasión (100%), en uno de ellos en los muestreos de 2017 (a la altura de Cimballa donde existe una piscifactoría de engorde de esta especie y existe constancia de escapes de ejemplares al medio natural de manera continuada), el que también fue capturada en 2002 perca americana.

#### Presiones en las masas de agua

En los tramos donde se han realizado los muestreos la presión global es alta; ambas estaciones presentan una presión media-alta por alteración de caudales naturales, contaminación puntual y difusa y por presencia de EEI.

### Discusión

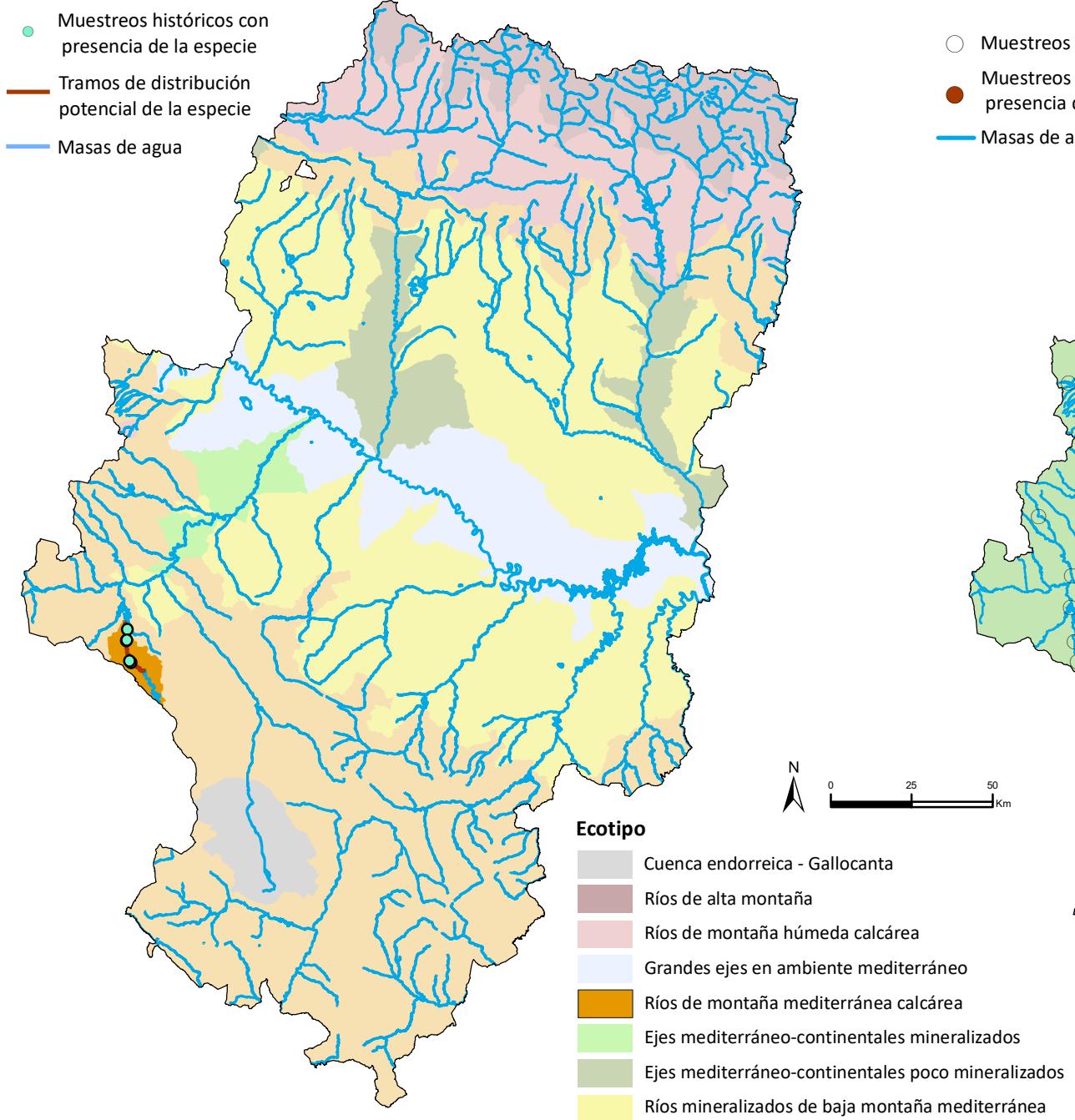
La situación de la población de esta especie (endémica para la Península Ibérica) en el río Piedra es preocupante. Esta población no ha sido considerada para ninguna categoría de amenaza, ni de la IUCN, estatal o autonómica, como sí que ha sido asignada la categoría *Vulnerable* a las poblaciones de las cuencas del Tajo, Júcar y río Matarraña (aunque en éste puede haber sido introducido artificialmente, según Doadrio (2002). Cabe señalar que en este cauce no hay ningún muestreo histórico de esta especie en la base de datos.

Una de las principales amenazas de la especie es la introducción de peces invasores, sobretodo ictiófagos (como pez sol, pez gato, perca americana, siluro o lucio), Probablemente también existe interacciones con el pez sol al competir por el mismo hábitat y recursos (Almeida y Grossman, 2012). También suponen una amenaza para la especie la alteración de su hábitat a consecuencia de la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002).

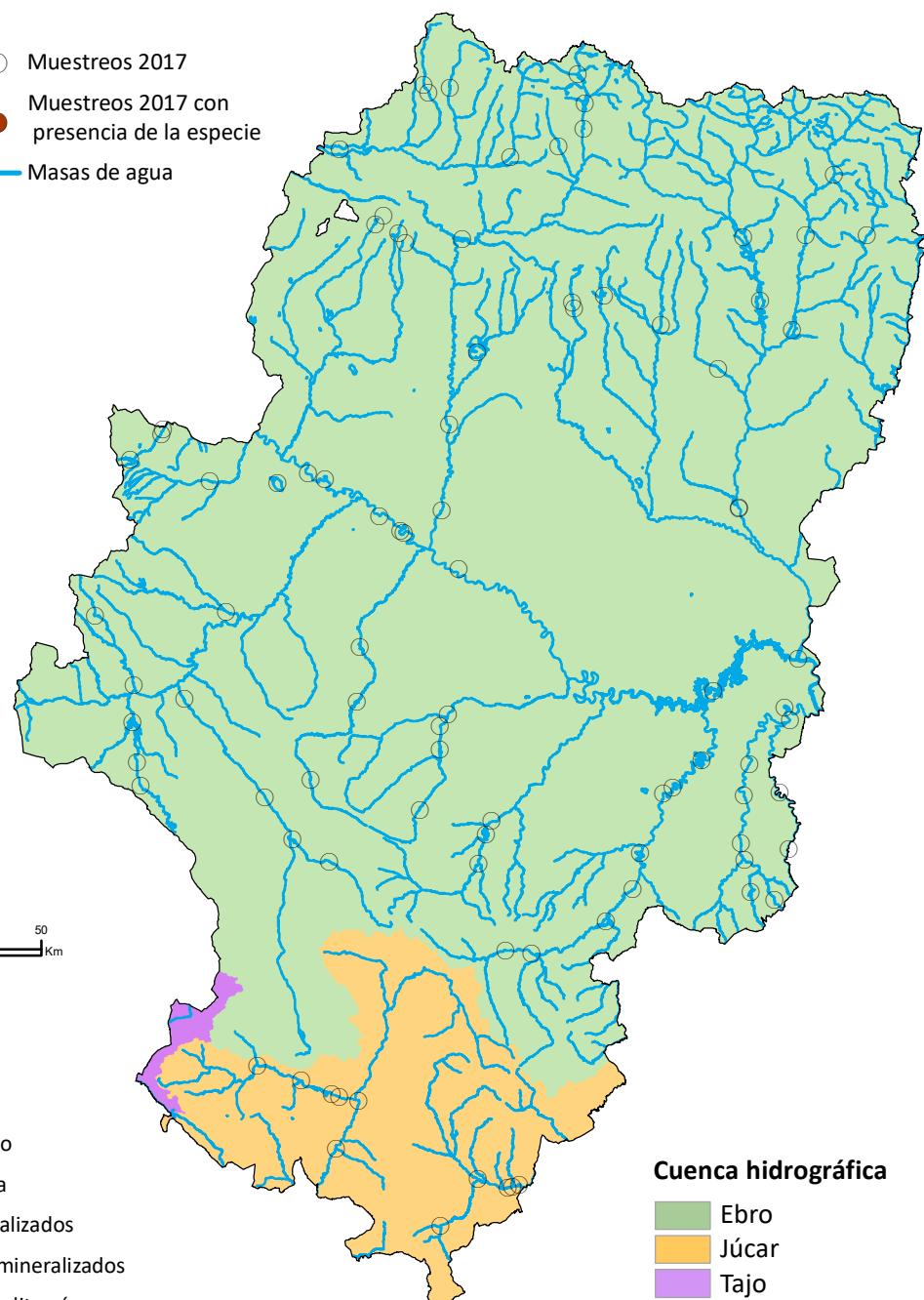
Como se ha descrito en los resultados, el cauce del río Piedra está sometido a altas presiones de diversa índole, que pueden ser la causa de la ausencia de la especie. Concretamente, el río piedra sufre presión alta por vertidos industriales, importantes extracciones de agua y por usos agrícolas de secano, lo que puede provocar un aumento en la conductividad, lo que junto con un caudal bajo parece afectar más a las especies pelágicas, como el cacho, que a las bentónicas (Maceda-Veiga *et al.*, 2018). Con respecto a la introducción de especies exóticas, la perca americana es una de las especies que pueden influir negativamente sobre las poblaciones de cacho (Doadrio, 2002). También puede suponer una amenaza la trucha arcoíris, que, a pesar de tener poblaciones en general no naturalizadas (Guerrero y Jarne, 2014), es también una especie depredadora (Doadrio, 2002), y puede además ejercer competencia por el alimento (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002).

Por otro lado, las demás presiones existentes sobre el cauce deterioran la calidad de su hábitat, algo que también causa la regresión de la especie, como ya se ha comentado.

**Mapa de distribución potencial del cacho  
(*Squalius pyrenaicus*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de cacho  
(*Squalius pyrenaicus*) en Aragón.**



***Squalius valentinus* Doadrio y Carmona, 2006. Cacho del Mediterráneo**

Valencia: *cachuelo valenciano*

**Distribución potencial**

En Aragón, el *cachuelo valenciano* solo se encuentra presente en la cuenca del río Mijares en montaña mediterránea calcárea, siendo una especie típica de tramos medios de los ríos, aunque se le puede localizar en ambientes muy dispares, llegando a formar poblaciones aisladas en hábitats muy reducidos, como manantiales o pequeñas lagunas, llegando casi a las áreas de costa, por lo que la distribución de esta especie en Teruel es su límite más alto.

Es una especie endémica de la península ibérica y exclusiva de la cuenca del Júcar.



Figura 23 *Cachuelo valenciano* (Foto: @SLapesa)

**Resultados muestreos piscícolas**

Se han realizado 4 estaciones en los ríos incluidos dentro del área potencial del *cacho del Mediterráneo*, y ha sido localizado en todos ellos (100%).

Los 4 muestreos se sitúan en el río Mijares. En el tramo de distribución potencial situado en el río Linares no ha sido realizado ningún muestreo.

Con respecto a las EEI, sólo en 1 punto de muestreo se capturó trucha arcoíris en 2009, y perca americana (a 500 m de distancia) en 2003 (25%). El punto se sitúa aguas arriba de la presa de Los Toranes.

**Presiones en las masas de agua**

Todos los tramos fluviales donde se ha localizado la especie se encuentran sometidos a presiones por alteración de caudales naturales, por contaminación puntual y por presencia de EEI. El muestreo situado más cerca de la cabecera, aguas arriba de la presa de Los Toranes, que sufre menos presión por alteración de caudales naturales, presenta el mayor número de capturas de la especie.

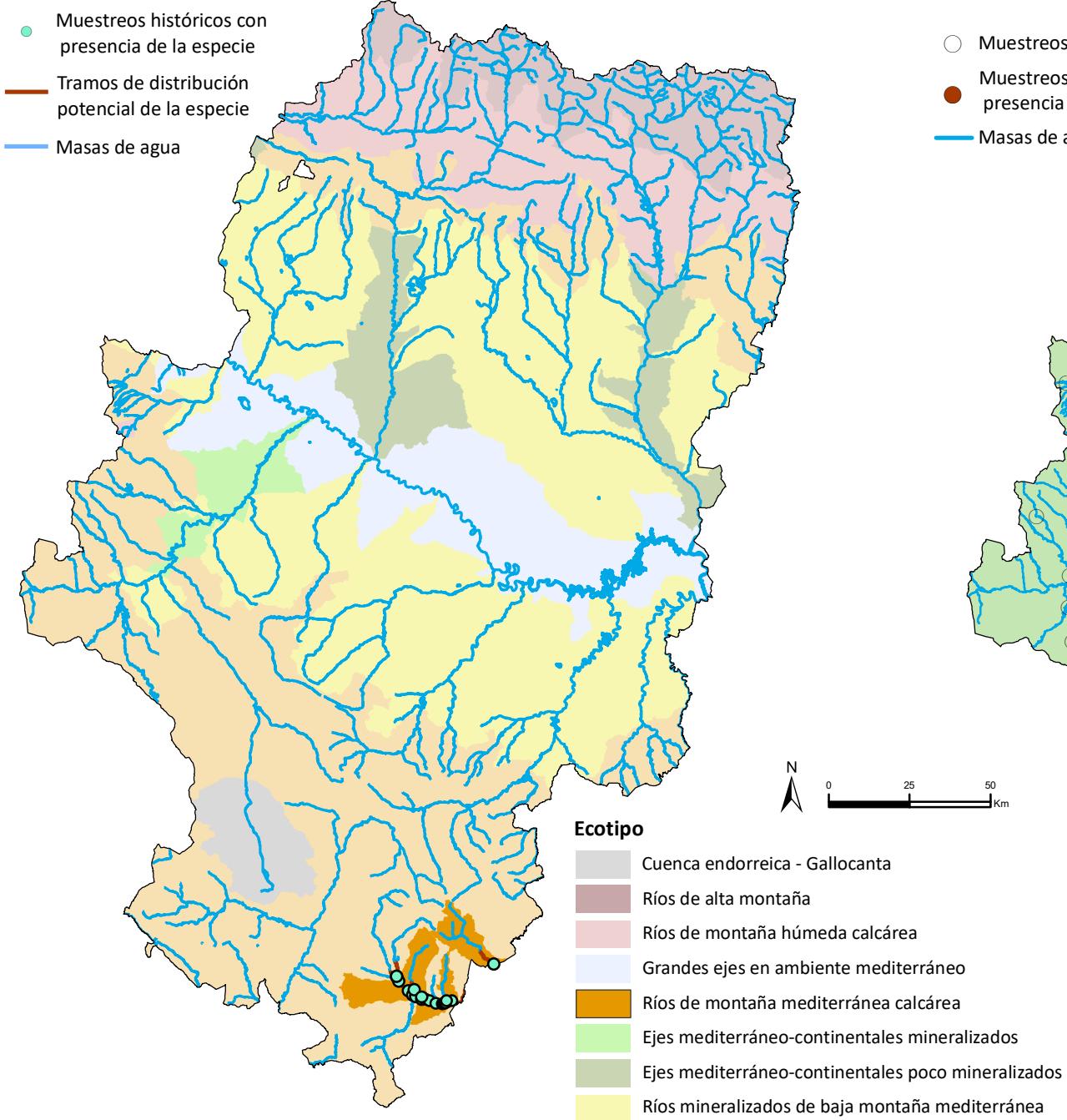
## Discusión

El cacho del mediterráneo se encuentra amenazado por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc., y por introducción de EEI (Doadrio, 2002).

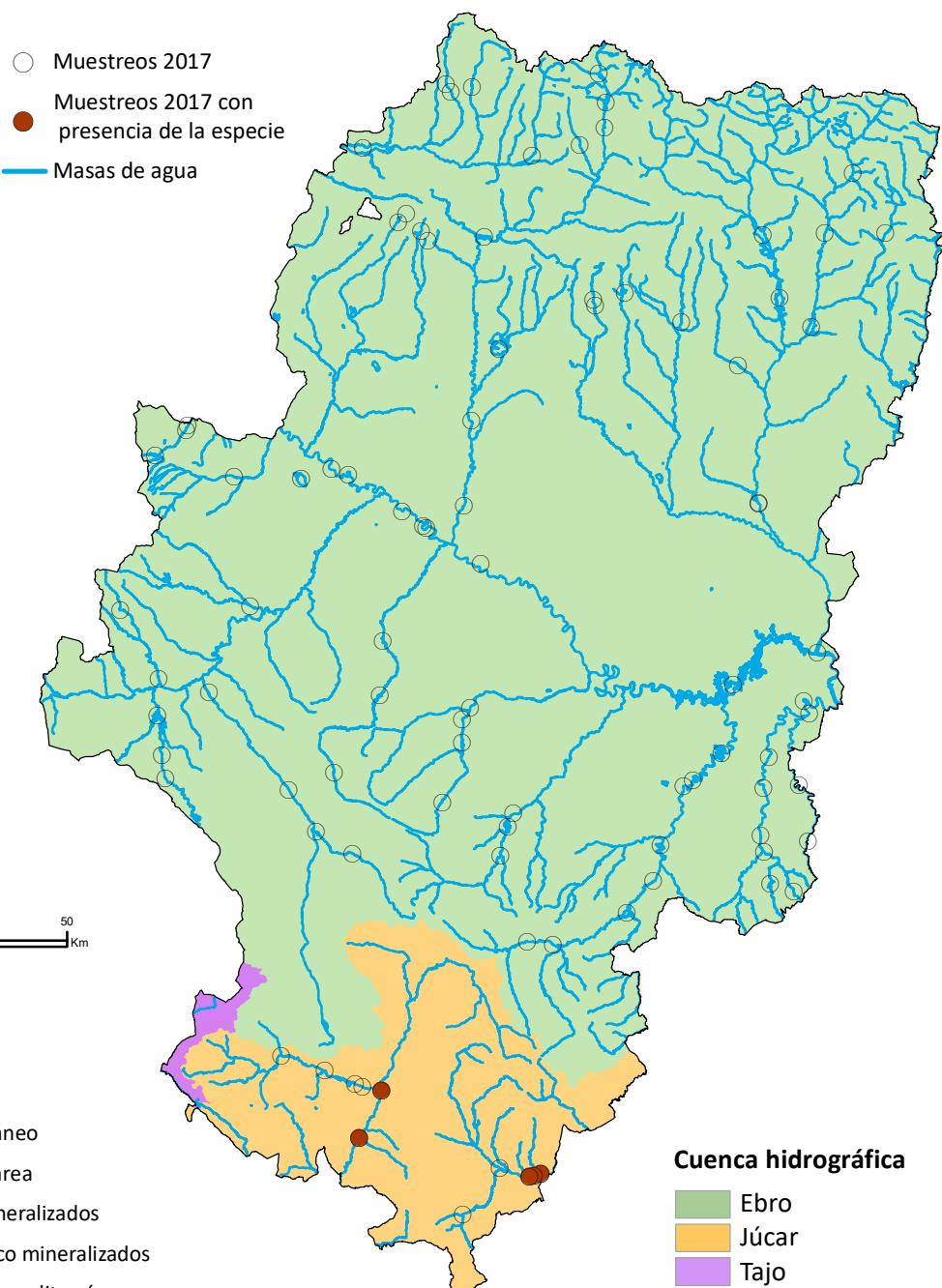
La especie presenta un área de distribución muy reducida (entre las cuencas del Mijares y el Vinalopó), localizándose sólo en 9 ríos y un lago, en la cuenca del Júcar, lo que incrementa aún más la susceptibilidad a las amenazas que afectan a la especie y favorece la posibilidad extinciones locales. De los peces invasores presentes en su área de distribución, la trucha arcoíris puede suponer una amenaza para la especie, porque a pesar de tener poblaciones no naturalizadas, salvo algunas excepciones en Aragón (Guerrero y Jarne, 2014), es una especie depredadora (Doadrio, 2002), y puede además ejercer competencia por los recursos (Oscoz, 2000; Doadrio, 2002). Su presencia puede estar relacionada con el embalse de los Toranes, al igual que la de la perca americana capturada en 2003.

Por otro lado, las demás presiones existentes sobre el cauce deterioran la calidad de su hábitat, algo que también causa la regresión de la especie, que está amenazada por alteraciones de hábitat causadas por la construcción de infraestructuras hidráulicas como canalizaciones y presas, contaminación por vertidos, extracciones de agua y áridos, etc. (Doadrio, 2002). Aun así, según Lapesa y González (2003), las pequeñas presas o azudes existentes en general, no suponen obstáculos insalvables para la especie, salvo uno en Valbona con nueve metros de altura. En relación a la presión por contaminación, cabe destacar la presencia de una piscifactoría de esturión (*Acipenser sturio*), que anteriormente fue de trucha, y se tiene constancia histórica de niveles altos de eutrofización en el embalse de los Toranes y en el río aguas abajo del vertido de la citada piscifactoría, donde se podían apreciar cambios significativos en la calidad fluvial (Lapesa y González, 2003). En nuestro caso, otra posible amenaza sobre la especie en estos tramos (cabecera del Mijares) es que están entre los tramos de la cuenca del Júcar donde se realizan más extracciones de áridos, según la CHJ (2015).

**Mapa de distribución potencial del cacho del Mediterráneo (*Squalius valentinus*) en Aragón.**



**Mapa de muestreos de 2017 con presencia de cacho del Mediterráneo (*Squalius valentinus*) en Aragón.**



### Resumen resultados inventarios piscícolas

A continuación, se muestra una tabla-resumen con los resultados obtenidos para cada especie (*tabla 18*). Se observa que todas las especies presentan presiones en sus tramos de distribución potencial, tanto por contaminación o difusa o puntual, como por alteraciones de caudales naturales o morfológicas. Además, se observa una mayor presencia de EEI en los puntos con ausencia que con presencia de las especies autóctonas.

*Tabla 18. Resumen de los resultados sobre la comparación entre la situación actual y potencial de cada especie autóctona.*

Especie	nº de puntos con presencia en cauces de distribución potencial			Puntos con EEI (%)		Presión por contaminación <sup>2</sup>		Presión por alteraciones hidromorfológicas <sup>2</sup>		EEI no solo de peces <sup>2</sup>	
	Ríos	Embalses	Porcentaje de presencia <sup>1</sup>	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.	En presencia de la sp.	En ausencia de la sp.
<i>A.arcasii</i>	16	-	38	25	75	x	x	x	x	x	x
<i>A.anguilla</i>	1	1	3	50	70	x	x	x	x	x	x
<i>B. quignardi</i>	6	-	24	33	50	x	x	x	x	x	x
<i>B. haasi</i>	47	-	66	30	70	x	x	x	x	x	x
<i>L. graellsii</i>	21	12	53	90	60	x	x	x	x	x	x
<i>C. calderoni</i>	1	-	25	100	100	x	x	x	x	x	x
<i>C. paludica</i>	1	-	5	0	75	x	x	x	x	x	x
<i>P. miegii</i>	16	12	58	65	50	x	x	x	x	x	x
<i>P. turiense</i>	3		33	0	50	x	x	x	x	x	x
<i>P. biguerri</i>	10	2	54	33	90	x	x	x	x	x	x
<i>G. lozanoi</i>	22	4	57	70	15	x	x	x	x	x	x
<i>L. guiraonis</i>	5	0	55	20	50	x	x	x	x	x	x
<i>S. laietanus</i>	6	1	46	100	60	x	x	x	x	x	x
<i>S. pyrenaicus</i>	0	-	0	-	100	-	x	-	x	-	x
<i>S. valentinus</i>	4	-	100	25	-	x	-	x	-	x	-
<i>S. fluviatilis</i>	2	4	24	100	95	x	x	x	x	x	x
<i>S. trutta</i>	36	4	72	30	15	x	x	x	x	x	x
PROMEDIO			42%	48%	64%						

Tras el análisis de los resultados, se aprecia la dificultad (incluso imposibilidad) de identificar el efecto de cada factor estresante en el estado, distribución y función de cada organismo y en cada masa de agua, de acuerdo con Côté *et al.*, (2016).

Aún así, se aprecia el siguiente patrón general: los puntos de muestreo situados dentro del límite de distribución potencial de la especie autóctona en los que hay o ha habido históricamente EEI, no suelen albergar dicha especie en la actualidad, y viceversa; en muchos puntos con presencia en 2017 (o período de los estudios para los embalses) hay una baja presencia actual o histórica EEI. Las EEI se sitúan sobretodo en embalses y puntos cercano a ellos, coincidiendo con los puntos con un porcentaje más bajo de especies autóctonas muestreadas en 2017 con respecto a las que potencialmente pueden albergar. Aún así, será necesaria la realización de un análisis estadístico para establecer patrones generales.

También se puede observar el fenómeno de que las EEI se sitúan sobre todo en masas de agua modificadas, embalses, y menos en tramos altos (salvo la trucha arcoíris), donde hay más presencia de autóctonas.

También es importante tener en cuenta que para nuestro análisis se han usado solo los datos relativos a las presiones, sin analizar los datos disponibles relativos a sus impactos y consiguiente estado de las masas (lógicamente tienen relación entre sí, pero el nivel de impacto puede variar de una masa a otra en función de su susceptibilidad a las presiones).

Cabe destacar que en nuestros resultados no siempre coincide la presencia de EEI con una presión alta sobre la masa de agua, lo que coincide con la afirmación de De Sostoa *et al.* (2011) de que las EEI son un síntoma de presión antrópica, pero no un sinónimo de alteración del hábitat físico y de mal estado ecológico. Además, existen muchas especies autóctonas relativamente tolerantes a los impactos antrópicos que han mostrado una alta presencia en hábitats con altas presiones, como el barbo de Graells, el blenio o la madrilla (en bibliografía también se afirma su tolerancia frente a diferentes presiones; Maceda-Veiga y De Sostoa, 2011; tabla anexo III, distintas fuentes) aunque en general son las exóticas las más tolerantes, con algunas excepciones como la trucha arcoíris, especialmente sensible a bajas concentraciones de oxígeno. Se confirma una vez más que es arriesgado hacer generalizaciones en biología.

#### 5.3.4. Análisis situación actual a nivel de número de especies autóctonas en los inventarios actuales con respecto al número potencial de especies por punto de muestreo.

En el análisis por puntos de muestreo, en un 44 % de los muestreos se han localizado menos de la mitad del número de especies potenciales. En la figura 24 se muestra el número de muestreos que han presentado cada intervalo establecido para la variable *Ratio A:P* (número de especies autóctonas en 2017 con respecto a las potenciales para cada punto de muestreo, en porcentaje). Puede

observarse que la mayoría de muestreos presentan entre un 40 y un 60% del número de especies potenciales.

Los muestreos en los que se han localizado el mismo número especies que las potenciales (*Ratio*=1) coinciden en que en ninguna de ellas han sido localizadas EEI en 2017, pero no se aprecia ningún patrón de presiones general; están sometidos tanto a bajas o nulas como a altas presiones globales, y de todos los tipos en distintas combinaciones.

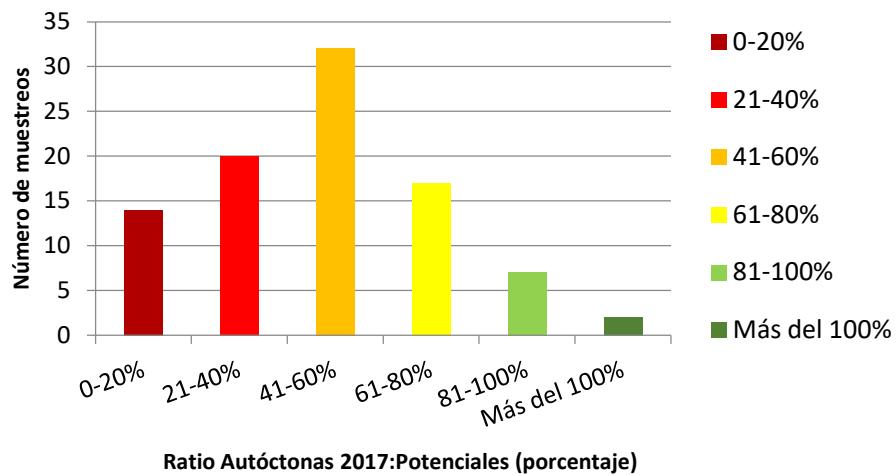


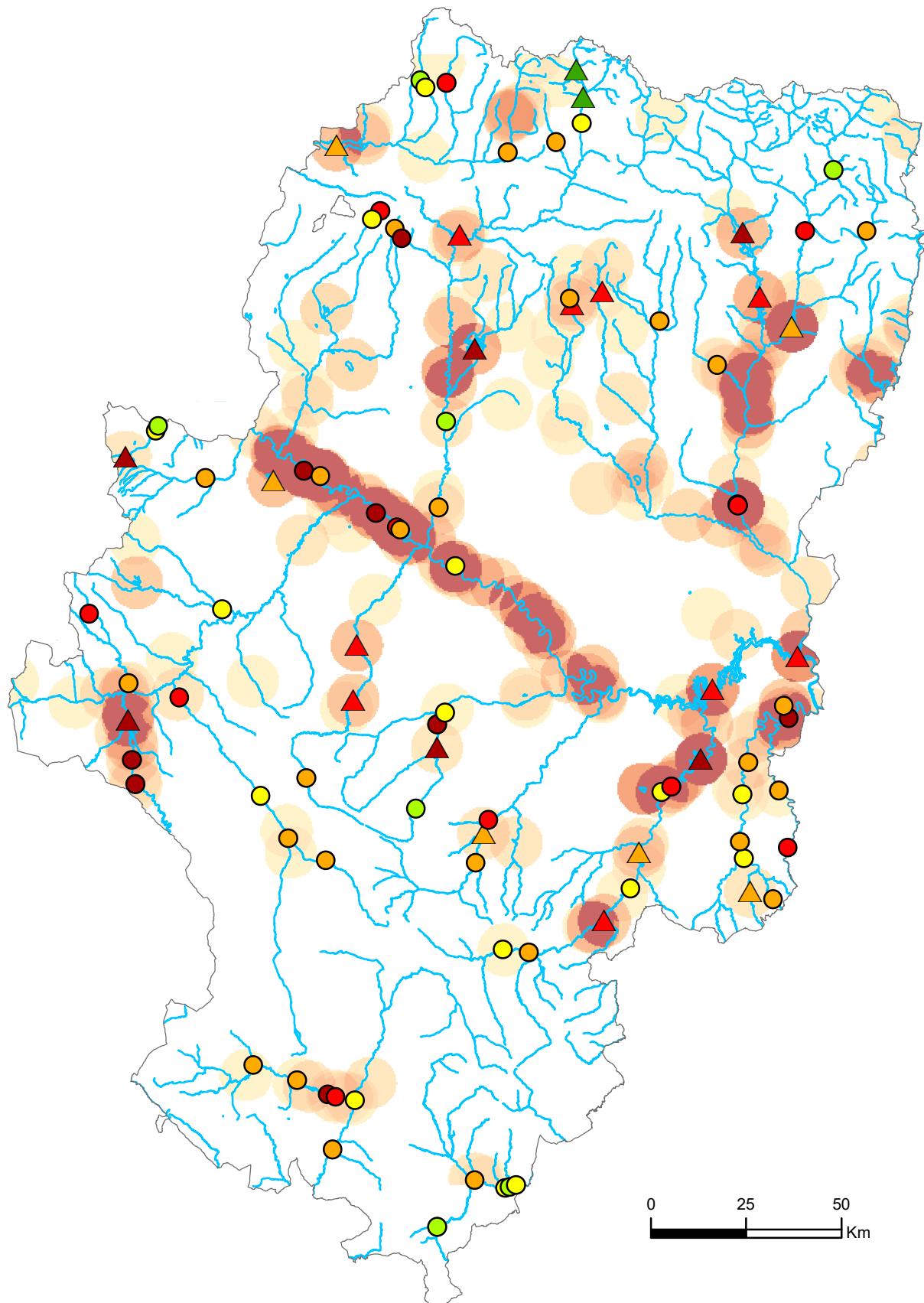
Figura 24. Número de muestreos con cada rango de porcentaje de especies autóctonas muestreadas en la actualización de los inventarios respecto a las potenciales. Fuente: Elaboración propia

Adicionalmente, esta información relativa al valor de *Ratio A:P* de cada punto de muestreo, junto con la localización de las capturas históricas de EEI en Aragón, se muestra en el mapa de la siguiente página (figura 25).

Comparación del número de especies autóctonas en 2017 con el número de especies potenciales, y con las capturas históricas de EEI

600000

800000



600000

800000

Leyenda

Masas de agua

Densidad de EEI de peces

Alta  
Media  
Nula

Sps. autóctonas actuales con respecto a las potenciales

Ríos Embalses

- 0- 20%
- 21-40%
- 41- 60%
- 61- 80%
- 81- 100%
- + 100%

0 25 50 Km



Observaciones:

ESCALA 1: 1.500.000  
Elíptico GRS80. Proyección UTM. Datum ETRS89. Huso 30.

Las coordenadas se expresan en metros.

La información sobre los límites administrativos procede de la Infraestructura de Datos Espaciales de Aragón (IDEARAGÓN). Los datos relativos a la red hidrográfica y datos sobre peces pertenecen a la Confederación Hidrográfica del Ebro y a la DGA. Octubre de 2018

Figura 25 Ratio A:P para cada punto de muestreo, coloreado según el porcentaje de especies autóctonas con respecto a las potenciales, junto con la localización de las capturas históricas de EEI en Aragón (página anterior)

#### 5.4. Análisis estadístico.

##### 5.4.1. Relación entre la riqueza de especies autóctonas y exóticas en 2017.

En primer lugar, se exponen los resultados de la matriz de correlaciones de Pearson ( $r_p$ ) entre las tres variables extraídas de los apartados previos, número de especies exóticas 2017-*Exóticas 2017*-, número de especies autóctonas 2017-*Autóctonas 2017*-, y número de especies potenciales -*Potenciales*-, para cada punto de muestreo (tabla 19). La asignación del número potencial de especies por punto de muestreo se ha hecho a partir de los mapas de distribución potencial, cuya elaboración se explica en el apartado 4.3.2, de la metodología.

Tabla 19 Coeficientes de correlación de Pearson para las variables *Autóctonas 2017*, *Exóticas 2017* y *Potenciales*, para 92 observaciones.  $p<0.05$ .

	Autóctonas 2017	Exóticas 2017	Potenciales
Autóctonas 2017	1.0000	-0.2346	0.3510
Exóticas 2017	-0.2346	1.0000	n.s.
Potenciales	0.3510	n.s.	1.0000

Los resultados muestran una correlación estadísticamente significativa entre todas las variables (nivel de significación  $p<0,05$ ) salvo entre *Potenciales* y *Exóticas 2017* ( $p$ -valor=0,3), para las que no ha habido correlación. Se ha encontrado una asociación lineal moderada y positiva ( $r_p = 0.35$ ) entre los valores de *Autóctonas 2017* y *Potenciales*. Con respecto a la correlación entre *Autóctonas 2017* y *Exóticas 2017*, se muestra una asociación lineal negativa baja ( $r_p = -0.23$ ), por lo que, a mayor número de especies exóticas muestreadas en 2017, más bajo es el número de autóctonas, y viceversa.

A parte, se realizó un test de correlación de Pearson sobre las variables *Exóticas 2017* y *Ratio A:P* (*Ratio Autóctonas 2017: Potenciales*), que mostró una correlación negativa baja, pero significativa ( $r_p = -0,29$ ,  $p=0,004$ ). Según esto, en 2017, a mayor número de especies exóticas, menor valor relativo de especies autóctonas sobre las que potencialmente podrían haberse localizado en cada punto de muestreo.

Para representar estos resultados, realizó una gráfica de correlación entre la variable *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, coloreando los puntos por tipología del lugar de muestreo -río o embalse- (figura 26). En esta gráfica, se separaron los muestreos realizados en embalses de los realizados en ríos a lo largo del eje x, quedando los primeros más a la derecha de la gráfica, lo que muestra un número mayor de especies exóticas en 2017, respecto a la ratio A:P, en los embalses que en los ríos. Con respecto a la

pendiente de las rectas, ambas son decrecientes, pero la pendiente es mayor en la que representa a los muestreos en embalses, mostrando un valor decreciente de la ratio A:P conforme aumenta el número de especies exóticas.

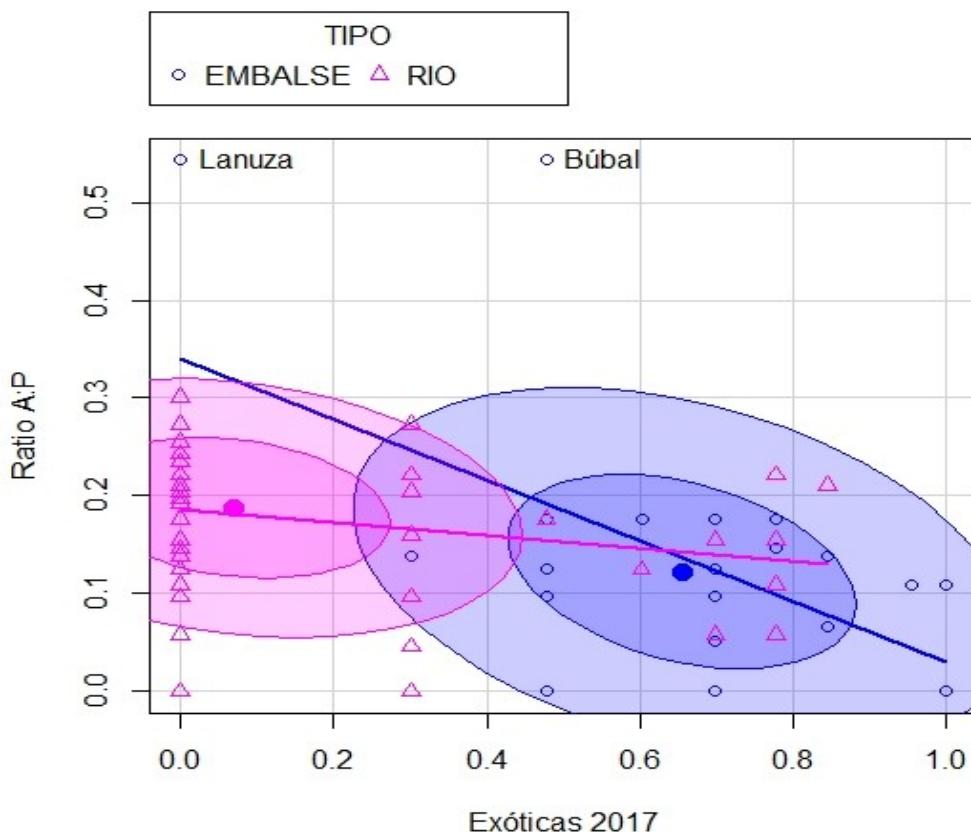


Figura 26 Gráfica de correlación entre la variable Ratio A:P y Exóticas 2017, separado por tipología del lugar de muestreo –ríos, en rosa, o embalses, en azul-.

Hay dos puntos de muestreo, los de los embalses de Búbal y Lanuza, en los cuales, como ya se ha comentado anteriormente en el apartado de la revisión de inventarios en embalses (5.3.2), hay una situación distinta a todos los demás puntos de muestreo. En estos puntos, hubo un mayor número de especies autóctonas en 2017 de las que se esperaban potencialmente. Esto, los sitúa en la zona superior del eje y, muy alejados de los demás muestreos. Se ha elaborado una matriz y una gráfica de correlación eliminando estos dos puntos de la base de datos, y los resultados han sido los siguientes (tabla 20 y figura 27).

Tabla 20 Coeficientes de correlación de Pearson para las variables Autóctonas 2017, Exóticas 2017 y Ratio A:P, para 90 observaciones,  $p$ -valor  $<0.05$  en todos los casos

	Autóctonas 2017	Exóticas 2017	Ratio A:P
Autóctonas 2017	1.0000	-0.2378	0.8190
Exóticas 2017	-0.2378	1.0000	-0.3637
Ratio A:P	0.8190	-0.3637	1.0000

Los resultados de esta matriz de correlación (*tabla 20*) mostraron un aumento del coeficiente de correlación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017* ( $r_p = -0,3637$ ). En cuanto a la representación, también se separaron los muestreos realizados en embalses de los realizados en ríos a lo largo del eje x, y aunque están en dos niveles distintos del gradiente, muestran una pendiente decreciente similar; cuanta mayor presencia de especies exóticas, menor valor de *Ratio A:P*, es decir, menos especies autóctonas muestreadas en 2017 con respecto a las que potencialmente podía haber. En general, los embalses muestran un valor de *Ratio A:P* menor y un número mayor de especies exóticas en 2017 que los ríos.

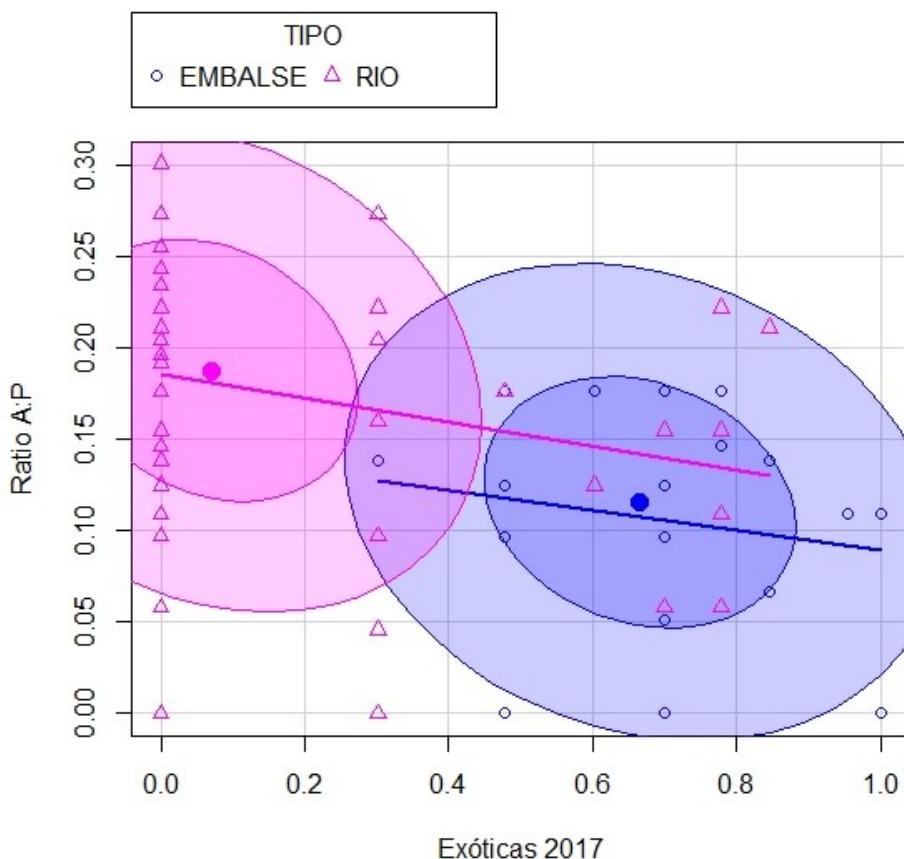


Figura 27 Gráfica de correlación entre la variable *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, por lugar de muestreo –ríos, en rosa, o embalses, en azul-, sin los puntos de muestreo en los embalses de Búbal y Lanuza.

#### 5.4.2. Influencia de las presiones antrópicas sobre la riqueza de especies autóctonas en 2017.

En un primer análisis se aplicó el GLM a los datos de embalses y ríos por separado, debido a que en la gráfica de correlación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017* por lugar de muestreo-río o embalse- (figura 26), se separan los muestreos realizados en embalses de los realizados en ríos en magnitud. Cuando se ha realizado el análisis de todos los puntos de muestreo en conjunto, la variable explicativa lugar de muestreo no ha resultado significativa sobre la ratio, por lo que se ha estimado que estadísticamente estos grupos no se separan; aunque están en dos niveles distintos del gradiente, muestran una tendencia similar. Por ello, se ha realizado finalmente el análisis sobre todos los puntos de muestreo de forma conjunta.

Se han llevado a cabo diversos GLM donde se contemplaba diferentes modelos posibles. En primer lugar, se aplicó el modelo a todos los muestreos a la vez (incluyendo ríos y embalses). En este caso, se estableció la *Ratio A:P* como variable dependiente, resultando sólo la variable *Exóticas 2017* como significativa para el modelo (tabla 21). Cuando se utilizó la variable *Autóctonas 2017* como dependiente, resultaron significativos ( $p<0.1$ ) dos factores, el tipo de lugar de muestreo (río o embalse) y las presiones morfológicas sobre el cauce.

Tabla 21 Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P. Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017. · p<0.1; \*p<0.05; \*\*p<0.01

Variables significativas	Pendiente (p-valor)
<b>Autóctonas 2017</b>	
P. Morfológicas	0.1824713, . (0,1)
Lugar	0.1552589, . (0,1)
<b>Ratio A:P</b>	
Exóticas 2017	-0.135521, ** (0,01)

Como se ha visto en el apartado anterior, la relación entre especies exóticas y autóctonas ha sido similar en ríos y embalses, sin embargo, a pesar de seguir una misma tendencia, en general, los embalses estaban en una situación más avanzada, es decir con mayor número de especies exóticas y menor de autóctonas. Por esta razón, ha resultado interesante hacer el análisis por separado en función de la tipología del punto de muestreo- *Lugar*. En la tabla 22 se muestran las variables explicativas que interaccionan de forma estadísticamente significativa con las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P.

Tabla 22 Pendiente y nivel de significancia (p) de las variables mostradas como significativas en el GLM con distribución gaussiana para las variables dependientes Autóctonas 2017 y Ratio A:P, y los factores P. Morfológicas, P. Caudales, P. Difusas, P. Puntuales, P.EEI, Lugar y Exóticas 2017, en los muestreos en ríos y en embalses por separado. · p<0.1; \*p<0.05; \*\*p<0.01

Lugar de muestreo	Variables significativas	Pendiente (p-valor)
<b>Autóctonas 2017</b>		
Ríos	P.Caudales	0.149819, * (0,01)
Embalses	-	-
<b>Ratio A:P</b>		
Ríos	-	-
Embalses	Exóticas 2017	-0.316626, ** (0,01)
	P.Caudales	-0.185312, *** (0,001)
	P.EEI	0.089814, * (0,05)

En resumen, la variable riqueza de especies autóctonas se relacionó principalmente con la tipología del lugar de muestreo (río o embalse) y con las presiones morfológicas. Cuando se separaron los análisis por tipología de punto de muestreo, además se observó que en ríos, las presiones relacionadas con la alteración del caudal fueron significativas en la determinación del número de especies autóctonas. En cuanto a los análisis realizados con la *Ratio A:P* como variable respuesta, la variable explicativa que resultó significativa fue *Exóticas 2017*. Una vez se separaron las bases de datos por tipo de punto de muestreo, ninguna variable fue significativa para el modelo en los ríos, sin embargo, en los embalses fueron significativas la presión por alteración de caudales naturales (*P. Caudales*) y las EEI no sólo de peces (*P.EEI*), además de la riqueza de especies exóticas de peces (*Exóticas 2017*).

Para representar la relación entre la variable respuesta y las distintas presiones significativas, se han elaborado gráficas de correlación entre la *Ratio A:P* y *Exóticas 2017*, en las que se representan las rectas de cada una de las variables explicativas significativas, en función de los niveles de cada presión.

En primer lugar, en la siguiente gráfica (figura 28) se representan rectas para cada nivel de presión por alteraciones morfológicas, en los puntos situados tanto en ríos como en embalses.

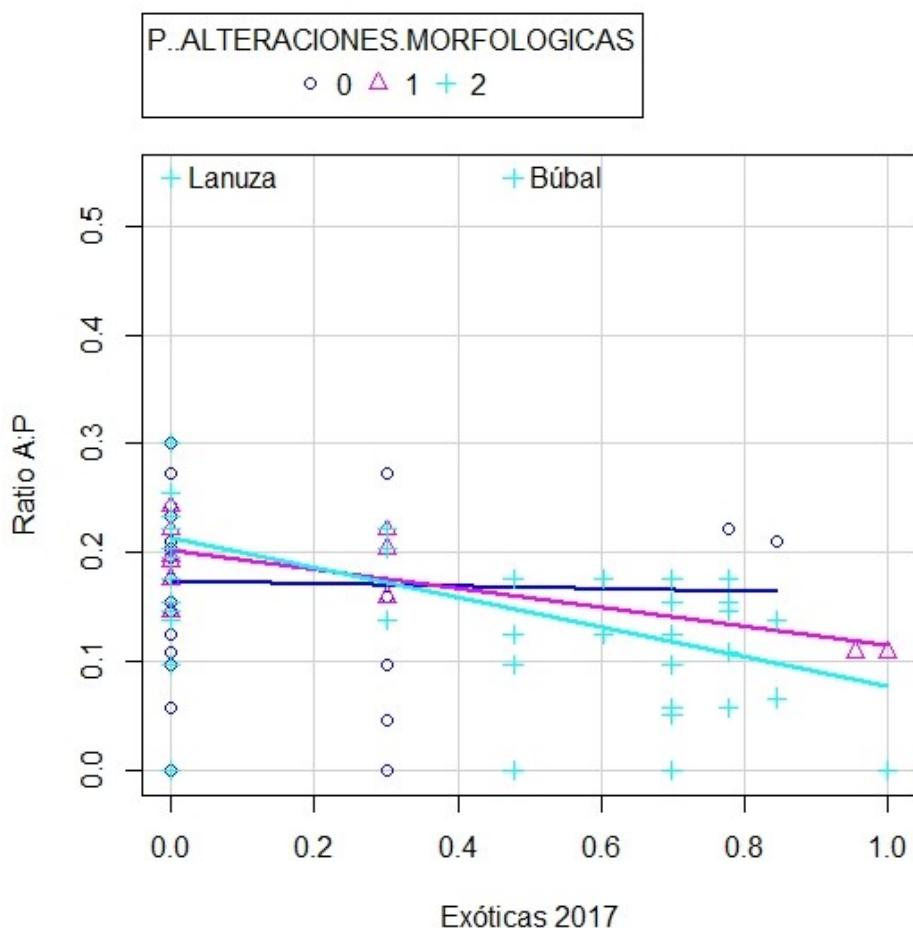


Figura 28 Gráfica de correlación entre *Ratio A:P* y *Exóticas 2017* de todos los muestreos, por niveles de presión de las alteraciones morfológicas (nula en azul oscuro, baja en rosa, media-alta en azul claro)

Se puede observar que la mayoría de los muestreos con presión nula se localizan en valores bajos del eje x (número de especies exóticas en 2017), es decir, con menor número de especies exóticas de peces.

En los puntos de muestreo con presión por alteraciones morfológicas media-alta, cuando aumenta el número de especies exóticas, hay una *mayor* disminución de la variable *Ratio A:P* es decir, de la proporción entre especies autóctonas muestreadas en 2017 y las que potencialmente puede haber en cada punto. Por otra parte, cuando la presión es nula, la relación entre la ratio A:P y exóticas 2017 se mantiene constante.

Para los muestreos situados en embalses, se ha elaborado también una gráfica para las variables *P.Caudales* y *P.EEI*, que se muestran en las *figuras 29 y 30* respectivamente.

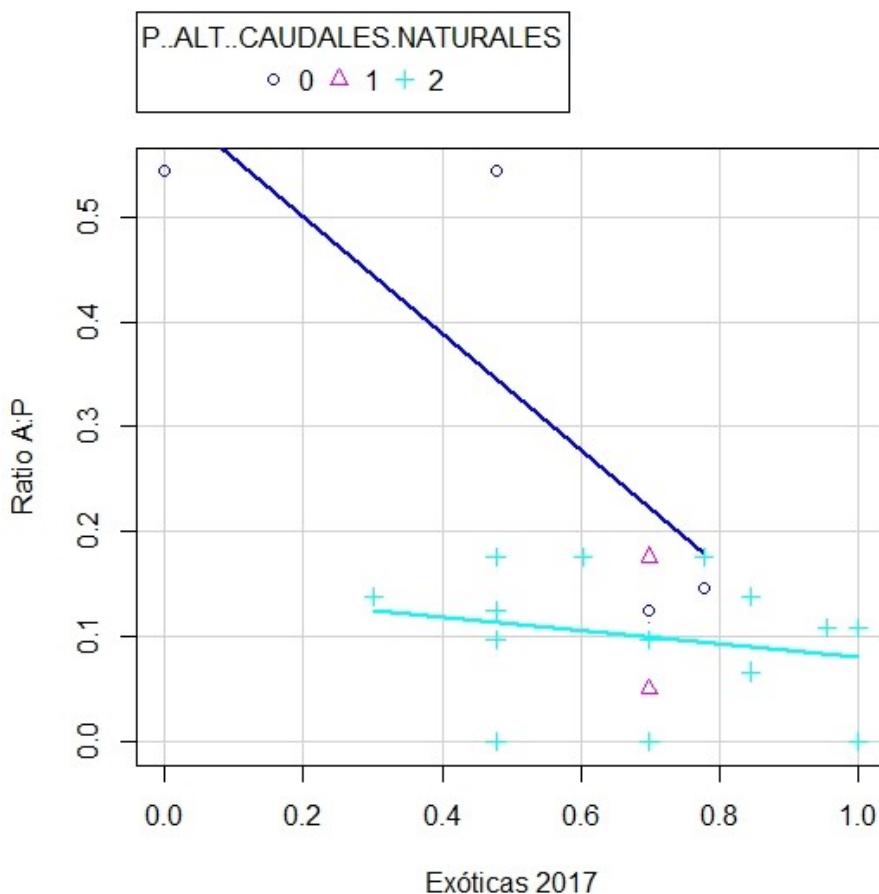


Figura 29: Gráfica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión debidos a alteración de caudales naturales.

En la figura 29 se observa una disminución muy pronunciada de la ratio conforme aumenta el número de especies exóticas, para los puntos de muestreo con presión nula por alteración de caudales naturales. Esto se debe al elevado número de especies autóctonas que presentan Bubal y Lanuza respecto a los otros dos puntos con alteración nula. En cualquier caso, el número de muestras bajo esta categoría como para extraer una conclusión.

A pesar de que no puede hacerse una comparación con un estado nulo de presiones por alteración de caudales, puede afirmarse que cuando hay alteración por caudales naturales, un aumento del número de exóticas se corresponde con una disminución de *Ratio A:P*.

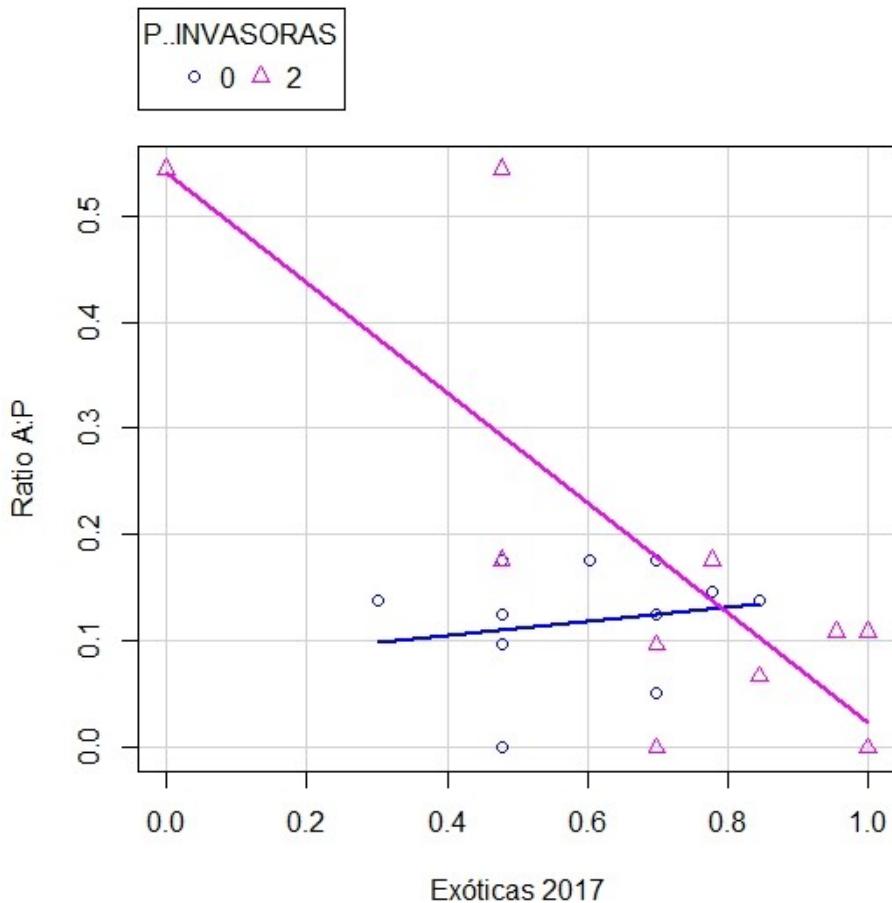


Figura 30 Grafica de correlación entre Ratio A:P y Exóticas 2017 de los muestreos realizados en embalses, por niveles de presión por presencia de EEI no solo de peces (nula en azul oscuro, media-alta en rosa).

Con respecto a la figura 30, se apreció una pendiente negativa y pronunciada entre la ratio A:P y las exóticas 2017, cuando el nivel de presión por EEI era alto (rosa). Se observó una disminución de la ratio A:P conforme aumenta el número de especies exóticas exclusivamente de peces, cuando hay presencia de especies exóticas en general. Por otra parte, esta tendencia se invierte cuando los puntos de muestreo no están afectados por presencia de otras EEI que no sean los peces capturados en 2017

(la mayoría no son peces, de los que sólo contempla el siluro, como se ha explicado en la metodología).

Por lo general, se ha observado que los puntos de muestreo afectados por presiones significativas muestran una mayor disminución de la ratio A:P conforme aumentan las especies de peces exóticas de 2017 que los puntos sin alteraciones. Los resultados muestran un mayor número de estas especies en tramos alterados morfológicamente, como en los embalses, con respecto a los ríos y también en los puntos más afectados por EEI.

#### 5.4.3. Análisis de componentes principales (PCA)

Para la proyección de los resultados del análisis PCA, se representaron los dos primeros ejes que explican un 82.50 % de la varianza. El eje 1, horizontal, estaba correlacionado positivamente con el número de especies *Autóctonas 2017*, mientras que el eje 2 se correlacionó positivamente con el número de especies *Exóticas 2017* (figura 31). El número de especies *Potenciales*, tomo una posición intermedia entre las otras dos variables. Se aprecia cierta estructuración de los datos en torno a las 3 variables originales; los muestreos en embalses, junto con los realizados en el cauce del Ebro, se sitúan por lo general en valores máximos positivos de *Exóticas 2017*, mostrando cierta oposición con respecto a los valores altos de especies autóctonas (lado negativo del eje 1). Por otro lado, los muestreos localizados más cercanos a la parte positiva del eje 1 son los muestreos realizados en ríos. También se aprecia la dispersión que muestra la situación de los muestreos en relación a estas tres variables,

Aunque no se va entrar en detalle al respecto, estos resultados permiten extraer la información de qué situación tiene cada muestreo en particular y pueden llegar a extraerse generalidades a nivel de cauce, pero éste no es el fin de este trabajo por lo que las gráficas de proyección de los resultados del análisis PCA para embalses y ríos por separado se incluyen en el Anexo IV. En ellas, destaca la mayor correlación existente entre *Autóctonas 2017* y *Potenciales* en los muestreos situados en ríos, respecto a los muestreos en embalses. En los embalses, las especies exóticas muestran una mayor exclusión sobre la presencia de especies autóctonas. A rasgos generales, los resultados de este análisis coinciden con lo que se ha observado y discutido hasta ahora; hay una mayor presencia de especies exóticas en los embalses que en los ríos, la cual se correlaciona negativamente con el número de especies autóctonas en la mayoría de puntos de muestreo.

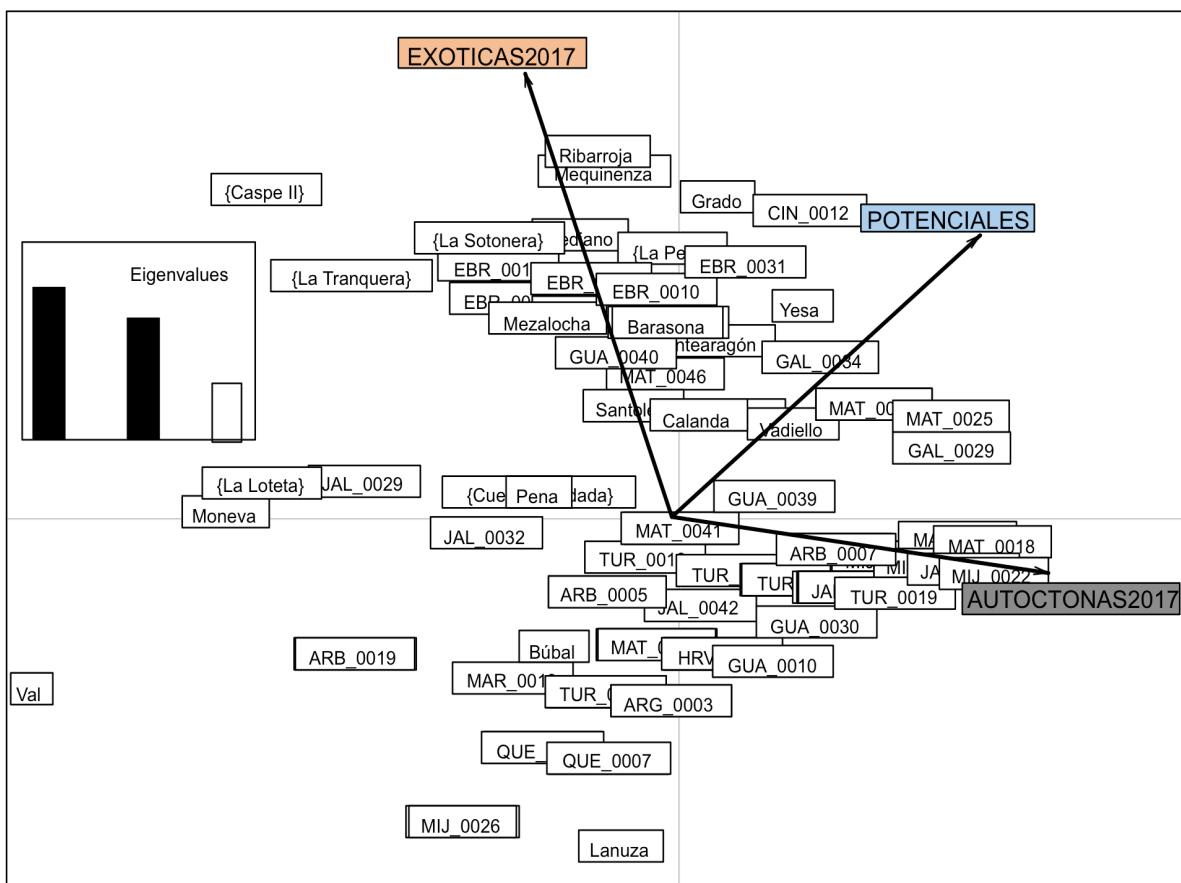


Figura 31 *Grafico biplot con los ejes definidos por los 2 primeros componentes principales del análisis PCA, que sitúa los muestreos realizados en ríos y en embalses, en función de su relación con las variables Exóticas 2017, Autóctonas 2017 y Potenciales.*

Los resultados generales del conjunto de análisis estadísticos aplicados presentan algunas ideas acerca de las posibles causas del actual declive de las especies piscícolas, pero el alto dinamismo de los ecosistemas (Erős, *et al.*, 2012) puede ser la causa del relativamente bajo poder de explicación de los factores sobre los cambios en las comunidades, por lo que es interesante completar esta información con otras experiencias y estudios similares para entender mejor la complejidad de esta problemática y plantear medidas de cara a su gestión.

La correlación negativa (aunque baja) entre el número de especies autóctonas y las especies exóticas invasoras capturadas en 2017 (Tabla 20) mostró una relación, que aunque no es de causalidad (Downie y Heath, 1971), si indica una tendencia. En general, en 2017, aquellos puntos con mayor riqueza de especies exóticas fueron los que tuvieron una menor riqueza de especies autóctonas, como muestran los resultados estadísticos, de acuerdo con diversos autores (Blanco, 2009; Cucherousset y Olden, 2011; García-Berthou *et al.*, 2014). Esta relación entre ambas variables, explica parte de la variación de una variable sobre la otra. El resto de la varianza es probable que responda a otros factores, como las presiones sobre las masas de agua. Por otro lado, la no correlación entre el número

de especies potenciales y el número de exóticas muestreadas en 2017 era esperable, debido a que los patrones de distribución de EEI no responden a la presencia o ausencia de especies autóctonas, sino a otros factores físicos como el nivel de alteración de las masas, dinámica fluvial, temperatura, presencia de embalses, etc. (Prenda *et al.*, 2002), los cuales no han sido tenidos en cuenta, por lo general, a la hora de establecer la distribución potencial de las especies. Además, hay que tener en cuenta que un mayor número de especies autóctonas no implica necesariamente un mejor estado de la comunidad, pues cada tipología de río lleva asociada una riqueza y estructura de la comunidad determinada; por ejemplo, los ríos de alta montaña presentan unas condiciones que la mayoría de especies autóctonas no pueden soportar, sólo la trucha y el pescado están adaptados a ellos, como se ha visto en los resultados del análisis de los inventarios piscícolas (apartado 5.3.3). También era esperable la correlación existente entre las variables *Potencial* y *Autóctonas 2017*, debido a que una variable se ha calculado a partir de la otra.

Por otro lado, los resultados también corroboran el mayor grado de invasión por especies introducidas en embalses que en los ríos, con regímenes de flujo altamente estacionales (como los mediterráneos) de corrientes no perturbadas o no reguladas ('hipótesis de resistencia ambiental', Moyle, 1986), y la difícil supervivencia de las especies autóctonas en los embalses (Ross, 1991; Corbacho y Sánchez, 2001), que presentan un ratio A:P generalmente bajo (menor que el de los ríos en la mayoría de los casos).

Se ha apreciado en diversos estudios previos la dificultad de establecer relaciones directas entre las EEI y la regresión de las especies autóctonas, debido a que hay muchos factores que influyen en esta regresión y es difícil separar y cuantificar sus diversas causas (Ross, 1991; Corbacho y Sánchez, 2001), y a que hay una falta de conocimiento sobre los mecanismos de impacto de la mayoría de las especies de peces alóctonas de agua dulce introducidas en la Península Ibérica (Leunda, 2010). Además, es posible que nuestras relaciones peces-ambiente estén distorsionadas debido a que las especies autóctonas ya se encuentren alejadas de sus condiciones óptimas. Esta dificultad de mostrar relaciones causa-efecto al hacer correlaciones también la han encontrado otros estudios que han estudiado diversos factores como causa de regresión de las especies autóctonas (Maceda-Veiga *et al.*, 2017), en los que también se sugiere la realización de estudios más localizados y específicos.

Con respecto a los resultados del análisis GLM tomando *Ratio A:P* como variable respuesta, cuando se ha aplicado a los muestreos en ríos y embalses en conjunto, la variable explicativa *Exóticas 2017* ha mostrado ser la única explicativa. Este resultado se corresponde con la afirmación de muchos autores de que las especies exóticas invasoras (y no solo de peces), causan un impacto negativo sobre las especies autóctonas, tanto a nivel global (Leprieur *et al.*, 2008), como en nuestra área de estudio (o Península Ibérica en general; Elvira y Almodóvar, 2001; Prenda *et al.*, 2006; García-Berthou *et al.*, 2007).

Por otro lado, las presiones por alteraciones morfológicas han mostrado significancia, lo que coincide con diversos autores que consideran que las alteraciones morfológicas (e hidrológicas) tienen gran influencia sobre el estado de las comunidades de peces (Closs *et al.*, 2015; Maceda-Veiga *et al.*, 2017b García de Jalón, 2008) y de los hábitats fluviales en general (Ollero, 2009). Las alteraciones provocadas por actuaciones como las canalizaciones, cambios en el lecho del río, escolleras, cambios de la forma natural del cauce, etc., además de la destrucción directa en las propias obras del hábitat de las

especies, pueden consecuencias a largo plazo en las comunidades de peces (López-Tarazón *et al.*, 2014). Otra alteración morfológica que afecta a las comunidades de peces es la pérdida de conectividad longitudinal, que puede provocar la pérdida de la capacidad de reproducción de muchas especies migradoras (García de Jalón, 2008) como la anguila, barbo de Graells, culirroyo, etc. (anexo III). La pérdida de conectividad también puede aislar a comunidades, sometiéndolas a ocupar espacios reducidos lo que las hace más sensibles a eventos de carácter catastrófico y se intensifican las interacciones bióticas, por lo que es esperable que se reduzca el número de especies original (Rosenzweig, 1995). Además, la creación de zonas léticas por la construcción de presas o azudes favorece la colonización de especies exóticas invasoras debido a su buena adaptación a estos ambientes que las especies autóctonas (véase los requisitos funcionales y de hábitats de estas especies, anexo III), y pueden llegar a desplazar a las autóctonas a otras características como elevadas tasas de crecimiento y reproducción o flexibilidad fenotípica (Castro Díez, 2004).

Cuando se ha aplicado el modelo sólo en los muestreos localizados en embalses, los resultados coinciden con los obtenidos por Boix *et al.* (2010). Las alteraciones hidrológicas (presión por alteración de caudales) son sobre todo significativas en los embalses y causan el declive de las especies autóctonas, además de favorecer la colonización de especies exóticas invasoras (García de Jalón, 2008). Esto último también se reflejó en los resultados del presente trabajo, las especies exóticas de peces, así como las especies exóticas en general (*Exóticas 2017* y *P.EEI*) fueron significativas para la ratio A:P, concretamente en los embalses.

Además de estos efectos, los embalses intensifican el efecto de sequía aguas abajo, alterando la composición y estructura de las comunidades de peces (Boix *et al.*, 2010). A pesar de que los peces mediterráneos muestran cierta adaptación a períodos secos (Morán-López *et al.*, 2006), los períodos de bajos caudales demasiado largos o en momentos diferentes a los naturales pueden tener consecuencias negativas para los peces, como por ejemplo para las especies reófilas, que necesitan aguas corrientes para desovar y para el desarrollo de sus alevines, o las litófilas (anexo II), que pueden haber desovado en gravas que queden al descubierto con caudales bajos, malográndose la puesta (García de Jalón, 2008). Además, las alteraciones de caudales pueden provocar la degradación (erosión) del cauce hasta una distancia considerable aguas abajo de las presas, ya que sueltan aguas sin sedimentos que erosionan al lecho, quedando en éste únicamente los más gruesos. El proceso continúa hasta que se forma un sustrato estable sin elementos finos (a veces rocoso), de carácter impermeable e inapropiado para las poblaciones de macroinvertebrados y peces. Además, suponen cambios en la vegetación riparia, pues se altera el régimen natural de avenidas y las orillas se cohesionan al establecerse una vegetación más continua en ellas, lo cual puede reforzar la erosión (Raynov *et al.*, 1986).

Las conclusiones del estudio de Maceida-Vega *et al.* (2017b), salvando las distancias, pueden tener cierta relación con nuestros resultados acerca de la significancia de las presiones por alteraciones morfológicas. En dicho estudio, se señalan estas alteraciones, junto con las hidrológicas, como la amenaza fundamental para la protección y conservación de los ríos en el noreste de la Península, incluso mucho más que la calidad del agua o la presencia de especies invasoras en el medio natural, y señalan la restauración hidromorfológica de los ríos como la principal estrategia de para beneficiar a la ictiofauna en dicha área de estudio, que coincide en gran parte con el área estudiada en este trabajo.

Por otro lado, numerosa bibliografía señala a la vegetación ribereña como un factor importante en relación a la calidad del hábitat fluvial, y por ende para los peces (Saunders *et al.*, 2002). Aunque no se ha analizado este factor concreto en el análisis, puede estar afectada por alteraciones morfológicas e hidrológicas, y tiene un importante rol en el control de la contaminación del agua y su estado físico-químico, por lo que se considera importante su consideración. Además, algunas acciones locales recomendadas por varios estudios a continuación citados son las encaminadas a su mejora o restauración, la cual puede tener efectos positivos significativos en diversos aspectos; en la reducción de la erosión, en la mitigación de la contaminación difusa, sobre todo la proveniente de actividades agrícolas y ganaderas, reduciendo la afluencia de nutrientes que llegan a las masas de agua (Collins *et al.*, 2012; Turunen *et al.*, 2018), y por la creación de zonas de sombra, de vital importancia para la regulación de la temperatura, lo que puede resultar favorable en un futuro debido a los esperados efectos del cambio climático (Melcher *et al.*, 2016).

Pese a estas virtudes de la vegetación riparia, Maceda-Veiga *et al.* (2018) señalan que no en todos los casos ésta puede mitigar con éxito los efectos de la contaminación, además de que puede llevar mucho tiempo conseguir un bosque ribereño saludable, y en ambientes semiáridos (como gran parte de nuestra área de estudio), hay que tener en cuenta la pérdida de agua que conlleva el aumento de la evapotranspiración. En dicho estudio se analizó esta capacidad de la vegetación riparia de actuar como “filtro verde” en regiones mediterráneas y de evitar los efectos del deterioro de la calidad de agua sobre las comunidades de peces. Se observó que, en determinadas situaciones con elevados insumos de contaminantes, se superaba la capacidad de carga de dicha vegetación y se mantenían altos valores de amonio, nitritos y conductividad en el agua, cuya procedencia fue atribuida a Estaciones de Aguas Residuales (EDAR) cercanas. También las alteraciones hidromorfológicas resultaron adversas para las comunidades de peces, y favorecían a las especies exóticas al crear ambientes más léticos, coincidiendo con nuestros resultados. Por ello, se señaló que era más adecuado mejorar el tratamiento de las aguas residuales y remediar las alteraciones hidromorfológicas que implantar mejoras de la vegetación de ribera. Estas medidas no se descartan en localizaciones puntuales, pero es más importante actuar sobre la causa del problema teniendo en cuenta que actuaciones sobre la hidromorfología, como por ejemplo aumentar la conectividad longitudinal del cauce, pueden crear corredores ecológicos y aumentar la tasa de recolonización por las especies de peces en los hábitats regenerados.

Con respecto a las especies exóticas invasoras de peces, estas producen impactos diversos en las poblaciones autóctonas de peces (García-Berthou *et al.*, 2015). Éstos pueden ser genéticos, por hibridación (Loockwood *et al.*, 2007) o por el similar fenómeno introgestión (flujo génico entre poblaciones distintas cuando algunos de sus individuos se hibridan y luego los híbridos se cruzan con individuos de las poblaciones parentales (Rhymer y Simberloff 1996), como ha ocurrido en el Tajo con el alburno y el cacho (Almodóvar *et al.*, 2012). También producen impactos a nivel individual, como cambios en el comportamiento, morfología, crecimiento, mortalidad, etc. (Lockwood *et al.* 2007; Cucherousset y Olden, 2011). Estos impactos son los más importantes en la fase de introducción de la especie exótica, según García Berthou *et al.* (2015), aunque en algunas ocasiones se detectan al cabo de un tiempo (Parker *et al.*, 1999). A nivel poblacional, el mecanismo de impacto principal es la

depredación, como el que ejercen diversas especies piscívoras que han sido localizadas en las masas de agua el área de estudio, frente a las especies autóctonas son especialmente sensibles al no haber evolucionado bajo esta presión depredadora (Ribeiro y Leunda, 2012). Esta presión se puede transmitir al nivel de comunidades piscícolas, por los cambios en la proporción de especies, estructura trófica y extinciones locales (o masivas) que producen (Cucherousset y Olden 2011). Pero este impacto no acaba aquí; a nivel ecosistémico, diversas introducciones han manifestado un impacto en ciclos biogeoquímicos y estructura del hábitat, como ha sido el caso de la carpa o la gambusia (Angeler *et al.* 2002).

Para remediar este impacto, la medida más directa sería su eliminación directa pero numerosos autores coinciden en su dificultad y generalmente baja efectividad (Castro-Díez *et al.*, 2004). A pesar de ello pueden ser útiles en determinadas situaciones, sobre todo en ríos pequeños, cuando están centradas en zonas concretas o zonas refugio donde se priorice la conservación de especies autóctonas (Hermoso *et al.*, 2013), aunque como se ha comentado con respecto a la mejora local de la vegetación de ribera, puede ser más efectivo actuar sobre la causa del problema, como sobre las alteraciones hidromorfológicas (Maceda-Veiga *et al.*, 2017b), que como se ha explicado pueden estar favoreciendo la presencia de exóticas.

Ante esta incertidumbre, mientras se siga investigando para aumentar la comprensión de las interacciones entre nuestros ecosistemas, sus especies y presiones sobre ellos, debe prevalecer el principio de precaución, pues muchos de los efectos de la degradación de nuestros ecosistemas, como la pérdida de ictiofauna autóctona en este caso, pueden ser irreversibles. (Leunda, 2010). Con respecto a las especies exóticas invasoras existe diversidad de opinión, incluso dentro de la comunidad científica (Gozlan, 2008; Schläpfer, *et al.*, 2011), como por ejemplo sobre la consideración de una especie como exótica cuando lleva presente mucho tiempo en un ecosistema en el que presenta interacciones positivas con otras especies o que juega un importante rol en él (Berens *et al.* 2008; Dionisio *et al.*, 2009; Tablado *et al.*, 2010) o por la consideración de una introducción como “natural” cuando el vector no es el ser humano (como por ejemplo, una tormenta o un ave migratoria). A pesar de ello, después de haber revisado numerosa bibliografía y de analizar la situación actual de nuestros ríos, parece evidente el impacto negativo de las introducciones de especies. Aunque se deba seguir estudiando esta problemática, es importante que prevalezca el principio de precaución, pues tras la introducción de una especie en un medio nuevo para ella, no se suele saber cómo, cuándo, sobre qué especies y en qué magnitud van a manifestarse sus efectos, de acuerdo con el citado “Frankenstein effect” (Moyle *et al.* 1987).

Según Côté *et al.* (2016), en un futuro cercano será posible predecir estas interacciones a través de distintas estrategias; con meta-análisis de los efectos ecológicos de múltiples factores de estrés en una variedad de ecosistemas; por medio de la investigación por experimentación orientada a la gestión, sobre factores estresantes más locales, manejables y realistas, en concreto que documentan la recuperación ecológica después de eliminar las causas de degradación; por medio de monitoreo a largo plazo, el cual podría realizarse en un futuro en las estaciones de muestreo para la revisión de inventarios analizadas en este estudio, con el fin de evaluar si la gestión del problema obtiene resultados y detectar cambios y eventos inesperados, y adaptarse a ellos.



## 6. CONCLUSIONES

- Tras analizar numerosos inventarios y estudios piscícolas, resulta evidente la necesidad de una homogeneidad (con respecto a la metodología de muestreo, recogida de variables, cálculo de índices) a la hora de realizar este tipo de estudios, para que sean fácilmente comparables entre sí. Esto facilita la extracción de la máxima información posible de cada uno de ellos de cara a su uso en estudios más generales.
- En las últimas décadas ha habido una considerable regresión de las especies piscícolas autóctonas de Aragón, y una creciente colonización de especies exóticas invasoras. También hay especies autóctonas que podrían estar comportándose como invasoras en el área de estudio, como el piscardo.
- En aproximadamente la mitad las estaciones de muestreo han sido localizadas menos de la mitad del número de especies autóctonas potenciales que pueden albergar dichos tramos.
- Las especies han sido localizadas de media en un 40 % de los puntos situados en sus respectivas distribuciones potenciales. Las que menos porcentaje de aparición han mostrado son la anguila, el pez lobo, la lamprehuela, colmilleja y el blenio, todos ellos bajo alguna categoría de amenaza.
- Las causas de este declive de las especies autóctonas son diversas; tanto por la colonización de las especies invasoras como por otras presiones sobre los ecosistemas acuáticos.
- La presencia de especies exóticas ha mostrado una correlación negativa con la presencia de especies autóctonas, relación que se ha visto acentuada en los embalses.
- Las especies exóticas invasoras se localizan mayoritariamente en los embalses y otras masas de agua con importantes alteraciones, como es el cauce del Ebro. Las especies exóticas son todavía relativamente escasas en los ríos del área de estudio, probablemente debido a su régimen mediterráneo.
- Con respecto a las presiones, los análisis han mostrado una disminución del número de especies autóctonas con respecto a las especies potenciales de cada tramo cuando aumenta la presencia de especies exóticas, en puntos alterados por alteraciones morfológicas y de caudales naturales.
- A pesar de que no se pueden hacer generalizaciones y se necesita estudiar cada caso para tomar las medidas más adecuadas, resulta evidente la importancia de la restauración hidromorfológica, en ocasiones más efectiva que la eliminación focalizada de especies exóticas invasoras.
- Se necesita seguir investigando sobre el funcionamiento de las invasiones biológicas, pues aún hay mucha incertidumbre con respecto a este tema. Mientras, debe prevalecer el principio de precaución, y evitar nuevas introducciones. En general, también hay un vacío de conocimiento sobre cómo se ve afectada cada especie piscícola por otras perturbaciones sobre hábitat, a parte de las especies exóticas invasoras.
- Es necesario revisar los catálogos de especies protegidas para que se adapten a la realidad de la situación actual e implementar con urgencia planes de recuperación y conservación que reviertan la situación.

#### *6. Conclusiones*

- Sería necesario analizar genéticamente algunas distribuciones “raras” de especies autóctonas para analizar posibles traslocaciones.

## 7. LIMITACIONES Y PROSPECTIVA:

### 7.1. Limitaciones

- Dificultad para establecer la distribución potencial en las especies de distribución reducida o muy aisladas entre ellas
- Falta de homogeneidad en los datos
- Dificultad para interpretar los resultados estadísticos, al no haber patrones bien definidos.

### 7.2. Posibles líneas de investigación

- Realizar análisis con los datos de densidades o proporción de especies en una comunidad.
- Análisis GIS de distancia a las alteraciones principales en las poblaciones más alteradas.
- Utilizar los mapas como base de cara a diseñar planes de recuperación o conservación de especies piscícolas, pues suponen la referencia más clara y cercana a la realidad a la hora de elegir la localización de los puntos de actuación en dichos planes, incluyendo masas de agua artificiales que podrían no ser consideradas tomando como referencia la distribución “natural” de las especies.
- Diseñar una red de control para la realización de muestreos piscícolas anuales, a partir de los resultados del presente trabajo, dando preferencia a las de mejor estado de conservación con el objetivo de su protección y de obtener información para caracterizar la dinámica de la comunidad íctica en los lugares de referencia. También sería interesante añadir puntos de control para cubrir la zonación longitudinal de los ríos, así como zonas con altas presiones. Para ello, sería interesante realizar una tramificación en unidades con características hidrológicas, morfológicas y biológicas similares.

## 8. AGRADECIMIENTOS

A Ester, por lo más divertido del trabajo... ¡los días de campo! Por haber estado siempre ahí, y por transmitirme su pasión por la conservación.

A Rocío, por todo lo aprendido, y por las horas interminables de estadística.

A mis padres y a mi pequeña gran hermana, por su comprensión y apoyo continuo.

A Víctor, por todos los consejos y por buscar siempre una mesa libre (o no) para mi, y al resto de personas del Servicio de Biodiversidad por la acogida en la oficina y haber hecho todo más ameno.

## 9. LISTADO DE ABREVIATURAS Y SIGLAS

*Se reflejarán por orden alfabético las abreviaturas utilizadas a la hora de citar las fuentes bibliográficas, con expresión de su significado.*

CCAA: Comunidades Autónomas

CEAA: Catálogo de especies amenazadas de Aragón. Se aprobó por el Decreto 49/1995 y fue modificado por el Decreto 181/2005, de 6 de septiembre.

CEEA: Catálogo Español de Especies Amenazadas. Se aprobó por el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas.

CPUE: Concepto de captura por unidad de esfuerzo como indicador de abundancia relativa. Unidad que expresa los resultados de las capturas con pesca eléctrica o redes referidos a un área muestreada (ha) o unidad de tiempo (hora)

DGA: Diputación General de Aragón

DMA: Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

EEI: Especie Exótica Invasora.

FAME: Fish Based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (Método de evaluación del estado ecológico de los ríos europeos basado en peces).

IHF: Índice de Hábitat Fluvial (Pardo et al. 2004)

IHG: Índice Hidrogeomorfológico (Ollero, 2007)

MAGRAMA: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (2011-2016)

MARM: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (2008-2011)

SARGA: Sociedad Aragonesa de Gestión Agroambiental.

QBR: Índice de Calidad de Ribera (Munné et al. 1998)

IUCN: Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

## 10. BIBLIOGRAFÍA

### A

- Agencia Vasca del Agua. 2015. *Sistema de evaluación de la comunidad piscícola en ríos de la CAPV*. Informe Técnico. 120 pp. Informe elaborado por UTE Anbiotek-Ekolur para la Agencia Vasca del Agua (URA)
- Almeida, D., Grossman, G. D. 2012. Utility of direct observational methods for assessing competitive interactions between non-native and native freshwater fishes. *Fisheries Management and Ecology*, 19(2), 157–166.
- Almodóvar, A., Nicola, G.G., Leal, S., Torralva, M., Elvira, B. 2012. Natural hybridization with invasive bleak, *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino, *Squalius alburnoides* complex and South Iberian chub *Squalius pyrenaicus*. *Biological Invasions* 14:2237-2242
- Alonso, C., Gortázar, J., García de Jalón, D. 2010. *Trucha común – Salmo trutta*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Álvarez, L. 2005. Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt Bogotá, D.C., 2005
- Amat-Trigo, F. 2015. *Gobio – Gobio lozanoi*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Angeler, D.G., Alvarez-Cobelas, M., Sánchez-Carrillo, S., Rodrigo, M.A. 2002. Assessment of exotic fish impacts on water-quality and zooplankton in a semi-arid floodplain wetland. *Aquatic Sciences* 64:76- 86.
- Ansola, G, de Luís, E., Bustillo JM, (2018). Protección y recuperación del medio acuático. *Researchgate*. Pp. 33
- Aparicio, E., Josep, M., Maria, J., De Sostoa, A. 2000. Decline of Native Freshwater Fishes in a Mediterranean Watershed on the Iberian Peninsula: A Quantitative Assessment. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 11-19.
- Asociación para la Conservación Piscícola y Ecosistemas Acuáticos del Sur. 2005. *La introducción y proliferación de las especies piscícolas exóticas invasoras en las provincias de Granada y Jaén. Relación con la pesca recreativa/ deportiva*. Taller de la situación de las especies exóticas invasoras de las provincias de Granada y Jaén, Consejería de Medio ambiente de la junta de Andalucía y Universidad de Granada.

### B

- Banarescu, P., 1973. Origin and affinities of the freshwater fish fauna of Europe. *Ichthyologia*, 5(1): 1-8
- Banarescu, P., 1989. Zoogeography and history of the freshwater fish fauna of Europe. In: J. Holcik (ed). *The freshwater fishes of Europe*, Vol 1. AULAVerlag. Wiesbaden: 80-107.
- Barletta, M., Jaureguizar, A. J., Baigun, C., Fontoura, N. F., Agostinho, A. A., Almeida-Val, V. M. F., Corrêa, M. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76(9): 2118–2176.
- Benejam, L., Aparicio, E., Vargas, M., Vila-Gispert A., Garcia-Berthou, E. 2008. Assessing fish metrics and biotic indices in a Mediterranean stream: effects of uncertain native status of fish. *Hydrobiologia*, 603, 197-210
- Berens, D. G., N. Farwig, G. Schaab, and K. Bohning-Gaese. 2008. Exotic " guavas are foci of forest regeneration in Kenyan farmland. *Biotropica* 40:104–112.
- Blanco-Garrido, F. 2006. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Tesis doctoral. Universidad de Huelva.
- Blanco-Garrido, F., Clavero, M., Prenda, J. 2009. Jarabugo (*Anaecypris hispanica*) and freshwater blenny (*Salarias fluvialis*); habitat preferentes and relationships with exotic fish species in the middle Guadiana. *Limnetica*, 28 (1):139-148.

- Blanco, J. C. Y González, J. L. (eds). 1992. Libro Rojo de los Vertebrados de España. Colección Técnica. ICONA, Madrid.
- Blanco, P. G. 1990. Potential role of the palaeohistory of the Mediterranean and Paratethis basins on the early dispersal of Euro-Mediterranean freshwater fishes. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 1: 167-184.
- Blanco, F. 2009. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Universidad de Huelva.

## C

- Castro-Díez, P., Valladares, F., Alonso, A. 2004. La creciente amenaza de las invasiones biológicas. *Ecosistemas*, 13(3): 1-9.
- CEDEX 2005, Directiva 2000/60/CE Análisis de las características de las demarcaciones: Caracterización de los tipos de ríos y lagos. MAGRAMA. Madrid
- Clavero, M., Blanco-Garrido, F., Prenda, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins:biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquatic Conservation: Marine Freshwater Ecosystems*, 14: 575-585
- Clavero, M y Garcia-Berthou, E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution*, 20 (3): 110
- Closs, G.P., Krkosek, M., Olden, J.D. (Eds.), 2015. *Conservation of Freshwater Fishes*. Cambridge University Press.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2009. *Descripción de Cuenca*. Portal de la CHE.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2010. Azudes. Metadatos sobre el inventario de azudes de la cuenca del Ebro. Disponible en el almacén de datos Cartográficos del Geoportal SITEbro. Última actualización 2013, consultado el 15 de octubre de 2018.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2015. *Plan hidrológico de la parte española de la demarcación hidrográfica del Ebro 2015-2021. Memoria*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE). 2017. *Ánalisis de presiones e impactos y evaluación del riesgo de incumplir los objetivos medioambientales de la Directiva Marco del Agua en aguas superficiales de la cuenca del Ebro, 2015*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Confederación Hidrográfica del Ebro (2017). Censo de peces en el embalse de Búbal (Huesca). 53 pág.
- Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). 2010. *Presentación de la cuenca*. Portal de la CHJ.
- Confederación Hidrográfica del Júcar. 2015. *Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Memoria*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA), España.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT). 2015. *Memoria anual 2015*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
- Copp, G. H., Bianco, P. G., Bogutskaya, N. G., Falka, T. Eros, I., Ferreira, M. T., Fox, M. G., Freyhof, J., Gozlan, R. E., Grabowska, J., Kovác, V., Moreno-Amich, R., Naseka, A. M., Penáz, M., Povz, M. Przybylski, M., Robillard, M., Russell, I. C., Stakenas, S., Sumer, S., Vila-Gispert A. y C. Wiesner. (2005) To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology* 21:4, 242-262
- Corbacho, C., Sánchez, J.M. 2001. Patterns of species richness and introduced species in native freshwater fish faunas of a mediterranean-type basin: the Guadiana river (southwest Iberian Peninsula). *Regulated rivers: research and management* 17: 699-707 (2001)
- Côté, I. M., Vinyoles, D., Reynolds, J. D., Doadrio, I., Perdices, A. 1999. Potential impacts of gravel extraction on Spanish populations of river blennies *Salaria fluviatilis* (Pisces, Blenniidae). *Biological Conservation*, 87 (3): 359-367
- Cucherousset, J., Olden, J.D. 2011. Ecological impacts of non-native freshwater fishes. *Fisheries*, 36: 215-230.

**D**

- D.A., 2018. Aragón refuerza la trucha común en sus ríos con repoblaciones. *Diario del Altoaragón*. 17 de marzo de 2018.
- De la Peña, A., 1995. Tertiary fishes from the Iberian Continental Basins: History and fossil record. *Coloquios de Paleontología*, 47: 25-47.
- De Sostoa, A. 2002. Las Comunidades de Peces en las Cuencas Mediterráneas: Caracterización y Problemática. En: *Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España* (ed. Doadrio, I.), pp. 51-56, CSIC y Ministerio del Medio Ambiente, 2ª Edición, Madrid, España.
- De Sostoa, A., García de Jalón, D., García-Berthou, E. 2005. *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la Directiva Marco del Agua*. Protocolos de muestreo y análisis para ictiofauna. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE), Zaragoza. (¿)
- De Sostoa, A., Maceda, A., Figuerola, B., Canyelles, A., Cardoso, C., Monroy, M., Caiola, N. 2011. *Desarrollo y aplicación de un índice de integridad biótica para la cuenca del Ebro basado en el uso de los peces como indicadores biológicos*. Confederación Hidrográfica del Ebro y Universidad de Barcelona.
- Dionisio, L. M., Ibelings, B., Van Donk, E. 2009. Zebra mussels as a potential tool in the restoration of eutrophic shallow lakes, dominated by toxic cyanobacteria. Pages 361–372, en Van der Velde, G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. (editores). *The zebra mussel in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, Países Bajos.
- Diputación General de Aragón. 2005. Decreto 181/2005, por el que se modifica parcialmente el Decreto 49/1995, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. 23 de septiembre de 2005. *BOA*, núm 114. Zaragoza, España.
- Doadrio, I. 2002. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Segunda edición. Madrid
- Doadrio, I., Carmona, J.I. 2006. Phylogenetic overview of the genus *Squalius* (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of two new species. *Cybium* 2006, 30(3): 199-214.
- Doadrio, I., Garzón, P., Álvarez, J. y Barrachina, P. 1987. La distribución del *Barbus bocagei* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la Península Ibérica. *Doñana Acta Vertebrata*, 14: 125-130
- Doadrio, I., Madeira, M.J. 2004. A new species of the genus *Gobio* Cuvier, 1816 (Actynopterigii, Cyprinidae) from the Iberian Peninsula and southwestern France. *Graellsia* 60(1):107-116
- Doadrio, I., Perea, S., Garzón-Heydt, P., González, J.L. 2011. *Ictiofauna continental española. Bases para su seguimiento*. DG Medio Natural y Política Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (MARM). 616 pp. Madrid.
- Downie, N.M., Heath, R.W. 1971. *Basic statistical methods*. Harper & Row, New York.
- Durán, C., Pardos, N. (2005). *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*.
- Durán, C., Pardos, N., Navarro, P. 2013. Indicadores Hidromorfológicos. En *Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. 37 pp.

**E**

- Elguea, A., Flores, L., García, S., Márquez, L. 2017. La problemática del pescado (Phoxinus sp.) en los lagos de alta montaña del Pirineo. Trabajo de Fin de Grado. Universidad de Barcelona. 2017
- Elvira, B. 1998. Impact of introduced fish on the native freshwater fish fauna of Spain. Pp. 186- 190. En: Cowx, I. G. (ed.). *Stocking and Introduction of Fish*. Fishing News Books, Oxford.
- Elvira, B., Almodóvar, A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology*, 59: 323–331 DOI:10.1006/jfbi.2001.1753

- Elvira, B., Almodóvar, A. 2009. Threatened fishes of the world: *Parachondrostoma turiense* (Elvira, 1987) (Cyprinidae). *Environmental Biology of Fishes*, 86 (2):337-338
- Elvira, B., Almodóvar, A., Nicola, G. G., Nuevo, M., Almeida, D., Juaristi, M. G., Buencuerpo, V. 2005. *Catálogo, distribución y caracterización de hábitat de las especies de peces de los ríos de la mitad sur de Navarra*. Informe inédito, Convenio UCM-Gobierno de Navarra.
- Elvira, B., Nicola, G. G., Almodóvar, A. 1996. Pike and red swamp crayfish: a new case on predator-prey relationship between aliens in central Spain. *Journal of Fish Biology*, 48 (3): 437- 446.
- Erős, T., Saly, P., Takacs, P., Specziar, A., Biro, P., 2012. Temporal variability in the spatial and environmental determinants of functional metacommunity organization – stream fish in a human-modified landscape. *Freshwater Biology*, 57: 1914–1928.
- ESRI. (2014). ArcGIS v. 10.2.2. Redlands, USA: ESRI.

**F**

- Ferreira, T., Caiola, N., Casals, F., Oliveira, J.M., De Sostoa, A. 2007. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology*, 14, 519-530.
- Fox, J., 2005. The R Commander: A Basic-Statistics Graphical User Interface to R. *J. Stat. Softw.* 14, 1-42. doi:10.1234/12345678

**G**

- García, D. y González M. 1988. *Ríos y Riberas. Enciclopedia de la Naturaleza de España, Año Europeo del Medio Ambiente*. Borja Cardelús - Editorial Debate. 128 pp.
- Garcia de Jalón, D., González del Tánago, M., Casado, C. 1992. Ecology of regulated streams in Spain: An overview. Asociación Española de Limnología. *Limnetica*, 8: 161-166. Madrid.
- García de Jalón, D.; Mayo, M.; Hervella, F.; Barceló, E.; Fernandez, T. 1993. Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales.
- Garcia de Jalón, D. 2008. *La regulación de los caudales y su efecto en la biodiversidad*. Ponencia en la Semana Temática “Agua para la vida” de la Expo Zaragoza 2008. Zaragoza.
- Generalitat de Catalunya, 2018. Resolución ARP/455/2018, por la que se ordena la pesca en las aguas continentales de Cataluña durante la temporada 2018. 1 de marzo de 2018. *Diario Oficial de Cataluña (DOC)*, de 16 de marzo de 018.
- Generalitat Valenciana. 2011. *Seguimiento de poblaciones de peces en la Comunitat Valenciana*. Servicio de Espacios Naturales y Biodiversidad. Valencia
- Ginés, E., Garcia, A. 2015. Distribución de *Squalius pyrenaicus* en el río Piedra. Gobierno de Aragón. Informe Técnico Inédito. 20 pp
- Gobierno de Aragón. 2018. Orden DRS/202/2018, por la que se aprueba el Plan General de Pesca de Aragón, de 31 de enero de 2018. *BOA* núm. 32, de 14 de febrero de 2018.
- Gobierno de España. 2007. Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. 13 de diciembre de 2007. *BOE*, núm. 299. Madrid
- Gobierno de España. 2018. 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. *BOE*, núm. 176, pp. 73196 a 73202. Madrid
- Gómez-Juaristi, M., Salvador, A. 2006. Anguila – *Anguilla anguilla*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Gozlan, R.E. 2008. Introduction of non-native freshwater fish: is it all bad? *Fish and Fisheries*, 9:106 115. doi:10.1111/j.1467-2979.2007.00267.x

- Granado, C. 2000. *Ecología de Comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce*. Universidad de Sevilla.
- Granado, C. 2002. *Ecología de Peces*. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Sevilla, 353 pp. García-Berthou, E., Moreno-Amich, R. 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archiv für Hydrobiologie*, 149: 271-284
- Guerrero, J., Jarne, M. 2014. *Las especies exóticas invasoras en Aragón*. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie Difusión 26. 238 pp. Zaragoza

**H**

- Hall, N., Bret, B., Robert, H. 2008. Climate Change and Freshwater Resources. *Natural Resources & Environment*, 22 (3):30-35 pp.
- Heino, J., Melo, A.S., Bini, L.M., Altermatt, F., Al-Shami, S.A., Angeler, D.G., et al., 2015. A comparative analysis reveals weak relationships between ecological factors and beta diversity of stream insect metacommunities at two spatial levels. *Ecology and Evolution*, 5: 1235–1248.
- Heraldo de Aragón (nota de prensa). 2018. *El Gobierno de Aragón refuerza la población de trucha autóctona en los ríos aragoneses*. MES de 2018.
- Herbold, B. & P.B. Moyle. 1986. Introduced species and vacant niches. *American Naturalist*, 128: 751-760.
- Hermoso, V., Ward, D.P., Kennard, M.J., 2013. Prioritizing refugia for freshwater biodiversity conservation in highly seasonal ecosystems. *Divers. Distrib.* 19 (8), 1031–1042.

**I**

- Instituto Aragonés de Estadística. 2017. *Territorio e infraestructuras*. Informe sobre datos básicos de Aragón.

**J**

- Jáimez-Cuellar P., Vivas, S., Bonada, N., Robles S., Mellado, A., Álvarez, M., Avilés, J., Casas J., Ortega M., Pardo I., Prat N., Rieradevall, M., Sáinz-Cantero, C.E., Sánchez-Ortega A., Suárez M.L., Toro M., Vidal Abarca M.R., Zamora-Muñoz C. Y Alba-Tercedor J., 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3-4): 187-204

**K**

- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar L.*, brown trout *Salmo trutta L.* and Arctic charr *Salvelinus alpinus L.*: a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12: 1–59

**L**

- Legorburu, I., Cantón, L., Millán, E., Casado, A. 1988. Trace metal levels in fish from Urola River (Spain) Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae. *Environmental Technology Letters*, 9 (12): 1373-1378
- Legorburu, I., Cantón, L., Millán, E., Casado, A. 1988. Trace metal levels in fish from Urola River (Spain) Anguillidae, Mugillidae and Salmonidae. *Environmental Technology Letters*, 9 (12): 1373-1378 (PDF) *Trucha común-Salmo trutta, Linnaeus, 1758*.
- Leunda, P. M. 2010. Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps *Aquatic Invasions*, 5 (3): 239-262.
- Leunda, P. M., Miranda, R., Oscoz, J. 2017. Piscardo – *Phoxinus bigerri*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Oliva Paterna, F. J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

- Leunda, P. M., Oscoz, J., Elvira, B., Agorreta, A., Perea, S. Miranda, R. 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology*, 73 (1): 94-114
- Lockwood, J., Hoopes, M., Marchetti, M. 2007. Invasion Ecology. Blackwell Publishing, Massachusetts, Estados Unidos.
- López-Tarazon, J.L, Lobera, G., Millán-Romero, P., Andrés-Doménech, I., Vallés, F., Vericat, D. 2014. Efectos de una extracción de gravas sobre la geomorfología y la hidráulica (Perarrúa, río Ésera). (Dinámica fluvial, Hidrología y gestión del agua). Universidad de Lleida
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M. 2000. *100 de las especies exóticas más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database*. Publicado por el Grupo Especialista de Especies Invasoras (GEEI), un grupo especialista de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la Unión Mundial para la Naturaleza (IUCN), 12 pp. Primera edición, en inglés, publicada junto con el número 12 de la revista *Aliens*, diciembre 2000. Versión traducida y actualizada: noviembre 2004.

## **M**

- Maceda-Veiga, A., Baselga, A., Sousa, R., Vilà, M., Doadrio, I., De Sostoa, A. 2017a. Fine-scale determinants of conservation value of river reaches in a hotspot of native and non-native species diversity. *Science of The Total Environment*, 574, 455–466.
- Maceda-Veiga, A., Mac Nally, R., De Sostoa, A. 2017b. The presence of non-native species is not associated with native fish sensitivity to water pollution in greatly hydrologically altered rivers. *Science of The Total Environment*, 607-608, 549–557.
- Maceda-Veiga, A., Mac Nally, R., De Sostoa, A. 2018. Water-quality impacts in semi-arid regions: can natural ‘green filters’ mitigate adverse effects on fish assemblages? *Water Research*, 144: 628-641.
- Magalhães M. F., Batalha D. C. y Collares-Pereira M. J. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology*, 47: 1015-1031.
- Matthews W. J. 1986. Fish faunal “breaks” and stream order in the eastern and central United States. *Environmental Biology of Fishes* 17(2): 81-92.
- Melcher, A., Dossi, F., Graf, W., Pletterbauer, F., Schaufler, K., Kalny, G., Rauch, H.P., Formayer, H., Trimmel, H., Weihs, P., 2016. Der Einfluss der Ufervegetation auf die Wassertemperatur unter gewässertypspezifischer Berücksichtigung von Fischen und benthischen Evertebraten am Beispiel von Lafnitz und Pinka. *Österreichische Wasser- Abfallwirtsch.* 68 (7-8):308-323.
- Ministerio de Agricultura. 1970. Orden por la que se relacionan, a efectos de lo dispuesto en el artículo 18 de la Ley de 20 de febrero de 1942, los cursos de agua habitados por la trucha. *BOE* núm. 262. 22 de octubre de 1970. Gobierno de España
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2005. *Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos*. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. Madrid.
- Ministerio de Agricultura Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Ficha del Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Peces: *Micropterus salmoides*.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. 2013. Protocolo de cálculo del índice IBMWP. Gobierno de España.
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2013. Real Decreto 630/2013, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. *BOE*, núm. 185. 2 de agosto de 2013. Madrid, España.

- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente (MAGRAMA). 2015. Real Decreto 817/2015, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental. *BOE*, núm. 219., 11 de septiembre de 2015. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente. 2003. Real Decreto 907/2007, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica. *BOE*, núm. 162. 6 de julio de 2003. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente 2006. *Chondrostoma toxostoma turiensis. Elvira, 1987*. Ficha de la Lista de Especies Amenazadas: Peces. Gobierno de España.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2015). Protocolo de muestreo de fauna ictiológica en ríos.
- Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino (MARM). 2011. Real Decreto 139/2011, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. *BOE*, núm 46, 23 de febrero de 2011. Madrid, España.
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM) y Generalitat de Catalunya. 2010. *Plan de gestión de la anguila europea en la cuenca del Ebro*. Madrid
- Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino (MARM), Gobierno de España. 2010. *Plan de gestión de la anguila europea en España*. Madrid.
- Miranda, R., Oscoz, J., Leunda, P.M., García-Fresca, C., Escala, M.C., 2005. Effects of weir construction on fish population structure in the River Ebro (North of Spain). *International Journal of Limnology*, 41: 7–13
- Monteoliva, A., de Santocildes, G. A., Criado, A., Torre, R., Gómez, J. M., Alonso, A., Ruiz, E. 2014. *Conocimiento del potencial ecológico mediante indicadores biológicos en los embalses de Montearagón (Huesca) y la Loteta (Zaragoza) tomo I: Embalse de la Loteta*. Confederación Hidrográfica del Ebro (CHE).
- Morán-lópez, R., Da Silva, E., Pérez, J.L., Corbacho, C. (2006). Associations between fish assemblages and environmental factors for Mediterranean-type rivers during summer. *Journal of Fish Biology*, 69: 1552-1569
- Moreno Valcarcel, R., Ruiz Navarro, A. 2017. *Gambusia – Gambusia holbrooki*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Moyle P.B. 1986. Fish introductions into North America: patterns and ecological impact. In *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawai*. *Ecological Studies*, vol. 58, Mooney HA, Drake JA (eds). Springer: New York; 27–43
- Moyle, P., Leidy, R. 1992. Loss of Biodiversity in aquatic Ecosystems: Evidence from Fish Faunas. En Peggy, L., Subodh, K. (Eds.), *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation, preservation and management*, pp. 129–169. Nueva York: Chapman and Hall

## N

- Nicola, G. G., Almodóvar, A., Elvira, B. 1996. The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera lakes, Central Spain. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 43 (2): 179-184.
- Nieto K., Lizana M., Velasco J.C. 2006. Distribución de los peces continentales de España asociada a las características físicas, meteorológicas e hidrológicas de las cuencas hidrográficas. *Ecosistemas*. 2006

## O

- Ollero, A., Ballarín, D., Díaz Bea, E., Mora, D., Sánchez Fabre, M., Acín, V., Echeverría, M.T., Granado, D., Ibáñez, A., Sánchez Gil, L. y Sánchez Gil, N. 2007. Un índice hidrogeomorfológico (IHG) para la evaluación del estado ecológico de sistemas fluviales. *Geographicalia*, 52: 113-141.
- Oscoz, J., Escala, M-C., Campos, F. 2000. La alimentación de la trucha común (*Salmo trutta* L., 1758) en un río de Navarra (N. España). Asociación Española de Limnología. *Limnética*, 18:29-35 Madrid.

- Oscoz, J., Leunda, P., Escala, M., Miranda, R. 2008. Summer feeding relationships of the co-occurring hatching brown trout *Salmo trutta* and Ebro minnows *Phoxinus biggeri* in an Iberian river. *Acta Zoologica Sinica*. 54. 675-685.

## P

- Palma, A., Figueroa, R. & Ruiz, V. 2009. Assessment of a riparian and fluvial habitat through QBR and IHF Index. *Gayana*, 73 (1): 57-63.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J.L., Vivas, S., Bonada, N., Alba-Tercedor, J., Jáimez-Cuéllar, P., Moyá, G., Prat, N., Robles, S., Suárez, M.L., Toro, M. y VidalAbarca, M.R. 2002. El habitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de habitat. *Limnetica*, 21 (3-4): 115-133
- Parker, I.M., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P.M., Williamson, M.H., Von Holle, B., Moyle, P.B., Byers, J.E., Goldwasser, L. 1999. Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological Invasions* 1:3-19.
- Parlamento y Consejo de la Unión Europea. 2000. Directiva Marco en Política de Aguas de la Comunidad Europea (2000/60/CE). 22 de diciembre de 2000. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas (DOCE)*, núm. 327, pp.1-73. Bruselas
- Perdices A., Doadrio, I. 1997. Threatened fishes of the world: *Cobitis paludica* (De Buen, 1930) (Cobitidae). *Environmental Biology of Fishes* 49(3): 360
- Perdices, A. 2013. Lamprehuela – *Cobitis calderoni*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Prenda, J., Blanco, F., Clavero, M., Menor, A. 2006. *¿Son realmente importantes las especies exóticas en la conservación de los ríos ibéricos? El caso de los peces*. V Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua (Cuenca Compartida, Claves para la Gestión Sostenible del Agua y del Territorio), celebrado en Faro del 4 al 8 de diciembre de 2006. Congreso Ibérico de Gestión y Planificación del Agua. Núm. 5. Faro (Portugal). Fundação Nova Cultura da Agua. Universidade Do Algarve. 2006, p. 4-5. ISBN: 989-20-0456-6
- Prenda, J., Clavero, M., Rebollo, A., Blanco, F. 2002. *Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces*. III Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua: La Directiva Marco del Agua: realidades y futuros, celebrado del 13 al 17 de noviembre de 2002. Congreso Ibérico Sobre Gestión y Planificación del Agua. Núm. 3. Sevilla. 2002, p. 497-503. ISBN: 84-699-9558-8.
- Prenda, J., Mellado, E. 1993. Características biológicas y espectro trófico durante el otoño de dos poblaciones simpátricas de *Blennius furiatilis* y *Micropterus salmoides* en un embalse pequeño. *Limnetica*, 9: 107-115.

## R

- R Core Team, 2015. R Project, R Foundation for Statistical Computing. doi:10.1007/978-3-540-74686-7
- Redacción La Vanguardia. 2014. Liberan más de 5.000 anguilas en Flix para repoblar el río Ebro. *La Vanguardia*. 23 de mayo de 2014.
- Rhymer, J., Simberloff, D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 27:83-109
- Ribeiro, F., Leunda, P.M. 2012. Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs. *Fisheries Management and Ecology* 19:142–156
- Rincón, P. A., Velasco, J. C., González, N., Pollo, C. 1990. Fish assemblages in small streams in western Spain: the influence of an introducer predator. *Archiv für Hydrobiologie*, 118 (1): 81- 91.
- Robles, S., Morcillo, F., Rodríguez, J., Ávila, R. 2012. *Id-Tax. Catálogo y claves de identificación de peces utilizados como elementos de calidad en las redes de control del estado ecológico*. Dirección General del Agua de la

- Secretaría de Estado de Medio Ambiente del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Gobierno de España. Madrid
- Rodríguez Jiménez, A. J. 2001. Interrelación competitiva entre ictiofauna epicontinental autóctona y alóctona en las orillas del Embalse de Orellana (cuenca del río Guadiana, España). Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.
  - Rosenzweig, M. L., 1995. Species diversity in space and time. Cambridge University Press, New York.
  - Ross, S. T. 1991. Mechanisms Structuring Stream Fish Assemblages - Are There Lessons from Introduced Species. *Environmental Biology of Fishes*, 30(4), 359-368.

**S**

- Salvador, A. 2017. Barbo mediterráneo – *Luciobarbus guiraonis*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Salvador, A. 2017. Fraile – *Salaria fluviatilis*. En: *Enciclopedia virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., Oliva Paterna, F. J. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Salvador, A. 2017. Barbo de Graells – *Luciobarbus graellsii*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Sanz, J. J., García-Berthou, E. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- Sánchez-Carmona, R. 2013. Colmilleja – *Cobitis paludica*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Salvador, A., Elvira, B. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- SARGA. 2016. Informe sobre las actuaciones encaminadas a determinar el estado ecológico de los cauces en la cuenca del río gállego (bailín-sabiñánigo) año 2016. En *Plan de Seguimiento y Control del Vertedero de HCH de Bailín y Sardas (Memoria 2016)* Gobierno de Aragón.
- Saunders, D. L, Meeuwig, J. Vincent, A. (2002). Freshwater Protected Areas: Strategies for Conservation. *Conservation Biology*, 16(1): 30–41. Quebec, Canada.
- Schlosser, I. 1990. Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes: implication for environmental management and assessment. *Environmental management* 14: 621-628.
- Seisdedos, P. 2010. Diagnóstico de la conectividad longitudinal de la cuenca del Duero. Ministerio de Medio Ambiente, Rural y Marino. Cuenca Hidrográfica del Duero. Comisaría de Aguas.
- Smith, K., Darwall, W. 2006. *Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK

**T**

- Terán, M. T., Sierra, M. 1987. Organochlorine insecticides in trout, *Salmo trutta fario* L., taken from four rivers in Leon, Spain. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 38 (2): 247-253(PDF) *Trucha común-Salmo trutta, Linnaeus, 1758*.
- Turunen, J., Markkula, J., Rajakallio, M., Aroviita, J. 2018. Riparian forests mitigate harmful ecological effects of agricultural diffuse pollution in medium-sized streams (2019) *Science of the Total Environment*, 649, pp. 495-503. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.08.427

**U**

- United Nations Environment Programme (UNEP). 2014. *Propuestas para la inclusión de la anguila europea (anguilla anguilla) en el apéndice II de la Convención sobre las Especies Migratorias (CMS)*. Sesión 11 de la Conferencia de las Partes (COP). Quito, Ecuador

- United Nations Environment Programme (UNEP), Water Research Commission (WRC). 2008. Freshwater Under Threat: Vulnerability Assessment of Freshwater Resources to Environmental Change - A Joint Africa-Asia Report Summary. Bangkok, Thailand.

**V**

- Vinyoles D., Puigcerver M., Rodríguez-Tejeiro J.D. 2009. *Interacciones comportamentales entre un pez autoóctono (*Parachondrostoma miegii*) y un invasor (*Alburnus alburnus*) en condiciones experimentales.* III Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. 24–27. 2009. Zaragoza (Spain).

**W**

- Williamson, M. 1996. *Biological Invasions*. Chapman & Hall, London.

**X**

- Xiong, W., Wang, H., Wang, Q., Tang, J., Bowler, P., Xie, D., Pan, D., Wang, Z. . 2018. Non-native species in the Three Gorges Dam Reservoir: status and risks. *BioInvasions Records*, 7 (2): 153–158.

**Z**

- Zamora, L., Vila, A., Naspleda, J. 2009. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA.