



Universidad
Zaragoza

CIENCIAS AMBIENTALES

Trabajo de Fin de Grado

Estudio comparativo de la especie exótica invasora *Corbicula* spp. en el río Ebro (tramo medio) y canales asociados (Canal Imperial de Aragón y canal de Tauste) y su relación con las náyades autóctonas.

Comparative study of the non-indigenous invasive species *Corbicula* spp. in the Ebro river (middle section) and associated canals (Canal Imperial de Aragón and Canal de Tauste) and its relationship with freshwater mussels.



AUTOR

Víctor Campos Lorén

Director/es

Joaquín Guerrero Campo
Keiko Nakamura Antonacci

Ponente

José Manuel Nicolau

Escuela Politécnica Superior de Huesca
2019

Resumen

Las especies invasoras han sido y son un importante problema en la cuenca del río Ebro. Actualmente, la almeja asiática (*Corbicula* spp.), presente aquí desde 2006-2007, puede estar influyendo en el declive de las poblaciones de náyades autóctonas, tanto en el propio río como en los canales asociados (Canal de Tauste y Canal Imperial de Aragón). Por ello el objetivo de este trabajo es estudiar la densidad y tamaño de almeja asiática (*Corbicula* spp) y náyades autóctonas en diversos puntos del río Ebro entre Tudela y Zaragoza y la relación entre ambas.

Se han realizado muestreos en localidades con presencia conocida de náyades. Las densidades de la especie *Potomida littoralis* son actualmente de 0,09 ind/m² de vivas y 0,33 ind/m² de muertas, esto es mucha mayor proporción de vivas que en los canales. La densidad media de almeja asiática viva en 2018 es de 980,99 ind/m², similar a las encontrada en los canales, aunque estos muestreos han sido dirigidos hacia buenos hábitats para bivalvos. *Corbicula* spp. alcanza grandes tamaños tanto en la zona alta como en la baja del río. Hay una correlación positiva y significativa entre densidad o biomasa de *Corbicula* spp. viva y densidad de náyades muertas. Ello podría ser efecto de la competencia entre ambas especies.

Palabras clave

Bivalvos dulceacuícolas, competencia, densidad de población, especies exóticas invasoras, río Ebro.

Abstract

Invasive species have been and are a major problem in the Ebro river basin. Currently, the Asian clam (*Corbicula* spp.), Present here since 2006-2007, may be influencing the decline of native freshwater mussels populations, both in the river itself as in the associated channels (Canal de Tauste and Canal Imperial de Aragón). Therefore, the objective of this work is to study the density and size of Asian clam (*Corbicula* spp) and native freshwater mussels at various points of the Ebro river between Tudela and Zaragoza and the relationship between them.

Samples have been made in locations with a known presence of native freshwater mussels. The densities of the *Potomida littoralis* species are currently 0.09 ind / m² of live and 0.33 ind / m² of dead, this is much higher proportion of live than in the channels. The average density of live Asian clam in 2018 is 980.99 ind / m², similar to those found in the channels, although these samples have been directed towards good habitats for bivalves. *Corbicula* spp. It reaches large sizes both in the upper and lower areas of the river. There is a positive and significant correlation between density or biomass of *Corbicula* spp. live and density of dead native freshwater mussels. This could be the effect of competition between both species.

Key words

Freshwater bivalves, competition, population density, invasive alien species, Ebro river.

Índice de contenidos

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Especies exóticas invasoras	1
1.2 Almeja asiática (<i>Corbicula</i> spp.)	1
1.2 Las náyades de la cuenca del río Ebro	6
1.2.1 <i>Pseudunio auricularius</i> (<i>Margaritifera auricularia</i>)	7
1.2.2 <i>Unio mancus</i>	8
1.2.3 <i>Potomida littoralis</i>	8
1.2.4 Anodonta anatina	9
2. JUSTIFICACION	10
3. OBJETIVOS	12
3.1 General	12
3.2 Específicos	12
4. MATERIALES Y METODOS	12
4.1 Área de estudio	12
4.2 Metodología	13
4.2.1 Trabajo de campo	16
4.2.2 Trabajo de laboratorio	17
5. RESULTADOS	19
5.1 Caracterización de la población de <i>Corbicula</i> spp.	19
5.2 Caracterización de la población de náyades	22
5.3 Relación de <i>Corbicula</i> spp. con las náyades	24
6. DISCUSION	29
6.1 Evolución de la densidad de <i>Corbicula</i> spp.	29
6.2 Evolución de la densidad de náyades	32
6.3 Relación entre <i>Corbicula</i> spp. y náyades	33
7. CONCLUSIONES	35
8. AGRADECIMIENTOS	36
BIBLIOGRAFÍA	37

Índice de Figuras

Figura 1. Detalle de las costillas de <i>Corbicula</i> spp.	2
Figura 2. Juvenil de <i>Corbicula</i> spp. Fuente: Paul R. Sterry.....	3
Figura 3. <i>Corbicula</i> spp. en sustrato pedregoso. Fuente: Paul R. Sterry.	4
Figura 4. Ejemplar de <i>Pseudunio auricularius</i> adulta y joven (Fuente: K. Nakamura)	7
Figura 5. Ejemplar de <i>Unio mancus</i>	8
Figura 6. Ejemplar de <i>Potomida littoralis</i>	9
Figura 7. Ejemplar de <i>Anodonta antina</i>	10
Figura 8. Estaciones de muestreo en el río Ebro.	14
Figura 9. Visualización de fondo y bandeja para muestras.	16
Figura 10. Surber y mirafondos (para visualización de fondo).....	16
Figura 11. Disco de Secchi.	17
Figura 12. Material de medición, pesaje y secado de muestras	18
Figura 13. Densidad de <i>Corbicula</i> spp. en las localidades estudiadas.....	20
Figura 14. Biomasa de <i>Corbicula</i> spp. a lo largo de las localidades estudiadas en el río Ebro.	21
Figura 15. Tamaño medio y máximo de <i>Corbicula</i> spp. en las localidades estudiadas.....	21
Figura 16. Densidad de <i>P. littoralis</i> viva y muerta en las localidades estudiadas en el río Ebro.	23
Figura 17. Relación entre la raíz de densidad de <i>P. littoralis</i> muerta y raíz de densidad de <i>Corbicula</i> spp. viva	24
Figura 18. Relación entre raíz cuadrada de densidad de <i>P. littoralis</i> muerta y raíz cúbica de biomasa de <i>Corbicula</i> spp.....	25
Figura 19. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de <i>P. littoralis</i> muerta.	26
Figura 20. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de <i>Corbicula</i> spp. viva.....	26
Figura 21. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de <i>Corbicula</i> spp. muerta.	27
Figura 22. Relación entre exposición a corriente y tamaño máximo de <i>Corbicula</i> spp.	28

Índice de Tablas

Tabla 1. Referencia de estaciones de muestreo.....	15
Tabla 2. Localidades de muestreo en el río Ebro entre Tudela y Aragón.....	15
Tabla 3. Densidad de <i>Corbicula</i> spp.	19
Tabla 4. Biomasa de <i>Corbicula</i> spp.....	20
Tabla 5. Densidad de <i>P. littoralis</i>	22
Tabla 6. Correlaciones no representadas gráficamente.	28

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Especies exóticas invasoras

En la actualidad el problema de las especies exóticas invasoras está considerado una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel mundial, ya que ocasionan importantes impactos ambientales, sociales y económicos (Carlton y Geller 1993; Lodge 1993; Cohen y Carlton 1998; Kolar & Lodge 2001; Grosholz 2002; Richardson y Pysek 2007). El medio acuático no escapa de esta situación y de hecho se encuentran especies consideradas de las más peligrosas.

Cada especie tiene características particulares para convertirse en invasora, pero todas ellas tienen algunas comunes como son ciclo reproductivo corto, son estrategas R, tienen una alimentación amplia, y dispersión gracias a ciertas actividades humanas. Los bivalvos de agua dulce son una parte muy importante de la biodiversidad, cada vez más reconocida por tener papeles clave en los ecosistemas que habitan. Su declive global ha causado una preocupación creciente y la afección por especies exóticas invasoras es una de las principales causas.

1.2 Almeja asiática (*Corbicula* spp.)

Para que una especie invasora tenga éxito en su colonización son necesarias unas condiciones del hábitat receptor favorables y unas características intrínsecas de la especie adecuadas (Castro et al., 2004). En el caso de la almeja asiática (*Corbicula fluminea*) se adapta a multitud de hábitats. Es una almeja de agua dulce que ha causado daños por valor de millones de dólares a las tuberías de admisión utilizadas por la energía, el agua y otras industrias (Global Invasive Species Database, 2019). Muchas almejas nativas están disminuyendo a medida que *C. fluminea* las supera por comida y espacio. En general, requiere aguas bien oxigenadas y prefiere arena fina, limpia, arcilla y sustratos de arena gruesa, pero se puede encontrar en fondos limosos y con presencia de anoxia. Se dispersa por varias causas humanas: por medio de agua de lastre, se usa como cebo, se vende a través del comercio de acuarios y se transporta con corrientes de agua (Global Invasive Species Database, 2019).

A continuación se hace una descripción más detallada de *Corbicula fluminea*.

Taxonomía

La almeja asiática *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) es un molusco bivalvo característico de los ecosistemas dulceacuícolas. El género *Corbicula* pertenece a la clase Bivalvia, subclase Heterodonta, orden Veneroida, superfamilia Corbiculoidea y familia Corbiculidae

(Vaught 1989). Es originaria de Asia, África y Australia (Mouthon 1981; Counts 1986; Araujo et al., 1993; Ituarte 1994; McMahon 1999), comenzó a distribuirse por la costa del Pacífico de Estados Unidos en la década de los años 20 (Counts 1981) y cuarenta años después colonizó la costa Atlántica estadounidense. Alcanzó América de Sur en los años 1970 (Ituarte 1994) y en Europa fue vista por primera vez por Mouthon en 1981. Existe una gran controversia en la identificación taxonómica del género *Corbicula* debido a diferencias morfológicas y genéticas (Komaru & Konishi, 1999; Rajagopal et al., 2000; Renard et al., 2000; Siripattrawan et al., 2000; Qiu et al., 2001; Park et al., 2002; Pfenninger et al., 2002; Park & Kim 2003; Lee et al., 2005).

En el río Ebro se pueden encontrar tres morfotipos que corresponden a *C. fluminea*, *C. fluminalis* (Müller, 1774) e híbridos de las dos (Guerrero y Jarne, 2014). En consecuencia de la difícil distinción de las especies anteriormente nombradas y puesto que el impacto que ocasionan en el medio es similar, competencia con la fauna autóctona y alteración del sustrato béntico (Csanyi, 1999; Paunović et al., 2007; Ciutti y Cappelletti, 2009), en este trabajo se tratarán los datos como *Corbicula* spp., aunque para la descripción de la especie se va a hacer referencia a *Corbicula fluminea*.

Descripción morfológica

La almeja asiática en condiciones normales de temperatura, alimento y sustrato adecuado llega a alcanzar entre 2,5 y 3 cm de longitud, aunque existen excepciones de 5 cm (Geib, 2006). En la etapa juvenil presenta unas valvas de consistencia dura, de forma ovalada o redondeada y de tonalidades verdoso-amarillentas, en la etapa adulta la forma es más triangular y el color se torna marrón. Una característica de esta especie son las costillas regulares concéntricas que presenta en su exterior, las cuales proporcionan información sobre la edad del individuo y las condiciones ambientales en las que se dio el crecimiento (Pérez Quintero, 1990; Araujo et al., 1993; Lee et al., 2005; Rivas, 2013).



Figura 1. Detalle de las costillas de *Corbicula* spp.

La capa interior de la concha o nácar es de color blanco o azulado, presenta tres dientes cardinales y dos laterales que impiden el desplazamiento de las valvas, además pueden verse los músculos aductores y retractores del pie, y una marcada línea paleal (McNeil, 2012). Los sifones son de pequeño tamaño lo que les obliga a permanecer en los primeros centímetros del sustrato para alimentarse y las branquias están situadas bajo el manto a ambos lados de la masa visceral (Araujo et al., 1993; Rivas, 2013).

Biología reproductiva

Corbicula fluminea es una especie iterópara, es decir presenta más de un periodo reproductor en su vida (Sousa et al., 2008d), es hermafrodita, capaz de autofecundarse y capaz de realizar reproducción adrogenética, es decir el núcleo del embrión se hereda del espermatozoide y no del óvulo lo que permite formas triploides y tetraploides en los adultos, característica que facilita la evolución de la especie (Lee et al., 2005; GEIB, 2006). La almeja asiática también puede reproducirse por fecundación cruzada, característica que se presenta en individuos inferiores de 13-14 mm, ya que la fracción masculina puede no estar desarrollada completamente.

La fertilización se produce en la cavidad paleal y las larvas si incuban en los tubos branquiales (Rajagopal et al., 2000). Cada individuo genera entre 60.000 y 70.000 ejemplares de unos 250 μm (McMahon, 2002; Byrne et al., 2000), que se posarán en el bentos o enterraran en el sustrato (Boltovskoy y Cataldo, 1999; McMahon, 1999; McMahon, 2002). Las emisiones larvianas pueden darse en uno o en dos ciclos dependiendo principalmente de la temperatura del agua, cuyo rango de tolerancia se encuentra entre 16° y 28°. Estas liberaciones suelen producirse a finales de primavera y a finales de verano entrando casi en otoño (Sousa et al., 2008a).



Figura 2. Juvenil de *Corbicula* spp. Fuente: Paul R. Sterry..

Esta especie presenta un crecimiento rápido, temprana madurez sexual, una alta fecundidad y un periodo corto de vida, lo que le permite colonizar hábitats con unas condiciones físico-químicas y de caudal muy variables (Sousa et al., 2008d).

Hábitat y ecología

Esta especie puede desarrollarse en diferentes hábitats como estuarios, lagos y corrientes de agua dulce, normalmente prefiere aguas rápidas y bien oxigenadas. La temperatura y la salinidad son los dos principales factores que condicionan su supervivencia, tolerando un mínimo de 2 °C (Janech y Hunter 1995) y un máximo de 30°C, ya que por encima su capacidad de filtración se inhibe (McMahon y Williams, 1986a, b; McMahon, 2000), el máximo nivel de salinidad que soporta es de 24 ppt (King et al. 1986). Otros condicionantes son valores de pH bajos, infecciones virales y parasitarias y variaciones de caudal (McMahon, 2002).

En los cauces hidrológicos las poblaciones se desarrollan generalmente sin problemas, ya que se trata de una especie que tolera muy bien las oscilaciones hidrográficas estacionales (Phelps, 1994; Cataldo & Boltovskoy, 1999; Chainho et al., 2006; Sousa et al., 2008e), pero los hábitats ribereños en ocasiones generan dificultades a la hora de depositar sus larvas sin que sean arrastradas por la corriente (Blalock y Herod, 1999). Cuando coloniza ambientes lenticos como lagos, se asienta en zonas de poca profundidad y sedimentos bien oxigenados como las orillas (Lenat & Weiss, 1973; Dreier, 1977; McMahon, 1983; White, 1979). Los ecosistemas preferidos para la colonización y proliferación son los estuarios ya que a pesar de tratarse de ambientes en parte salobres, en ellos se genera el efecto marea (Phelps, 1994; Cataldo & Boltovskoy, 1999; Chainho et al., 2006; Sousa et al., 2008e).



Figura 3. *Corbicula* spp. en sustrato pedregoso. Fuente: Paul R. Sterry.

Prefieren sustratos con altos contenidos en materia orgánica, por ello arenas mezcladas con limos y arcillas son idóneos, sin embargo esta especie puede encontrarse en todo tipo de sedimentos con o sin vegetación sumergida (Aguirre y Poss, 1999; Sousa et al., 2008a). Según Sousa et al. (2008e) el crecimiento de la almeja asiática es exponencial, siendo rápido durante su primer año de vida alcanzando entre 14-33 mm y retardándose a medida que avanza en edad. La biomasa de esta especie muestra una correlación positiva con potencial redox, materia orgánica, dureza, arena muy gruesa y arena fina, y presenta una correlación negativa con nitratos y amonios. Cuando muere las conchas que se generan pueden ser aprovechadas por otros organismos, bien como fuente de calcio si se rompen o como refugio frente a depredadores o condiciones abióticas adversas en caso de que no se rompan (Sousa et al., 2009). Según (Scheller 1997) y (Cherry et al. 2005) cuando las poblaciones de almeja asiática son muy altas se generan elevadas cantidades de amonio tras su muerte, condición que empeora la calidad del agua y afecta al resto de organismos acuáticos. Además esta especie tiene una elevada capacidad de clarificación del agua, provocando un déficit de nutrientes en la capa superficial del sustrato (Leff et al. 1990), pudiendo afectar directamente a las náyades.

El aumento de la densidad de población de almeja asiática está limitando la supervivencia de algunas especies. Las principales causas son el incremento de mortandad de la almeja asiática debido a disminución del oxígeno y el aumento de la temperatura, lo que genera un incremento de los niveles de amonio libre hasta concentraciones que pueden ser letales para los juveniles de náyades (Cooper, Bidwell y Cherry, 2005), la ingestión de sus gloquidios (Yeager, Neves y Cherry, 1999), y la competencia por el espacio y alimento, factor sobre el que generalizan varios estudios pero pocos trabajos han logrado demostrar (Clarke, 1986; Strayer, 1999).

Además la almeja asiática no necesita pez hospedador para su reproducción a diferencia de las náyades. Los ejemplares pequeños crecen más rápido y mueren antes, lo que le proporciona una mayor capacidad evolutiva y por lo tanto de adaptación a nuevos hábitats (Sousa et al., 2008d).

Según Kraemer (1979) el factor antrópico en los ríos juega un papel fundamental, ya que la almeja asiática aumentó su potencial invasor en lugares modificados por el hombre, sin embargo en ríos menos alterados con una buena diversidad de bivalvos autóctonos solo ocupa pequeñas áreas arenosas libres de náyades. De la misma forma (Vaughn y Spooner 2006) afirman que en zonas donde las poblaciones de náyades son elevadas, es más difícil la colonización por parte de *Corbicula* spp., debido a que la competencia

por espacio y alimento es mayor. Por otro lado, también se conocen áreas donde conviven elevadas poblaciones de *Corbicula* spp. y náyades (Miller y Payne, 1994).

En cuanto a la competencia por el alimento (Cohen et al., 1984) ha comprobado que la almeja asiática presenta una capacidad filtradora capaz de retirar el 30% de clorofila A de una muestra del río en 2 horas. Esto demuestra la alta capacidad clarificadora de la especie y que puede disminuir de forma importante los niveles de alimento y de seston en la capa superficial del sustrato a escala local (Leff, Burch y McArthur ,1990). De hecho, un reciente trabajo (Modesto et al. 2019) ha demostrado la capacidad de filtrar los mismos gloquidios de las náyades, siendo un factor importante para reducir la posibilidad de éxito reproductivo de las mismas.

1.2 Las náyades de la cuenca del río Ebro

Las náyades son grandes bivalvos de agua dulce que se encuentran por todo el mundo excepto en la Antártida. Se consideran organismos importantes ya que tienen una alta capacidad de filtración y depuración del agua, además favorecen la oxigenación del sustrato donde viven enterrados o semienterrados (Zapater et al., 2006; Strayer, 2008).

Se trata de organismos dioicos aunque se encuentran excepciones de casos hermafroditas. La reproducción es especial, ya que el gloquidio (larva) necesita un pez hospedador para llevar a cabo la metamorfosis, liberándose después de varias semanas o meses de las branquias del pez y enterrándose finalmente en el sustrato (Araujo, 2012). No son compatibles todos los peces, sino que sólo unas pocas especies pueden ser hospedadoras de larvas de una especie de náyade, por lo que se trata de una característica limitante para su supervivencia (Araujo et al., 2009)

El primer trabajo dedicado al estudio de las náyades de la península Ibérica es de (Morlet, 1845) que cita la presencia de 13 especies en Portugal. En la segunda década del siglo XX, en 1917, Haas hace el primer intento moderno de estudio de todas las náyades de la Península Ibérica (Araujo et al., 2009).

Actualmente las poblaciones de náyades están desapareciendo a nivel mundial (Lopes Lima et al. 2017, 2018a), las principales causas son la pérdida y destrucción de los ecosistemas dulceacuícolas debido tanto a factores antrópicos (construcción de embalses, canalizaciones, regadíos, contaminación y detracciones de aguas), como naturales (sequías y riadas). Otra causa cada vez de mayor importancia es la presencia de especies exóticas invasoras (Bogan, 1993; Ricciardi, Neves y Rasmunssen 1998; Strayer, 1999; Liderad et al., 2004; Strayer et al., 2004).

En la cuenca del río Ebro se encuentran cuatro especies de náyades: *Pseudunio auricularius* (Spengler, 1793), conocida anteriormente como *Margaritifera auricularia* (Lopes Lima et al. 2018b), *Unio mancus* (Lamarck1819), *Potomida littoralis* (Cuvier 1798) y *Anodonta anatina*, (Linnaeus 1758) pertenecientes a la familia *Unionidae*.

1.2.1 *Pseudunio auricularius* (*Margaritifera auricularia*)

Se trata de un molusco que antiguamente se encontraba en gran parte de los ríos europeos, pero actualmente las poblaciones se han visto reducidas a la cuenca del río Ebro, que vierten al Mediterráneo (Araujo y Ramos, 2000, 2001, Nakamura et al. 2017, Nakamura y Guerrero, 2018), y a las cuencas francesas de los ríos Adour, Charente, Dordoña, Garona y Loira, que vierten al Atlántico (Prié et al., 2010, 2018).



Figura 4. Ejemplar de *Pseudunio auricularius* adulta y joven (Fuente: K. Nakamura)

Según criterio de la UICN en las últimas tres generaciones, el tamaño de la población de *Pseudunio auricularius* ha disminuido en más del 90% (IUCN, 2010). Por ello esta náyade está incluida en varios catálogos de especies amenazadas.

A nivel europeo se encuentra en el Anexo IV de la Directiva Hábitats y en el Anexo II del Convenio de Berna; además aparece en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la IUCN como especie en peligro crítico (IUCN, 2010). A nivel nacional está recogida en el Catálogo Español de Especies Amenazadas también en la categoría de especie en peligro de extinción (RD 139/2011) y en 2018 se declara en situación crítica por Orden TEC/1078/2018, de 28 de septiembre. A nivel autonómico se incluye en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón como especie en peligro de extinción (Decreto 181/2005) y se aprueba su Plan de Recuperación.

1.2.2 *Unio mancus*.

Es un molusco bivalvo característico de zonas ribereñas, los adultos tienen la concha alargada y sólida, de color oscuro, pardo y en ocasiones verduzca, con una longitud normalmente inferior a 10 cm. El umbo es redondeado y prominente (Araujo et al., 2004; Zapater et al., 2006). La parte interna es blanca y entre las cicatrices de los músculos aductores presenta una línea lateral muy marcada. Debajo de esta se encuentra la charnela con dientes laterales muy alargados, dos en la valva izquierda y uno en la derecha. Además presenta dos dientes cardinales en la valva izquierda y uno en la derecha, suelen ser fuertes y de aspecto laminar y se localizan entre el musculo aductor y los dientes laterales (Araujo et al., 2004; Araujo et al., 2009).

Sus gloquidios miden unos 200 µm de longitud, de aspecto triangular y presentan en el centro del borde ventral un fuerte gancho (Araujo et al., 2000).



Figura 5. Ejemplar de *Unio mancus*.

1.2.3 *Potomida littoralis*

Es una especie que se localiza en la Península Ibérica ocupando la mayoría de los ríos atlánticos y mediterráneos (Araujo et al., 2009). Además se encuentra en otros países del suroeste de Europa como Francia, Portugal y Grecia (Haas, 1969; Araujo, 2008b) y en el norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez).

Habita fondos de arena, grava y cieno. También se encuentra en canales y acequias de fondos naturales.

Los ejemplares adultos pueden medir hasta 9 cm (Zapater et al., 2006), su concha es sólida y romboidal, de color normalmente negro o pardo oscuro, en ocasiones verde y con líneas radiales amarillentas que parten del umbo. Los juveniles presentan un color más claro. El interior de la concha es blanco, destacando el grosor de su nácar,

presentan ligamento externo y el umbo en forma de ondas. Presenta un diente lateral y uno cardinal en su valva derecha. En la valva izquierda tiene dos dientes laterales y dos cardinales fuertes y aserrados (Zapater et al., 2006; Araujo et al., 2009).



Figura 6. Ejemplar de *Potomida littoralis*.

1.2.4 Anodonta anatina

Es una especie de náyade de concha especialmente fina y gran tamaño llegando a sobrepasar en ocasiones, los 20 cm. de longitud. Sus valvas debido a su escaso grosor son muy delicadas y cuando se quedan fuera del agua enseguida se resecan y agrietan.

Los ejemplares adultos presentan una concha muy abombada y de color pardo amarillento en su exterior, en su parte interna se caracteriza por la ausencia de dientes en la charnela (Zapater et al., 2006).

Sus gloquidios son especialmente grandes llegando a medir 300 micras y tienen un fuerte gancho en cada valva (Panini et al., 2009).

Suele habitar en los tramos lentos de los ríos y en fondos limosos de canales y embalses, aunque se la ha llegado a visualizar en zonas de rápidos (Zapater et al., 2006).



Figura 7. Ejemplar de *Anodonta antina*.

2. JUSTIFICACION

Teniendo en cuenta los trabajos de Haas de 1910, donde se constatan que las náyades, incluyendo *Pseudunio auricularius*, eran muy abundantes en el río Ebro, puede considerarse que a lo largo del siglo XX ha habido una más que notable disminución de náyades en el río Ebro (CHE 2016). En los canales asociados, como el Canal Imperial, este retroceso de la población debió ser más lento y progresivo hasta aproximadamente 2010.

Hacia 2001 comienzan los trabajos de prospección de náyades, y especialmente *Pseudunio auricularius* llevados a cabo por el Gobierno de Aragón. En esos años se observa una alta densidad de náyades en el Canal Imperial y la existencia de poblaciones puntuales y dispersas en el río Ebro a su paso por Aragón, especialmente aguas arriba de Zaragoza.

Desde 2001 hasta la actualidad, parece observarse una disminución lenta y paulatina de náyades en el río Ebro. Por el contrario, en el Canal Imperial, mucho más monitorizado que el río Ebro, a partir de 2010 aproximadamente y más intensamente a partir de 2013, se detecta una intensa mortalidad muy acusada de náyades.

El retroceso de náyades tiene como causas multitud de aspectos. Entre los principales y según el más reciente trabajo a nivel global de (Lopes-Lima et al., 2018) se encuentran: la pérdida y destrucción de los ecosistemas dulceacuícolas por construcción de embalses, canalizaciones, regadíos, detracciones de aguas, la contaminación juega un

papel cada vez más importante, los desarrollos urbanísticos, el cambio climático expresado en las cada más frecuentes sequías y/o riadas y por supuesto la presencia cada vez mayor de especies exóticas invasoras, tanto de moluscos como el mejillón cebrá o la almeja asiática, como de peces exóticos que compiten con los peces hospedadores de las náyades. Pero es a partir del año 2012-2013 cuando saltan todas las alarmas en Aragón, por registrarse una inusual y elevada mortalidad de ejemplares adultos de *P.auricularius* en el Canal Imperial de Aragón, localidad con la mayor densidad de ejemplares de esta especie catalogada. Las causas de las muertes no eran evidentes, por lo que el Gobierno de Aragón pone en marcha una serie de líneas de trabajo encaminadas al estudio de las posibles causas de mortalidad con la ayuda de universidades y centros de investigación. Ya para ese momento, año 2013, las otras especies de náyades en los canales habían desaparecido y la presencia de *Corbicula* spp era abundante. Dentro de las posibles hipótesis que se barajaron para explicar esta elevada mortalidad se encontraban:

1. Modificación del hábitat: por las constantes obras de mantenimiento y la consecuente manipulación de los ejemplares y/o por la presencia cada vez más abundante de *Corbicula* spp. siendo esta especie modeladora del hábitat donde se encuentra.
2. Bioacumulación e intoxicación por productos fitosanitarios de uso común en la cuenca del Ebro
3. Enfermedades

En el año 2016 se plantea el estudio de las densidades de *Corbicula* spp. en los canales, teniendo como antecedente un trabajo desarrollado por el Gobierno de Aragón en el año 2011 donde se tomaron datos sobre la población de la especie exótica en ese año. De allí surge el TFG de Beatriz Gimeno (Gimeno 2017) donde se estudió la densidad de las poblaciones de *Corbicula* spp. en el año 2016 y se comparó con los datos previos, concluyendo que las poblaciones de almeja asiática han ido en aumento exponencial y que su influencia negativa sobre las náyades puede ser importante.

Por ello para el presente trabajo y teniendo en consideración la afección negativa que parece tener *Corbicula* spp. con las náyades autóctonas, se plantea el estudio de *Corbicula* spp. pero en el cauce principal del río Ebro junto con la toma de datos de la presencia de náyades, con el fin último de comparar los resultados del río con los de los canales y determinar si son similares o no.

Añadido a estos importantes resultados, mediante este estudio de las poblaciones de almeja asiática y su asociación con las náyades, se pretende contribuir a los resultados

del proyecto que está ejecutando el Gobierno de Aragón desde el año 2016: Plan de Traslocación de *P.auricularius* desde el Canal Imperial de Aragón al río Ebro, donde se caracterizan diferentes tramos en el río para seleccionar localidades idóneas para reintroducir ejemplares adultos y/o juveniles nacidos en cautividad. Una de las principales premisas es que exista una población de náyades en buen estado (de *Potomida littoralis* especialmente) y, si es posible, también una baja densidad de *Corbicula* spp. o al menos menor que la que presentan en los canales, la cual en promedio en el año 2016 rondaba los 1.000 ind/m² (Gimeno 2017).

3. OBJETIVOS

3.1 General

Estudiar la presencia y densidad de almeja asiática (*Corbicula* spp) y náyades autóctonas en diversos puntos del río Ebro entre Tudela y Zaragoza y su relación.

3.2 Específicos

- Caracterizar el estado actual de la población de almeja asiática y de náyades autóctonas en el río Ebro entre Tudela y Zaragoza, en áreas seleccionadas del río con presencia de náyades.
- Relacionar la densidad y tamaño de *Corbicula* spp. con la densidad de náyades autóctonas, vivas y muertas.
- Comparar los resultados de densidad y tamaños de almeja asiática entre el río Ebro y los canales Imperial de Aragón, y Tauste
- Revisión bibliográfica, de datos históricos disponibles, de la evolución de las poblaciones de almeja asiática en el río Ebro y comparación con los obtenidos en este estudio.

4. MATERIALES Y METODOS

4.1 Área de estudio

La cuenca del Ebro, una de las más grandes del país, ocupa una superficie de 83.093 km². El río Ebro, el más caudaloso de España tiene una longitud de 910 km y un caudal de 426 m³/s. Nace en Fontibre (Cantabria) y discurre en sentido noroeste-sureste hasta el valle aragonés al que da nombre. Tras pasar el embalse de Mequinzenza, atraviesa las cordilleras costero-catalanas y desemboca en el mar Mediterráneo formando el

importante delta de Tortosa (Tarragona) (CHE, 2016). Las precipitaciones medias son de unos 600 mm, siendo muy diferentes según el territorio y la estación del año (Ollero et al., 2004). Al tratarse de un territorio tan amplio, se encuentran abundantes ecosistemas y muy variados, para este proyecto son de vital importancia los acuáticos, muy sensibles al factor antrópico y cada vez más difíciles de encontrar en buenas condiciones ecológicas. Respecto a la vegetación acuática se encuentran plantas hidrófilas de libre flotación y las que se fijan al sustrato, encontrando macrófitos dominantes como especies del género *Potamogeton* y la cola de zorro (*Ceratophyllum demersum*). Plantas helofíticas que presentan tallos y ramificaciones aéreas como los carrizos (*Phragmites* spp.), espadañas (*Typha* spp.) y juncos (*Juncus* spp. y *Scirpus* spp.). Además desde 2008 se observa un helecho flotante invasor (*Azolla filiculoides*) (Guerrero y Jarne, 2014). En el cauce medio del Ebro la vegetación de ribera es muy homogénea y el tipo de sustrato juega un papel fundamental en su distribución, dominando los sauces (*Salix alba*), chopos (*Populus nigra*), álamos (*Populus alba*), fresnos (*Fraxinus angustifolia*) y tamarices (*Tamarix gallica*) (Guerrero y Jarne, 2014).

La ictiofauna es rica y diversa, ya que se puede encontrar el 48% de especies autóctonas citadas en la península ibérica. Cabe destacar el barbo de Graells (*Luciobarbus graellsii*) y el blenio de río o pez fraile (*Salaria fluviatilis*), también catalogado en Aragón como especie en peligro de extinción. Éste último es el único pez hospedador autóctono de *P. auricularius*, tras la extinción del esturión (*Acipenser sturio*) en el río Ebro, que es considerado históricamente su principal pez hospedador (López et al. 2007). Respecto a la comunidad de invertebrados se encuentra una rica biodiversidad de crustáceos, braquiópodos y copépodos.

4.2 Metodología

Se han realizado muestreos dirigidos en el tramo medio del Ebro comprendido entre Tudela y Zaragoza (Fig. 8), entendiéndose por dirigidos a que previamente se conocían las localidades con presencia de náyades y fueron escogidas bajo ese criterio. Llevar a cabo otro tipo de muestreo, como por ejemplo sistemático o al azar, para estudiar la relación entre almeja asiática y náyades sería complicado debido a la escasa presencia actual de colonias de náyades en el río. Parte del trabajo de campo ya había sido realizado anteriormente al comienzo de este trabajo fin de grado por parte del Gobierno de Aragón y el equipo de la empresa pública SARGA que trabaja en náyades durante los veranos de 2016-2017, por lo que se contaba previamente con información de algunas localidades. Otra buena parte de las localidades se muestrearon durante la realización de este trabajo fin de grado. En la siguiente figura se detallan las localidades muestreadas en el río Ebro entre Tudela y Zaragoza.

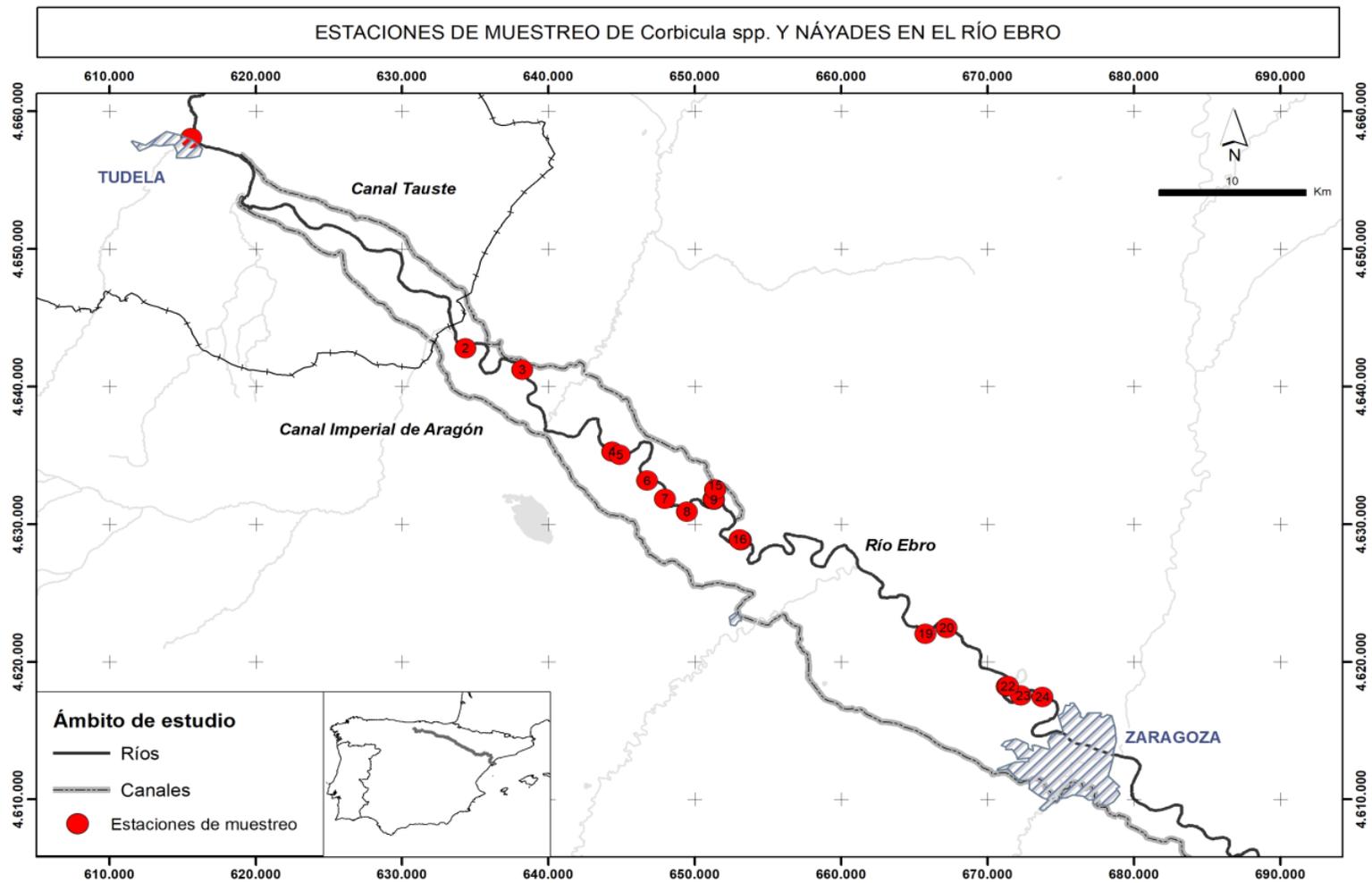


Figura 8. Estaciones de muestreo en el río Ebro.

Tabla 1. Referencia de estaciones de muestreo.

Referencia	Localidad	Referencia	Localidad
1	Tudela	13	Alcalá 4
2	Novillas	14	Remolinos 1
3	Gallur	15	Remolinos 2
4	Pradilla	16	Cabañas 2
5	Pradilla embarcadero	17	Cabañas colector 1
6	Luceni 2 captación	18	Cabañas colector 2
7	Luceni	19	Sobradriel
8	Alcalá pueblo	20	Utebo
9	Madre de Alcalá	21	Mozalbarba
10	Alcalá 5	22	Monzalbarba 2
11	Alcalá 3	23	Juslibol
12	Alcalá 6	24	Almozara

Los puntos muestreados se ordenaron de arriba abajo a lo largo del río Ebro y se calculó el punto kilométrico del río que ocupaban a partir de la localidad de Tudela calculándolo mediante el programa MDT de Aplitop (Autocad).

Se dividió el área de muestreo en tres tramos para que la explicación de las observaciones resultase más sencilla, el tramo alto que corresponde desde Tudela hasta Luceni, tramo medio desde Alcalá de Ebro hasta Sobradriel, y el tramo bajo que abarca desde Utebo hasta La Almozara.

Tabla 2. Localidades de muestreo en el río Ebro entre Tudela y Aragón.

Punto km.	Tramo	Localidad
0,0	Alto	Tudela
36,8		Novillas
38,0		Gallur
50,6		Pradilla
51,4		Pradilla embarcadero
55,9		Luceni
58,9		Luceni 2 captacion
61,0	Medio	Alcalá pueblo
64,3		Madre de Alcalá
64,4		Alcalá 5
64,4		Alcalá 3
64,4		Alcalá 6
64,5		Alcalá 4
65,3		Remolinos 1
65,3		Remolinos 2
71,3		Cabañas
71,5		Cabañas colector 1
71,5		Cabañas colector 2
97,5		Sobradriel
99,5	Bajo	Utebo
107,2		Mozalbarba
107,3		Mozalbarba2
109,5		Juslibol
111,3		Almozara

4.2.1 Trabajo de campo

Durante los meses de bajo caudal del río se llevaron a cabo los muestreos de almeja asiática y náyades, con el objetivo de obtener información sobre las poblaciones en puntos previamente seleccionados en el río Ebro, tramo medio, entre Tudela y Zaragoza. Para la toma de muestras se aplicó la metodología de los transectos modificada (Muñoz, 2013). Se realizaron transectos paralelos a la orilla, de longitud variable (20 a 40m) y de 50 cm de ancho. A lo largo del transecto se tomaron tres muestras de almeja asiática, aguas arriba, punto medio y aguas abajo, utilizando un surber de 30,5 cm de lado y extrayendo entre 5 y 10 cm de sustrato que posteriormente era volcado en una bandeja. En cada muestra se separaron todos los ejemplares de almeja asiática y se contabilizaron diferenciando tres grupos: vivas, muertas de dos valvas y valvas sueltas.



Figura 9. Visualización de fondo y bandeja para muestras.



Figura 10. Surber y mirafondos (para visualización de fondo)

Las náyades autóctonas se muestrearon a lo largo del transecto de 50 cm de ancho. Se identificaron las especies y se midieron. Si los ejemplares estaban vivos se devolvían a su punto de origen.

En cada punto de muestreo se cumplimentó una ficha en la que se apuntaron aspectos relevantes del área de estudio como son: caracterización del sustrato, turbidez del agua,

vegetación de ribera, presencia de vegetación acuática, obteniendo de forma general, la caracterización del hábitat donde se realiza el muestreo, además de todos los datos de densidad y medidas de las especies de bivalvos.

Para la caracterización del sustrato se utilizó el método de estimación visual de porcentaje de cobertura (Northcote, 1979 en Gordon et al., 2004), que consiste en determinar el porcentaje de sustrato en sus diferentes tamaños: roca (> 256 mm), piedras (64-256 mm), grava (2-64 mm), arena (0,06-2 mm) y limo, arcilla (< 0,06 mm) mediante la observación del fondo en todo el transecto. En función de estos porcentajes se establecieron tres tipos de sustrato: fino (>70% finos), heterogéneo y grueso (>70% gruesos). Considerando como finos las fracciones arena y fango, limo, arcilla; y como gruesos todas las demás.

Para conocer la turbidez se utilizó el disco de Secchi, sumergiéndolo y calculando la profundidad a la que se deja de ver, esta variable se usa como medida de transparencia de la columna de agua.



Figura 11. Disco de Secchi.

Por último, como una característica del hábitat, se determinó el grado de exposición a la corriente del río, de cada localidad en función del siguiente intervalo: 1:sin corriente, 2:baja exposición a la corriente, 3:moderada, 4:alta y 5:muy alta.

Así, se asignó un 1 a los lugares muy protegidos de la corriente principal, tales como brazos laterales netamente separados de la corriente principal. Y un 5 a aquellos que estaban junto al curso principal de agua, estableciendo 3 valores intermedios.

4.2.2 Trabajo de laboratorio

Para estimar la densidad media poblacional por metro cuadrado (m^2) de *Corbicula* spp. se tomó el dato de número de ejemplares vivos de cada muestra que corresponde a un área de $930,25 \text{ cm}^2$, y se pasó a metro cuadrado. Una vez obtenida la densidad de cada

muestra se sacó la media de las tres para hallar la densidad media por m^2 en el transecto entero.

Para determinar la estructura poblacional se midió la longitud máxima de 50 ejemplares vivos y 50 muertos por transecto, seleccionados al azar. En los puntos en lo que la muestra no alcanzaba a los 50 ejemplares se medían todos los que salían en la muestra. Además se calculó el tamaño medio y tamaño máximo medio en cada punto. Para determinar el tamaño medio se calculó la media de los 50 ejemplares vivos que componen cada muestra. Para obtener el tamaño máximo medio se realizó la media del 10% de los ejemplares de mayor tamaño de la muestra.

Para analiza la frecuencia de tamaños, se han establecido ocho intervalos de tamaño: ≤ 5 mm; 5,01-10; 10,01-15; 15,01-20; 20,01-25; 25,01-30; 30,01-35; >35 , y se ha anotado el número de ejemplares correspondientes a cada intervalo en cada transecto.



Figura 12. Material de medición, pesaje y secado de muestras

Por último, para conocer la biomasa, los 50 ejemplares vivos de cada muestra se separaron de sus cochas y se pesaron en fresco el cuerpo de los individuos. Si en algún punto no se alcanzaban los 50 ejemplares vivos se utilizó el máximo de individuos disponibles.

4.2.2.1 Análisis estadísticos

Se determinó si la distribución de las variables se ajustaba a la normal, para así conocer si se aplicarían estadísticos paramétricos o no paramétricos. Para ello se aplicó el test de normalidad de Shapiro Wilk, ya que el tamaño muestral era inferior a 50. Si el p-valor (significancia) resulta mayor de 0,05 se acepta la hipótesis nula de homogeneidad, es decir, la variable en cuestión presenta una distribución que se ajusta a la normal. Se han encontrado algunas variables donde se aceptaba la hipótesis nula de homogeneidad,

pero puesto que al hacer un análisis de correlación deben combinarse con otras variables, una u otra variable no se ajustaba a una distribución normal, por lo tanto se aplicaron estadísticos no paramétricos.

Se utilizó el test no paramétrico Rho de Spearman, para analizar la correlación entre variables. Existen cinco rangos: mínima (0-0,2), baja (0,2-0,4), moderada (0,4-0,6), alta (0,6-0,8) y muy alta (0,8-1) similares a los que se utilizan en la correlación de Pearson. Para los análisis estadísticos se utilizó el IBM SPSS Statistics 19.

5. RESULTADOS

5.1 Caracterización de la población de *Corbicula* spp.

Tabla 3. Densidad de *Corbicula* spp..

Densidad de <i>Corbicula</i> spp. (ind/m ²)								
Vivas				Muertas				
Mínima	Máxima	Media	±Desviación estándar	Mínima	Máxima	Media	±Desviación estándar	
0	3.396,94	980,99	934,48	0	2.332,70	715,99	728,63	

En la figura 13 se presenta la densidad actual de almeja asiática viva y muerta en los puntos muestreados en el río Ebro en los años 2016 y 2018. Se observa como aguas arriba, en los muestreos más próximos a Tudela, las densidades son inferiores que en el resto de tramos, siendo Pradilla con 10,75 ind./m² la localidad con menor presencia de almeja asiática tanto viva como muerta. Se alcanza un primer pico de densidad, sobre todo de individuos vivos en las cercanías de Alcalá de Ebro y un segundo pico donde se alcanzan las máximas densidades cerca de la localidad de Cabañas. Las máximas densidades alcanzadas de almejas asiática viva fueron en Cabañas colect1 (2.633,70 ind./m²) y Cabañas colect2 (3.396,94 ind./m²) (Fig. 2) y a medida que se avanza hacia la ciudad de Zaragoza, aguas abajo, la densidad vuelve a disminuir, a excepción del acúmulo de individuos muertos encontrados en la localidad de Utebo pero sobre todo en Juslibol con 2196,54 ind./m² siendo el único punto donde se supera a la densidad de individuos vivos.

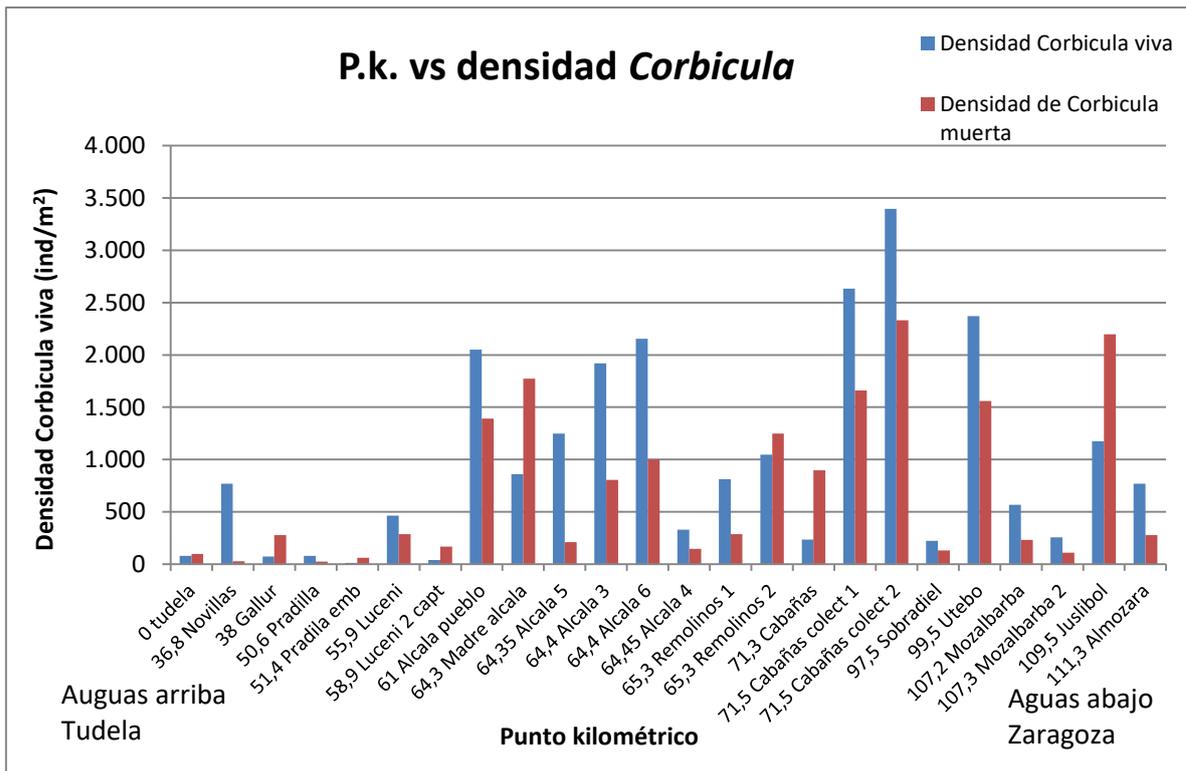


Figura 13. Densidad de *Corbicula* spp. en las localidades estudiadas

La correlación entre punto kilométrico (localidad) y densidad de *Corbicula* spp. viva no es significativa (p -valor=0,053 $Rho=0,400$). En cambio, la correlación entre punto kilométrico y densidad de *Corbicula* spp muerta es positiva, moderada-baja y significativa (p -valor < 0,05; $Rho=0,427$).

Punto kilométrico vs biomasa

Tabla 4. Biomasa de *Corbicula* spp.

Biomasa de <i>Corbicula</i> spp. viva (g/m^2)			
Mínima	Máxima	Media	\pm Desviación estándar
0	30937,25	6612,3	8128,2

En la figura 14 se puede observar la variación de la biomasa de almeja asiática a lo largo del recorrido del río estudiado. Los valores más bajos se localizan en Tudela, Luceni, Cabañas, Sobradriel y Mozalbarba. Los puntos con los valores más altos se encuentran en el tramo medio y bajo del río. Destacan la mayor biomasa de los dos transectos realizados en la localidad de Cabañas y el transecto 6 de la madre de Alcalá de Ebro.

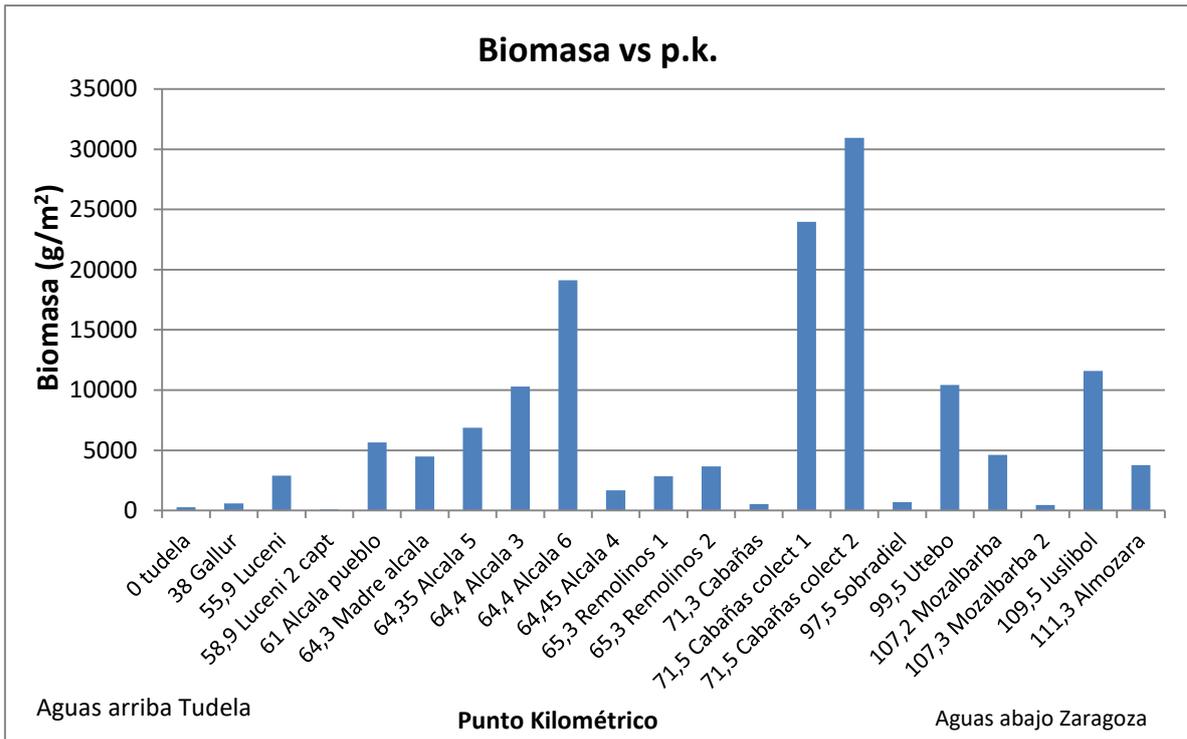


Figura 14. Biomasa de *Corbicula* spp. a lo largo de las localidades estudiadas en el río Ebro.

La correlación entre punto kilométrico y biomasa de almeja asiática es no significativa (p-valor=0,068; Rho= 0,396).

Tamaño y estructura poblacional

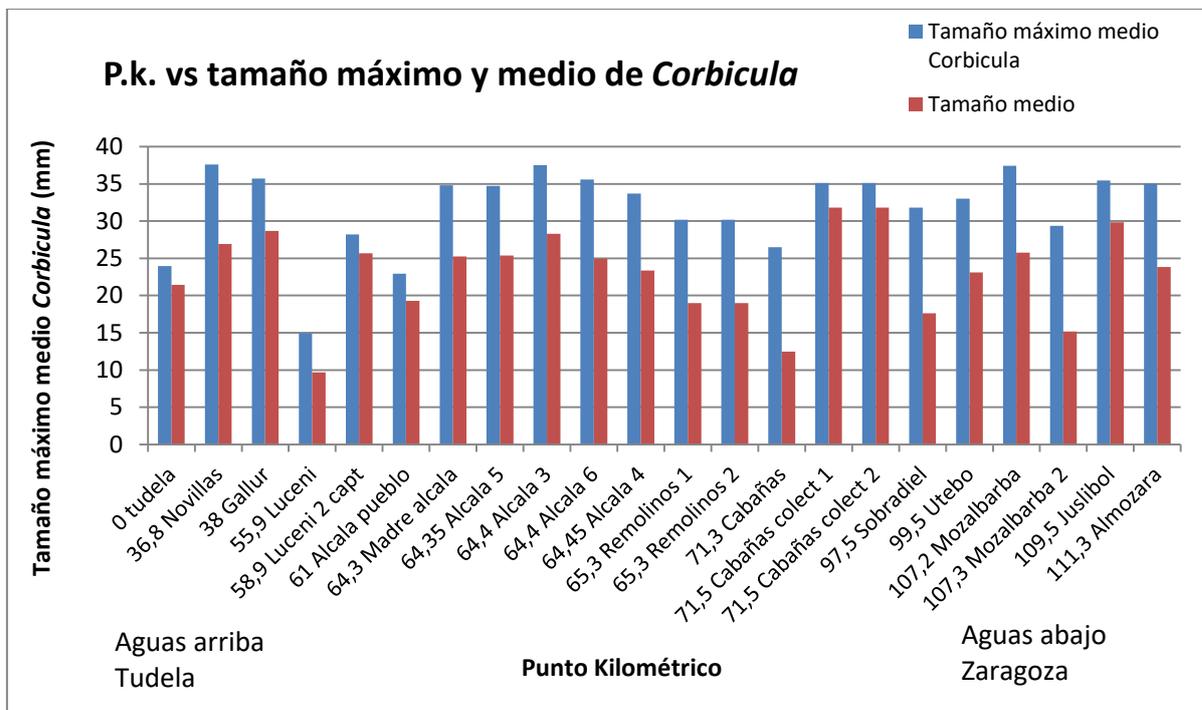


Figura 15. Tamaño medio y máximo de *Corbicula* spp. en las localidades estudiadas.

En la figura 15 se observa que el tamaño medio varía entre 9,66 mm en Luceni y 31,814 mm en Cabañas colector, y el tamaño máximo medio variando entre 14,95 mm Luceni y 37,6 mm en Alcalá3.

En el tramo alto que va desde Tudela hasta Luceni, el grueso de la población presenta un tamaño entre 20 mm y 30 mm, a excepción de Luceni que es más bajo (14,95 mm). En el tramo medio comprendido desde Alcalá hasta Sobradriel la mayoría de los individuos presenta un tamaño medio entre 20 y 30 mm, y un tamaño máximo entre 30 y 40 mm. En el tramo bajo la mayor parte de la población tiene un tamaño entre 20 y 30 mm, aunque existen dos puntos donde predomina un tamaño pequeño entre 15 y 20 mm. El tamaño máximo se sitúa entre 30 y 40 mm. La correlación entre punto kilométrico y tamaño medio, no es significativa (p-valor=0,986; z= -0,004).

La correlación entre punto kilométrico y tamaño máximo medio es, no significativa (p-valor=0,494; Rho= 0, 154).

5.2 Caracterización de la población de náyades

Tabla 5. Densidad de *P. littoralis*

Densidad de <i>P. littoralis</i> (ind/m ²)							
Vivas				Muertas			
Mínima	Máxima	Media	±Desviación estándar	Mínima	Máxima	Media	±Desviación estándar
0	4,75	0,9	1,28	0	1,45	0,33	0,46

En la figura 16 se puede observar la variación de la población de *P. littoralis* viva y muerta a lo largo del río.

En el primer tramo la población es muy escasa, la densidad aumenta aguas abajo en puntos concretos. Destacan las localidades de Cabañas colect1 y Juslibol donde la población de náyades vivas es muy alta en comparación con la densidad de *P. littoralis* muerta y con el resto de puntos estudiados.

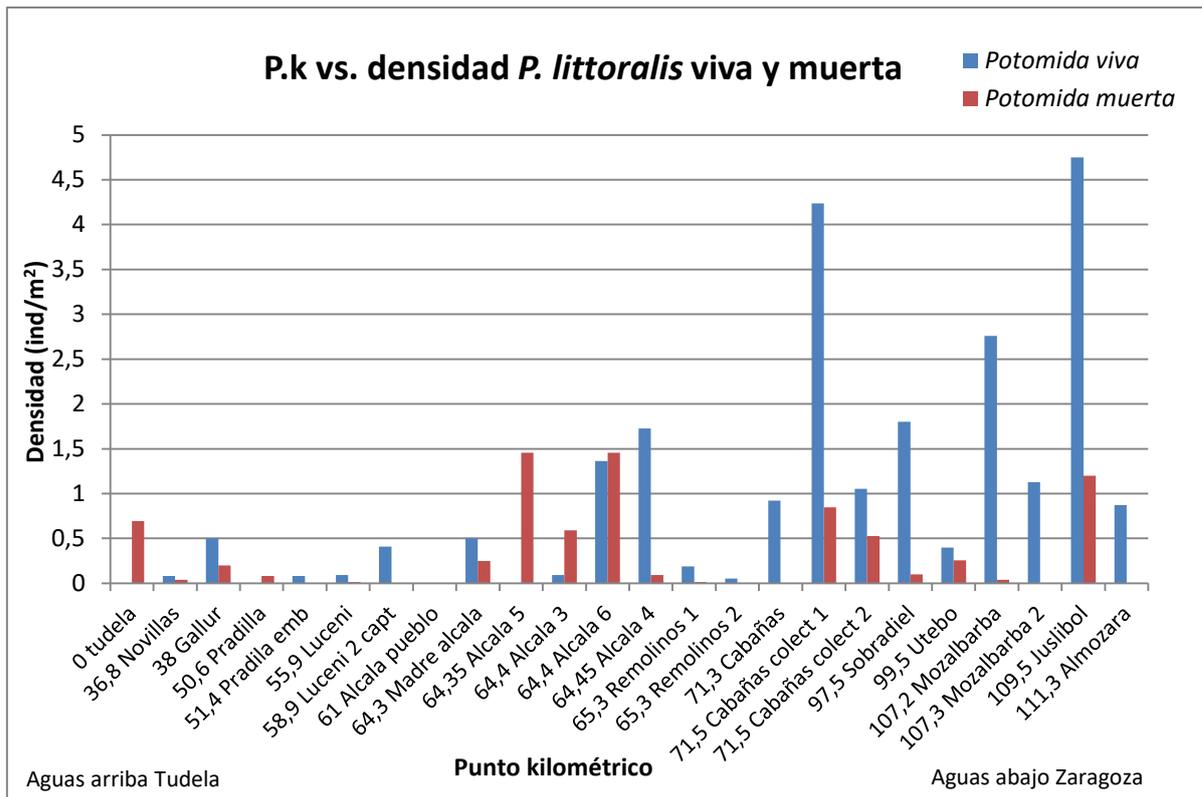


Figura 16. Densidad de *P. littoralis* viva y muerta en las localidades estudiadas en el río Ebro.

La correlación entre punto kilométrico y densidad de *P. littoralis* viva es positiva, media-alta y significativa (p-valor=0,0001; Rho=0,686). En cambio la relación con densidad de *P. littoralis* muerta no es significativa (p-valor=0,987; Rho=-0,004).

5.3 Relación de *Corbicula* spp. con las náyades

Densidad de *P. littoralis* muerta vs. densidad de *Corbicula* viva

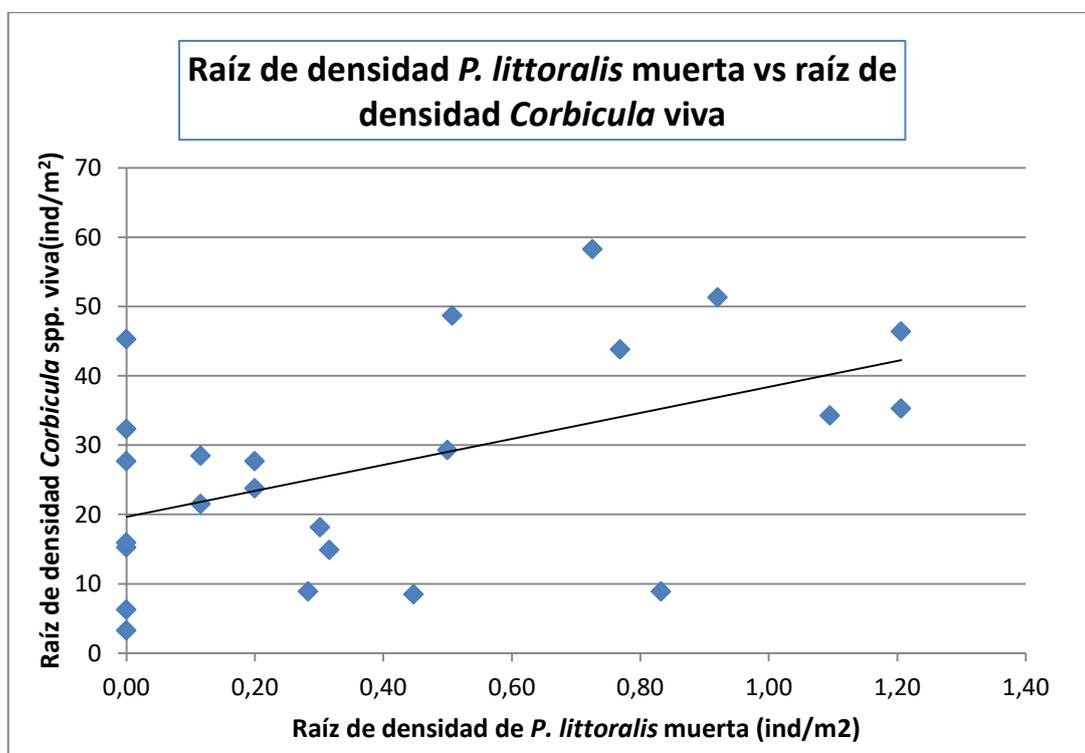


Figura 17. Relación entre la raíz de densidad de *P. littoralis* muerta y raíz de densidad de *Corbicula* spp. viva

En la figura 17 se observa como a medida que la densidad de *Corbicula* spp. viva aumenta, la población de *P. littoralis* muerta también aumenta. Por lo que se establece una relación entre la población creciente de almeja asiática y el aumento del número de ejemplares encontrados muertos de *P. littoralis*.

La correlación entre raíz de *P. littoralis* muerta y raíz de *Corbicula* spp. viva es positiva, moderada y significativa (p -valor=0,019; $Rho= 0,473$).

Densidad de *P. littoralis* muerta vs. biomasa de *Corbicula* spp.

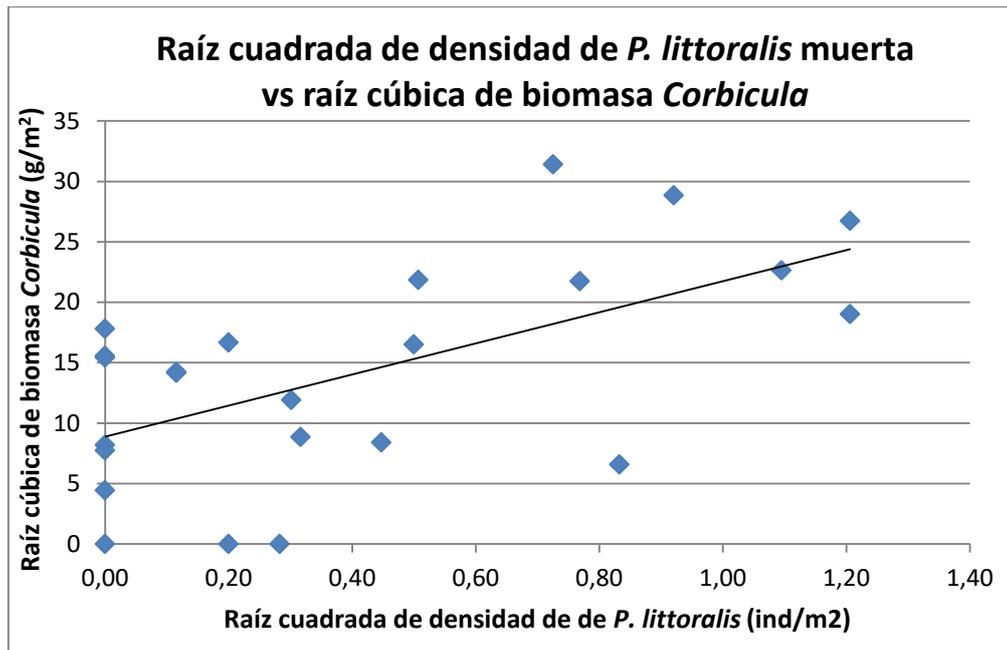


Figura 18. Relación entre la raíz cuadrada de la densidad de *P. littoralis* muerta y la raíz cúbica de biomasa de *Corbicula* spp.

En la figura 18 se puede observar como conforme aumenta la biomasa de *Corbicula* spp., también se incrementa la densidad de *P. littoralis* muerta.

La correlación entre densidad de *P. littoralis* muerta y biomasa de *Corbicula* spp. es positiva, moderada y significativa (p-valor=0,004; Rho= 0,568).

Exposición a corriente y densidad de *P. littoralis*

La correlación entre exposición a la corriente del río y la densidad de *P. littoralis* viva es negativa, mínima y no significativa (p-valor=0,669; Rho= -0,092). A diferencia de lo que ocurre con los ejemplares de *P. littoralis* muertos.

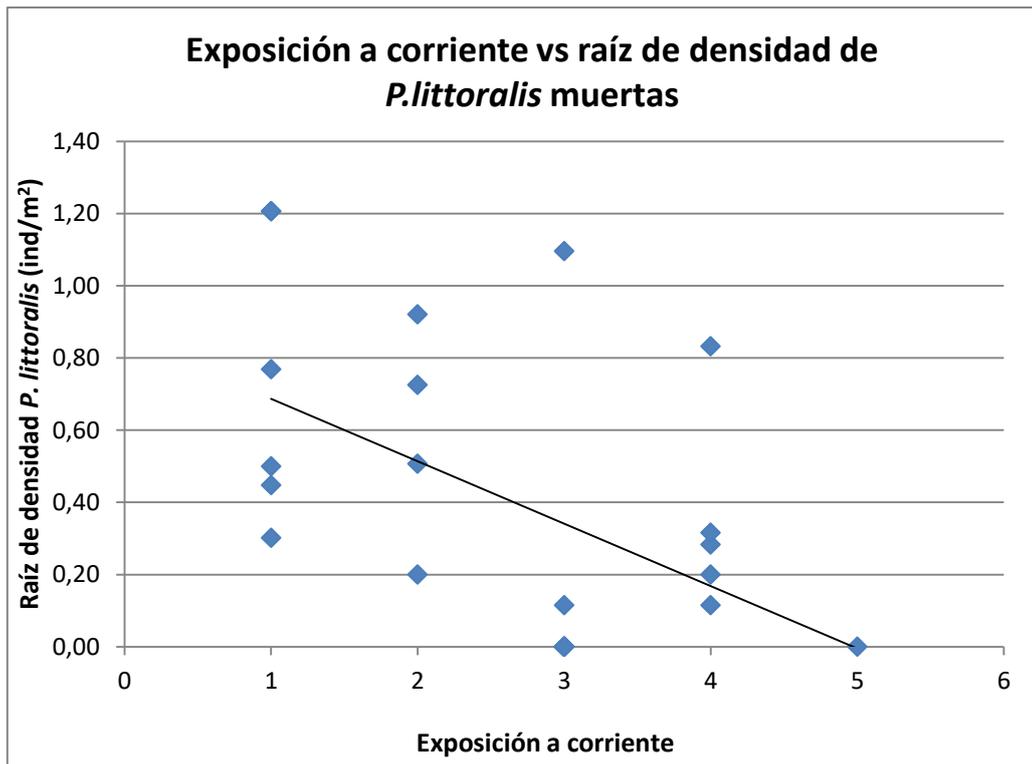


Figura 19. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de *P. littoralis* muerta.

En la figura 19 se observa como la densidad de *P. littoralis* muertas disminuye ligeramente conforme aumenta el grado de exposición a la corriente, por lo que la correlación entre exposición a corriente y densidad de *P. littoralis* muerta es negativa, baja, pero significativa (p -valor=0,013; Rho =-0,500).

Exposición a la corriente y densidad de *Corbicula* spp.

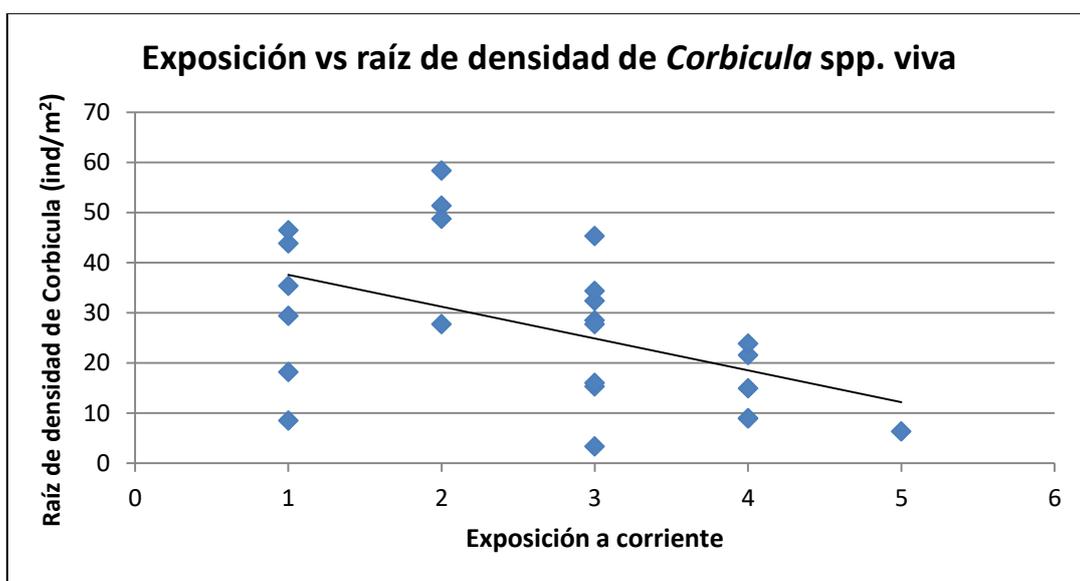


Figura 20. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de *Corbicula* spp. viva.

En la figura 20 se aprecia como la densidad de almeja asiática viva disminuye conforme aumenta el grado de exposición a la corriente. Especialmente se observa que en las localidades más expuestas a la corriente (numeradas como 4 y 5), las densidades nunca son elevadas.

La correlación entre exposición a corriente y densidad de *Corbicula* spp. viva es negativa, moderada y significativa (p -valor= 0,01; $Rho = -0,514$).

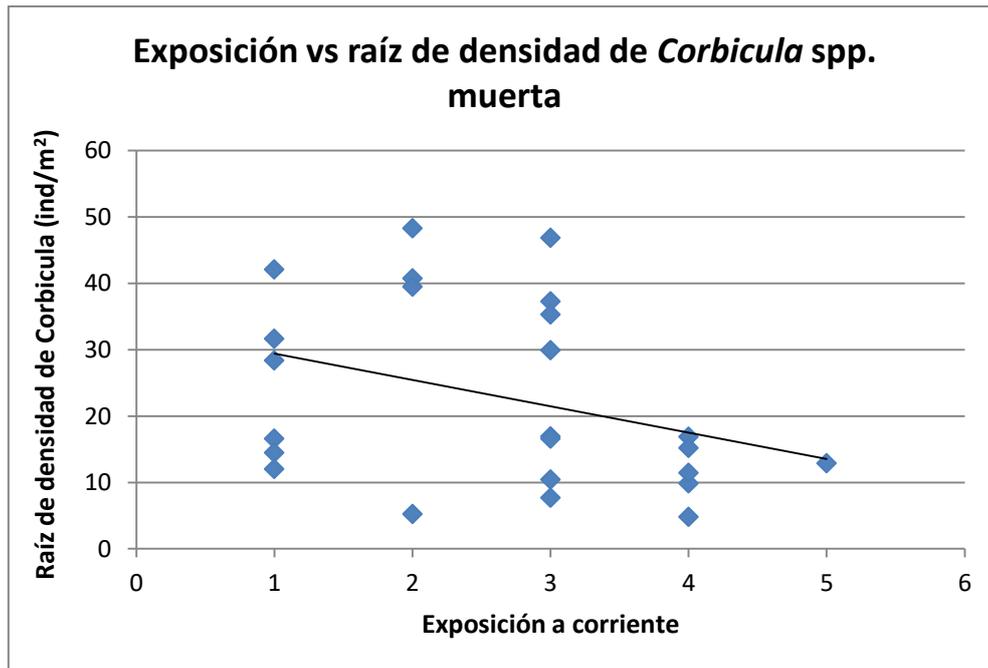


Figura 21. Relación entre exposición a corriente y raíz de densidad de *Corbicula* spp. muerta.

En cambio, la correlación entre exposición a corriente y densidad de *Corbicula* spp. muerta es negativa, baja y no significativa (p -valor= -0,361; $Rho= 0,083$). De nuevo se observa que las localidades más expuestas al río no presentan alta densidad de *Corbicula* spp.

Exposición a la corriente y tamaño máximo de *Corbicula* spp.

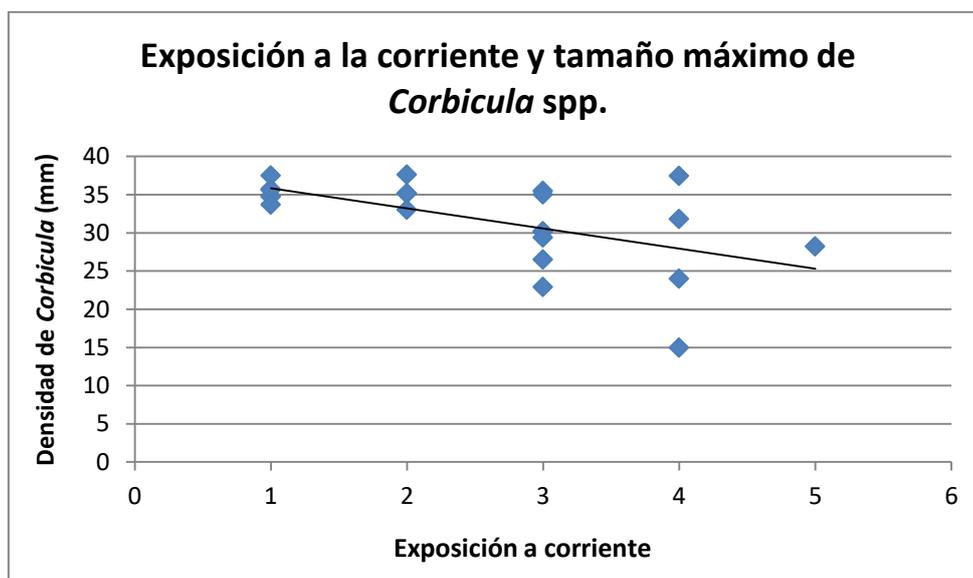


Figura 22. Relación entre exposición a corriente y tamaño máximo de *Corbicula* spp.

En la figura 22 se aprecia como disminuye el tamaño máximo de *Corbicula* spp. conforme aumenta el grado de exposición a la corriente del río. En este caso se observa que las localidades más protegidas de la corriente del río (1 y 2) siempre alcanzan tamaños máximos notables de *Corbicula* spp. La correlación entre exposición a corriente y tamaño máximo de *Corbicula* es negativa, moderada y significativa (p -valor= 0,007; $Rho=0,560$).

Tabla 6. Correlaciones no representadas gráficamente.

Variable	N	Z	Rho
Pk- exposición	24	0,016	0,94
Pk-tamaño medio de <i>Potomida</i>	24	0,305	0,147
Pk-tamaño medio de <i>Corbicula</i>	24	-0,004	0,986
Pk- tamaño máximo medio de <i>Corbicula</i>	24	0,154	0,494
Exposición- tamaño medio de <i>Potomida</i>	22	-0,46	0,831
Exposición- tamaño medio de <i>Corbicula</i>	22	-0,432	0,044
Exposición-biomasa de <i>Corbicula</i>	22	-0,403	0,063
Densidad de <i>Potomida</i> muertas y vivas	24	0,198	0,353
Densidad de <i>Potomida</i> vivas- tamaño medio de <i>Potomida</i>	24	0,382	0,066
Densidad de <i>Potomida</i> vivas- densidad de <i>Corbicula</i> viva	24	0,141	0,511
Densidad de <i>Potomida</i> vivas- densidad de <i>Corbicula</i> muerta	24	0,323	0,123

Densidad de <i>Potomida</i> vivas- tamaño medio de <i>Corbicula</i>	22	0,256	0,25
Densidad de <i>Potomida</i> vivas- tamaño máximo de <i>Corbicula</i>	22	0,347	0,114
Densidad de <i>Potomida</i> vivas-biomasa de <i>Corbicula</i>	22	0,258	0,247
Densidad de <i>Potomida</i> muertas- tamaño medio de <i>Potomida</i>	24	-0,19	0,375
Densidad de <i>Potomida</i> muertas- densidad de <i>Corbicula</i> muerta	24	0,294	0,163
Densidad de <i>Potomida</i> muertas- tamaño medio de <i>Corbicula</i>	22	0,558	0,007
Densidad de <i>Potomida</i> muertas- tamaño máximo de <i>Corbicula</i>	22	0,496	0,019
Tamaño medio de <i>Potomida</i> -densidad de <i>Corbicula</i> viva	24	-0,061	0,776
Tamaño medio de <i>Potomida</i> -densidad de <i>Corbicula</i> muerta	24	0,02	0,928
Tamaño medio de <i>Potomida</i> -tamaño medio <i>Corbicula</i>	22	0,426	0,048
Tamaño medio de <i>Potomida</i> -tamaño máximo de <i>Corbicula</i>	22	0,405	0,061
Tamaño medio de <i>Potomida</i> -biomasa de <i>Corbicula</i>	22	-0,195	0,385
Densidad de <i>Corbicula</i> viva- densidad de <i>Corbicula</i> muerta	24	0,76	< 0,0001
Densidad de <i>Corbicula</i> viva- tamaño medio de <i>Corbicula</i>	22	0,371	0,089
Densidad de <i>Corbicula</i> viva- tamaño máximo de <i>Corbicula</i>	22	0,328	0,136
Densidad de <i>Corbicula</i> viva- biomasa de <i>Corbicula</i>	22	0,887	< 0,0001
Densidad de <i>Corbicula</i> muerta- tamaño medio de <i>Corbicula</i>	22	0,281	0,205
Densidad de <i>Corbicula</i> muerta- tamaño máximo de <i>Corbicula</i>	22	0,115	0,611
Densidad de <i>Corbicula</i> muerta- biomasa de <i>Corbicula</i>	22	0,78	<0,0001
Tamaño medio de <i>Corbicula</i> -tamaño máximo	22	0,786	<0,0001
Tamaño medio de <i>Corbicula</i> -biomasa de <i>Corbicula</i>	22	0,443	0,39
Tamaño máximo de <i>Corbicula</i> -biomasa de <i>Corbicula</i>	22	0,368	0,92

6. DISCUSION

La almeja asiática (*C. fluminea*) y el mejillón cebra (*D. polymorpha*) son especies de bivalvos invasores de agua dulce que han colonizado varios continentes y desde hace décadas generan gran preocupación y daños, tanto económicos como ambientales, estando considerados como dos de los invasores de agua dulce más agresivos del mundo en cuanto a su rápida colonización (Doherty, 1987; Maclsaac, 1996; Karatayev et al., 2002).

6.1 Evolución de la densidad de *Corbicula* spp.

La almeja asiática se ha expandido rápidamente desde su llegada a las principales cuencas hidrográficas ibéricas, fue detectada por primera vez en el río Miño a principios de los 80, más tarde colonizó la cuencas del Ebro, Guadiana, Duero (Werner & Rothhaupt, 2007) y cuencas internas de Cataluña (Pérez-Quintero 2008; Sousa et al.,

2008a; Oscoz et al., 2010). *Corbicula* spp. se avistó por primera vez en el río Ebro en el año 2002 en el embalse de Mequinenza, en 2005 se confirmó su presencia en otros pantanos del Ebro y un año más tarde en el Canal Imperial, a partir de ahí se extendió por toda la cuenca (López & Altaba 1997; Oscoz et al., 2006).

Entre 2002 y 2002 *Corbicula fluminea* invadió el lago de Constanza (Europa central) alcanzando densidades de hasta 3520 individuos > 5 mm de largo por metro cuadrado en áreas arenosas (Werner & Rothhaupt, 2007). En 2016 en el río Segura se muestrearon 23 localidades de las cuales 8 dieron presencia de *Corbicula* spp. llegando a alcanzar densidades de 4,29 ind/dm³ (Zamora Marín, Zamora López, Sánchez Pérez, Torralva Forero, & Oliva Paterna, 2018).

Según McMahon y Williams (1986 b) en Texas (EEUU) la densidad máxima pasó de 9.445 ind/m² en diciembre de 1981 a 16.198 ind/m² en agosto de 1982.

En el río Ebro entre Tudela y Zaragoza la densidad media de *Corbicula* spp. encontrada en este trabajo es de 981 ind/m² aunque se han llegado a medir valores máximos de hasta 3.396,94 ind/m². Hay que considerar que estas densidades, son de puntos escogidos previamente y con conocimiento previo de la presencia de náyades y por lo tanto *a priori*, con buenas condiciones para el establecimiento de colonias de almeja asiática. Al compararlos con los valores encontrados en el Canal de Tauste (Gimeno 2017), donde la densidad media de almeja asiática viva en 2016 era de 1100 ind/m², llegando a alcanzar 7.256 ind/m² en algunos puntos, parece que en las localidades muestreadas en el río los valores, en promedio, son similares.

En el Canal Imperial de Aragón los primeros registros datan de 2007 con valores que en algún punto ya alcanzaban 1.923 ind/m², se observó que se estaba produciendo una rápida colonización ya que en 2008 la densidad era de 3.810 ind/m² (CHE 2016). En 2016 la población a lo largo del Canal Imperial es bastante heterogénea, con 1.017,7 ind/m² de densidad media y 3.275,11 ind/m² de máxima (Gimeno 2017).

Las densidades tan elevadas en esta zona del río también podrían deberse a la naturalidad de este tramo comprendido entre Tudela y Zaragoza y a las buenas condiciones ambientales que se presentan, ya que a su paso por Zaragoza aumentan los niveles de contaminación y la calidad del agua empeora notablemente (CHE 2016). La densidad de vivas y muertas aumenta desde aguas arriba (Tudela) hacia aguas abajo (Zaragoza), aunque en Cabañas se encuentra la máxima densidad de individuos en este estudio. Posiblemente esto puede ser por el efecto del colector del pueblo que vierte directamente al río casi en el mismo punto de este muestreo, lo que provoca un incremento en la concentración de nutrientes.

El aumento de densidad hacia Zaragoza también puede ser debido al importante arrastre que sufre esta especie, en el Canal de Tauste y Canal Imperial de Aragón también podría producirse este fenómeno (Gimeno 2017).

Respecto a la biomasa, es también mayor aguas abajo y alcanza su máximo en Cabañas, lo que favorecería la hipótesis de que el aporte de nutrientes al medio tras la instalación del colector habría ayudado al desarrollo de *Corbicula spp.* en esta zona. Donde las poblaciones son tan abundantes se reduce los procesos de eutrofización debido a las altas tasas de filtración características de esta especie (Phelps 1994, McMahon 2002), además aumenta la transparencia del agua, que pueden mejorar la cobertura de vegetación sumergida (Phelps 1994. En 1980, en el río Potomac en Estados Unidos se detectaron las mayores densidades de la almeja asiática, donde eliminó el 30% de la clorofila *a* del fitoplancton de una muestra de agua de río en 2 h.

No obstante, este aumento de densidad que en el río se produce entre Tauste y Zaragoza, no se aprecia en los canales paralelos al río en ese tramo del Ebro, tanto en el Canal Imperial de Aragón como en el canal de Tauste (Gimeno 2018). En los canales la densidad es mayor en la zona intermedia del Canal lo que podría ser debido a que el aporte de nutrientes por parte del río se realiza en el comienzo del canal, y conforme se avanza aguas abajo la concentración de nutrientes disminuye notablemente, a pesar de las aportaciones por parte de los cultivos. Este declive de la población también podría ser debido a que la colonización de *Corbicula spp.* fue avanzando aguas arriba en el río y posteriormente paso a los canales, lo que explicaría las poblaciones más desarrolladas en el tramo inicial de estos (Faria et al., 2010).

Respecto al tamaño, en el río se observa un comportamiento de la curva donde el tamaño de *Corbicula spp.* aumenta y disminuye desde aguas arriba hacia aguas abajo (Fig.15). Esto podría deberse a que esta especie presenta una elevada capacidad filtradora (Leff, Burch y Mcarthur 1990), lo que provoca un efecto inmediatamente aguas abajo donde puede haber disminuciones drásticas del oxígeno y nutrientes lo que provoca una caída en la densidad y en el tamaño de los individuos que están más aguas abajo, hasta que nuevamente se recupera la productividad y vuelve a haber condiciones favorables para que los individuos alcancen tamaños mayores. En todo caso, no se observa una tendencia al aumento o disminución del tamaño de aguas arriba a aguas abajo como ocurre en el Canal Imperial de Aragón (Gimeno, 2017). Esto podría deberse a que hay menos densidad de almeja asiática en el río o mayor cantidad de recursos, entiéndase recursos por alimento y espacio, y por lo tanto la competencia intraespecífica

podría ser menor. Por el contrario, en el Canal Imperial, Gimeno (2017) observó una tendencia significativa a la disminución del tamaño máximo hacia aguas abajo. En los canales a pesar de que *Corbicula* spp. posee una alta fecundidad, la supervivencia de los adultos es bastante baja (McMahon, 2000, 2002), esto podría deberse a que hay una mayor densidad y por lo tanto una mayor competencia intraespecífica.

El tamaño máximo registrado en el río es de 37,6 mm, similar al que Gimeno (2017) registró en el Canal de Tauste en 2016 de 37 mm, y al que reporta Rivas en 2013 de 39,44 mm en el río Miño. Con estos resultados se puede inferir que en el medio natural *Corbicula* spp. rara vez suele alcanzar el tamaño máximo de 50-65 mm referido en la bibliografía (Beran 2006; Sousa et al., 2006b), al menos en la cuenca del Ebro en Aragón. En el Ebro, durante este estudio, no se han encontrado ejemplares <5mm, esto puede deberse a que la densidad de ejemplares juveniles por debajo de ese tamaño es muy baja y por lo tanto son difíciles de detectar, también podría ser porque la metodología de muestreo no es lo suficientemente sensible para localizar los ejemplares más pequeños. Aunque la luz de malla utilizada en el surber era de 1 mm, por lo que en principio se deberían haber capturado los ejemplares mayores a esa medida. También existe la posibilidad de que al procesar la muestra se perdieran algunos individuos.

La correlación entre densidad de *Corbicula* spp. viva y grado de exposición a la corriente del río es significativa y moderada, lo que indica que se trata de una especie con poca resistencia a la corriente fuerte del río y sus avenidas, ya que en zonas más expuestas a la corriente (niveles 4 y 5) hay escasa densidad y ello puede deberse a un fuerte arrastre de individuos allí. En el caso de los individuos muertos la correlación no es significativa, por lo que puede interpretarse que el arrastre del río en aguas altas afecta a casi todos los individuos independientemente del grado de exposición..

6.2 Evolución de la densidad de náyades

En relación a la población de náyades, debido a la escasa presencia de *Margaritifera auricularia*, *Unio mancus* y *Anodonta anatina* en el río Ebro, solo se han tenido en cuenta las poblaciones de *Potomida littoralis*.

En el Ebro medio (Morales et al., 2013), también registraron un número muy bajo de náyades vivas, localizando únicamente siete ejemplares de *U. mancus*, tres de *A. anatina* y uno de *P. littoralis* en todo el área de muestreo, sin embargo el número de ejemplares muertos hallados en el lecho del río fue superior. En este trabajo fin de grado se obtiene una población media de náyades vivas en el río entre 2016 y 2018 de 0,9 ind/m² y de muertas de 0,33 ind/m². La correlación entre densidad de *P. littoralis* viva y punto kilométrico es positiva, alta y significativa, por lo que la densidad aumenta de aguas

arriba a aguas abajo, probablemente porque las condiciones del hábitat son más favorables en el tramo medio y bajo que aguas arriba.

En el canal de Tauste la densidad de náyades vivas ya era bajas en 2011, siendo 1,53 ind/m², mientras las muertas alcanzaban 8,45 ind/m² respectivamente, encontrándose densidades más elevadas en el tramo bajo. En 2016 las vivas prácticamente habían desaparecido (0,01 ind/m²) y la densidad de muertas había aumentado respecto al 2011, siendo de 11,93 ind/m². Se puede afirmar que la mortalidad de *Potomida littoralis* alcanza el 99%, y de *Unio mancus* y *Anodonta anatina* el 100%. La única que resistía en ese momento era *P. Auricularis* con una supervivencia de aproximadamente el 50% de la población. En el año 2016 en el Canal Imperial los resultados eran comparables al Canal de Tauste: la densidad de náyades vivas había descendido drásticamente a tan sólo 0,02 ind/m² registrándose solo en el 13% de los puntos de muestreo, mientras la de muertas alcanzaba 2,34 ind/m² (Gimeno 2017). Las densidades han descendido tanto en el río como en los canales, pero en estos últimos debido a la extensión que ocupan y la mayor facilidad para realizar los muestreos, se tenían datos más precisos y se conocía mejor la evolución que de las poblaciones que en el río.

En este estudio, la correlación entre densidad de náyades vivas y grado de exposición es negativa, mínima y no significativa, lo que nos indica que la corriente no tiene tanta influencia en las colonias de ejemplares de *P.littoralis* vivos como la tiene con *Corbicula* spp. posiblemente por ser la náyade capaz de resistir mejor los fuertes arrastres del río. Esto rechaza la hipótesis formulada anteriormente de que el aumento de la densidad aguas abajo es debido al arrastre de ejemplares, se deduce que la población de vivas se incrementa debido a la mejora de las condiciones ambientales y al incremento de la concentración de oxígeno y nutrientes en este tramo. En cambio la correlación entre *P.littoralis* muerta y exposición es negativa y significativa, lo que indica que la exposición a la corriente sí que influye en el arrastre de conchas muertas que son mucho más grandes que las de *Corbicula* spp.

6.3 Relación entre *Corbicula* spp. y náyades

La almeja asiática invade principalmente nichos donde las poblaciones de náyades ya se encuentran debilitadas (Strayer 1999). En el presente estudio este aspecto no puede demostrarse, ya que los muestreos se realizaron sólo en sitios donde ya se sabía con anterioridad de la presencia de *P. littoralis*.

Entre 2002 y 2005 Gómez y Araujo (2008) estudiaron varias colonias de náyades en el Canal de Tauste y Canal Imperial de Aragón cuando aún no se habían detectado colonias de *Corbicula* spp. encontrándose en el Canal Imperial de Aragón la mayor población de

P. Auricularis con 3500 individuos (Araujo et al., 2009). Sin embargo en el Canal de Tauste entre 2011 y 2016, la población de almeja asiática pasó de 70 ind/m² a 1100 ind/m² en promedio. Este incremento coincide con la desaparición de las poblaciones de náyades, pasando de 1,5 ind/m² a 0,01 ind/m². En 2011 la relación densidad de *Corbicula* spp. viva y náyades muertas no es significativa, ya que la invasión era moderada. En 2016, la correlación se incrementó moderadamente y es significativa, al parecer a medida que aumenta la densidad de almeja asiática viva, se incrementa la población de náyades muertas (Gimeno 2017).

En el río Ebro, la correlación entre *Corbicula* spp. y *P. littoralis* muerta es igualmente positiva, moderada y significativa, se deduce que al igual que observó Gimeno en los canales, en el Ebro también aumenta la densidad de náyades muertas con la llegada de la almeja asiática entre otros posibles factores. Además la correlación entre biomasa de *Corbicula* spp. y *P. littoralis* muerta es positiva, moderada y significativa, conforme aumenta la biomasa de la especie invasora, más ejemplares muertos de náyades se encuentran. Esto podría deberse a la competencia interespecífica por el alimento y el espacio disponibles, siendo la almeja asiática mucho más efectiva en el consumo y colonización de los mismos (Begon et al., 1988).

La reproducción es una de las características más limitantes para las náyades y sobre la cual *Corbicula* spp. presenta una gran ventaja, ya que para completar su ciclo reproductivo no necesita de un pez hospedador (Nakamura et al., 2017). La almeja asiática es una especie hermafrodita que alcanza su madurez sexual en su primer año de vida, normalmente se reproduce por fecundación cruzada (Rosa et al., 2013). Las náyades tardan de más de una década en alcanzar la madurez sexual. Según Nakamura et al., (2017) ejemplares de *Pseudunio auricularius* de 100 mm. (13-16 años) son reproductivos y liberan gloquidios infestivos aunque no se conoce cuando empiezan, lo que contrasta fuertemente con los 3-9 meses que tarda *C. fluminea* en alcanzar la madurez (McMahon, 2002). Las náyades requieren la presencia del pez hospedador en la fase denominada gloquidio, en el que tras una metamorfosis se produce la fase juvenil. Es además frecuente la especificidad entre náyades y peces, de forma que no todas las especies de peces pueden actuar como hospedadoras de los gloquidios de todas las náyades (Araujo et al., 2009).

La presencia de almeja asiática es mayor en los canales que en el río, lo que implica una mayor competencia intraespecífica, esto podría explicar la pobre estructura poblacional que se encuentra en la parte baja de los canales, donde apenas se observan ejemplares de gran tamaño. En el río en cambio las poblaciones de almeja asiática cuentan con

grandes ejemplares tanto aguas arriba como aguas abajo, no mostrando variación a lo largo del recorrido estudiado. La mayor densidad de almeja asiática en los canales también habría podido ser la causa de que las colonias de náyades hayan decaído mucho más en éstos que en el río tras la llegada de *Corbicula* spp. La exposición a la corriente parece afectar mucho más a *Corbicula* spp. que a los bivalvos autóctonos, factor que podría favorecer también que la competencia entre *Corbicula* spp. y náyades sea menor en el río y ello permita la existencia en él de algunas colonias supervivientes.

7. CONCLUSIONES

- El río Ebro es un hábitat más heterogéneo que los canales, en el que es posible encontrar múltiples microhábitats que son aprovechados por las especies invasoras, en este caso *Corbicula* spp. pero a la vez permite a las especies autóctonas tener más facilidad para evitar los posibles efectos negativos de las especies invasoras.
- La densidad de almeja asiática es ligeramente mayor en los canales, que en el río, donde encontramos 980 ind/m² de densidad media, teniendo además en cuenta que ha sido realizando muestreos dirigidos a microhábitats buenos para bivalvos. Esto puede implicar una mayor competencia intraespecífica en los canales y por tanto una mayor mortalidad de la especie.
- La estructura poblacional de *Corbicula* spp. en el río está bien desarrollada, encontrándose ejemplares de todos los tamaños a lo largo del recorrido estudiado. Sin embargo, en los canales la parte baja presenta poblaciones muy poco desarrolladas, apenas encontrando ejemplares de gran tamaño.
- En la actualidad en el río Ebro la densidad de *P. littoralis*, teniendo en cuenta que los muestreos se realizaron de forma dirigida es de 0,9 ind/m² de vivas y de 0,33 ind/m² de muertas. En 2016 la densidad de náyades en el Canal de Tauste era 0,01 ind/m² de vivas y 11,93 ind/m² de muertas y en el Canal Imperial 0,02 ind/m² de vivas y 2,34 ind/m² de muertas. Lo que indica que en los canales la mortalidad ha sido mucho mayor que en el río. Esta mortalidad en los canales parece haberse dado desde 2010 aproximadamente. En el río la mortalidad de náyades

parece haber sido más paulatina a lo largo de todo el siglo XX, pero todavía quedan lugares que conservan numerosas colonias de náyades.

- Tanto en el río como en los canales hay una correlación positiva y significativa entre densidad o biomasa de *Corbicula* spp. viva y densidad de náyades muertas. Podría interpretarse que a medida que aumenta la población de almeja asiática disminuye la de náyades, aunque estudios más detallados deben realizarse en un futuro
- El grado de exposición a la corriente afecta poco a las náyades vivas, en cambio la almeja asiática podría verse más arrastrada. Este fenómeno podría ser beneficioso para las especies autóctonas ya que les ayudaría a evitar en parte la competencia interespecífica.

8. AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quería agradecer profundamente a mis directores Joaquín Guerrero y Keiko Nakamura, por haber me permitido hacer este proyecto con ellos, por estar siempre disponibles para resolver mis innumerables dudas, por permitirme conocer su forma de trabajo y darme cuenta de la labor tan importante que desempeñan y por enseñarme todo lo necesario para desarrollar un trabajo de fin de grado.

A José Manuel Nicolau por orientarme en la elección de un tema de trabajo de acuerdo con mis intereses, por su disposición y ánimo durante todo este tiempo.

A Juan Herrero por proporcionarme el contacto de mis directores sin los cuales esto no habría sido posible.

A Alfredo y Ester por su colaboración en el desarrollo del proyecto.

A mis compañeros de La Alfranca Eva, Joaquín y Carlos por su ayuda, ánimo y paciencia durante todo este tiempo.

A mis padres por su infinita paciencia y por apoyarme en todo momento en esta etapa que sin ninguna duda ha sido la mejor de vida.

A mis compañeros de clase y de piso, por su apoyo, confianza e incontables cervezas durante estos seis años que se han pasado volando.

BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre W, Poss SG. 1999. Non-indigenous species in the Gulf of Mexico ecosystem: *Corbicula fluminea* (Muller, 1774). Gulf States Marine Fisheries Commission (GSMFC).
- Araujo, Rafael, Reis, J., Machordom, A., Toledo, C., Madeira, M. J., Gómez, I., ... Ondina, P. (2009). Las náyades de la península Ibérica As náíades da Península Ibérica The naiads of the Iberian Peninsula. 27(2), 7–72.
- Araujo R. 2012. *Margaritifera auricularia*. Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. 54 pp.
- Araujo, R, Moreno, D., Ramos, M. A., Nacional, M., Naturales, D. C., & Abascal, J. G. (1993). The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) (Bivalvia : Corbiculidae) in Europe. 10(1), 39–49.
- Araujo R., Toledo C. Y Machordom A. 2009a. Redescription of *Unio gibbus* Spengler, 1793, a west palaeartic freshwater mussel with hookless glochidia. Malacologia, 51: 131-141.
- Araujo, R., Bragado, D. & Ramos, M. A. 2000. Occurrence of glochidia of the endangered *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) and other mussel species (Bivalvia: *Unionoidea*) in drift and on fishes in an ancient channel of the Ebro River, Spain. Archiv für Hydrobiologie, 148: 147–160.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1988. Ecología: Individuos, poblaciones y

- comunidades. Ediciones Omega S.A. Barcelona. pp. 205-248.
- Blalock H.N. y Herod, H.J. 1999. A comparative study of stream habitat and substrate utilized by *Corbicula fluminea* in the new river. Florida Scientist , 62(2): 145-151.
 - Bogan, 1993; Ricciardi, Neves y Rasmunssen 1998; Strayer, 1999; Liderad et al., 2004; Strayer et al., 2004).
 - Boltovskoy D, Cataldo D. 1999. Population dynamics of *Limnopenva fortunei*, an invasive fouling mollusc, in the Lower Paraná River (Argentina). Biofouling, 14(3): 255-263.
 - Cient, J., Ex, F. E., Invasoras, T., El, E. N., & Murcia, M. R. (2015). *Corbicula fluminea*). 27–28.
 - Ciutti F y Cappelletti C. 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Journal of Limnology, 68(1): 162-165.
 - Clarke, D. C. (1986).«Decir», en J. R. Strayer (ed.), Dictionary of the Middle Ages, Nueva York. Scribner.
 - Comisión Europea. 2009. Proyecto DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories in Europe).
 - Comisión Europea. 2011. Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural.
 - Confederación Hidrográfica del Ebro. 2016. Descripción de la cuenca del Ebro.
 - Cooper NL, Bidwell JR, Cherry DS. 2005. Potential effects of Asian clam (*Corbicula fluminea*) die-offs on native freshwater mussels (*Unionidae*) II: pore-water ammonia. Journal of North American Benthological Society, 24(2): 381-394.
 - Csányi, B. (1999). Spreading invaders along the Danubian highway: first record of *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) and *C. fluminalis* (O.F. Müller, 1774) in Hungary (Mollusca: *Bivalvia*). Fol. Hist. Nat. Mus. Matr. 23, 343–345
 - Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de mayo de 1992 relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Diario oficial de las Comunidades Europeas nº L 206.

- Doherty FG, Cherry DS, Cairns J. 1987. Spawning periodicity of the Asiatic clam *Corbicula fluminea* in the New River, Virginia. *American Midland Naturalist*, 117: 71-82.
- Faria M, López MA, Díez S, Barata C. 2010. Are native naiads more tolerant to pollution than exotic freshwater bivalve species? An hypothesis tested using physiological responses of three species transplanted to mercury contaminated sites in the Ebro River (NE, Spain). *Chemosphere*, 81: 1218-1226.
- Geib. 2006. Top 20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España. GEIB, Serie Técnica, 2: 116.
- Guerrero J, Jarne M. 2014. Las especies exóticas invasoras en Aragón. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. 240 pp.
- Gómez I y Araujo R. 2008. Channels and ditches as the last shelter for freshwater mussels: the case of *Margaritifera auricularia* and other naiads inhabiting the mid Ebro River Basin, Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18: 658-670.
- Ituarte, C.F. 1994. *Corbicula* and *Neocorbicula* (Bivalvia: *Corbiculidae*) in the Paraná, Uruguay, and Río de La Plata basins. *The Nautilus*, 107 (4): 129-135
- Janech M.G. y Hunter, R.D. 1995. *Corbicula fluminea* in a Michigan river: implications for low temperature tolerance. *Malacological Review*, 28: 119-124.
- King, M. D., M. G. Strange, P. Leone, and L. R. Blaine, Multiwavelength scanning radiometer for airborne measurements of 513-522, 1986.
- La, M. V. De, & Aristizábal, H. (2008). 37(1013), 195–200.
- Lee T, Siripattarawan S, Ituarte CF and Ó Foighill D. 2005. Invasion of the clonal clams: *Corbicula* lineages in the New World. *American Malacological Bulletin*, 20: 113-122.
- Leff, L. G., Burch, J. L. & McArthur, J. V. (1990): Spatial distribution, seston removal and potential competitive interactions of the bivalves *Corbicula fluminea* and *Elliptio complanata*, in a coastal plain stream. *Freshwater Biol.*, 24: 409-416. .
- Lenat, D. R. & Weiss, C. M. (1973): Distribution of benthic macroinvertebrates in Lake Wylie North Carolina - South Carolina. *Dep. Environ. Sci. Eng., Publ. N°.*

331. Escuela de Salud Pública, University of Carolina. Chapel Hill.
- López M.A., Altaba C.R., Rouault T. Y Gisbert E. 2007. The European sturgeon *Acipenser sturio* is a suitable host for the glochidia of the freshwater pearl mussel *Margaritifera auricularia*. *Journal of Molluscan Studies*, 73: 207-209.
 - López, M.A. & Altaba, C. 1997. Presència de *Corbicula fluminea* al Delta de l'Ebre. *Butlletí del Parc Natural del Delta de l'Ebre*, 10: 20–22.
 - MacNeill DB. 2012. Identification of the Asian Clam *Corbicula*. Rhode Island Department of Environmental Management Asian clam factsheet.
 - Manuel, R., Halcón, Á., & Civera, A. J. (n.d.). Almeja asiática (*Corbicula fluminea*) Biología, ecología y lucha contra esta especie exótica invasora.
 - McMahon RF, Williams CJ. 1986a. A reassessment of growth rate, life span, life cycles and population dynamics in a natural population and field caged individuals of *Corbicula fluminea* (Müller) (Bivalvia: *Corbiculacea*). *American Malacological Bulletin*, Special Edition, 2: 151-166.
 - McMahon RF. 2002. Evolutionary and physiological adaptations of aquatic invasive animals: r selection versus resistance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59(7): 1235-1244.
 - Miller, A., and B. Payne. 1993. Qualitative vs. quantitative sampling to evaluate population and community characteristics at a large-river mussel bed. *Am*
 - Modesto V, Franco JN, Sousa R, Patricio J, Marques JC, Neto JM. 2013. Spatial and temporal dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in relation to environmental variables in the Mondego estuary (Portugal). *Journal of Molluscan Studies*, 79(4): 302-309.
 - Morales J, Flechoso F, Lizana M, Negro A. 2013. Patrones de colonización y ecología de poblaciones de dos bivalvos invasores (mejillón cebra *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 y almeja asiática *Corbicula fluminea* Müller, 1774) en un tramo lótico del Ebro medio (Castejón, Navarra). *Munibe, Ciencias Naturales-Natur Zientziak*, 61: 47-69.
 - Nakamura K., Cucala L., Mestre A., Mesquita-Joanes F., Elbaile E., Salinas C., Muñoz Yanguas M.A. 2017. Modelling growth in the critically endangered

- freshwater mussel *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) in the Ebro basin.
- Northcote K.H. (1979). A Factual Key for the Recognition of Australian Soils. Rellim Technical Publications Pty. Ltd, Adelaide, South Australia.
 - Ollero A, Sánchez M, Losada J.A y Hernández C. 2004. El comportamiento hídrico del río Ebro a su paso por Aragón. J.L. Peña, L.A. Longares y M. Sánchez (Eds.). pp 243-252.
 - Panini E., Sicuro B., Daprà F Y Forneris G. 2009. Preliminary considerations for freshwater mussel reproduction and possible application for extensive rearing in Italy. *Journal of Conchology*, 39: 709-716.
 - Pérez-Quintero, J.C. 2008. Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions*, 3(3): 355-358.
 - Pérez-Quintero JC. 1990. Primeros datos sobre la presencia de *Corbicula fluminea* Müller (Bivalvia, *Corbiculidae*) en España. *SCIENTIA gerundensis*, 16(1):175-182.
 - Phelps H.L. 1994. - The Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) invasion and system-level ecological change in the Potomac River Estuary near Washington, D.C. *Estuaries*, 17, 614-621.
 - Phelps HL. 1992. *Corbicula* clams as water purifying agents in fish culture and possible food use: Phase III. Report to the University of the District of Columbia Agricultural Experiment Station, Washington, District of Columbia
 - Prié V, Bousquet P, Serena A, Tabacchi E, Jourde P, Adam B et al. 2010. Nouvelles populations de Grande Mulette *Margaritifera auricularia* (Spengler, 1793) (Mollusca, Bivalvia, *Margaritiferidae*) découvertes dans le Sud-ouest de la France. *Malacologie Continentale Française*, 6: 294-297.
 - Prié V. 2010. *Margaritifera auricularia*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T12798A3381899.
 - Rajagopal S, Van der Velde G, Bij de Vaate, A. 2000. Reproductive biology of the Asiatic clams *Corbicula fluminalis* and *Corbicula fluminea* in the river Rhine. *Archiv für Hydrobiologie*, 149(3): 403-420
 - 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. Boletín Oficial del Estado núm. 46, de 23 de febrero de 2011. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Gobierno de España.
- Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras se refuerza la protección del medio natural y la biodiversidad en España. Boletín Oficial del Estado núm. 185, de 03 de agosto de 2013. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
 - Salgado, S. Q., & Soriano, J. L. (2014). Presencia de *Corbicula fluminalis* (O . F . Müller , 1774) (Bivalvia : *Corbiculidae*) en el bajo Ebro (Cataluña). 5, 139–141.
 - Sousa R, Guilhermino L, Antunes C. 2005. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 41(2): 141-147.
 - Sousa R, Rufino M, Gaspar M, Antunes C, Guilhermino L. 2008d. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18(1): 98-110.
 - Sousa, R., Antunes, C., & Guilhermino, L. (2008). Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller , 1774) in aquatic ecosystems : an overview. 44(2), 85–94.
 - Sousa, R., Nogueira, A.J.A., Antunes, C., Guilhermino, L. 2008c. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). Possible implications for the ecosystem functioning. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 80(2): 289-295.
 - Sousa R, Guilhermino L, Antunes C. 2008b. Minho River tidal freshwater wetlands: threats to faunal biodiversity. *Aquatic Biology*, 3: 237-250
 - Sousa R, Varandas S, Cortes R, Teixeira A, Lopes-Lima M, Machado J, Guilhermino L. 2012. Massive die-offs of freshwater bivalves as resource pulses. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 48(1): 105-111

- Strayer DL. 1999. Effects of alien species on freshwater mollusks in North America. *Journal of the North American Benthological Society*, 18(1): 74-98.

- Werner, S. & K.-O. Rothhaupt, 2007. Effects of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* on settling juveniles and other benthic taxa. *Journal of the North American Benthological Society* 26: 673–680.

- Williams, S. L., & Grosholz, E. D. (2008). The Invasive Species Challenge in Estuarine and Coastal Environments : The Invasive Species Challenge in Estuarine and Coastal Environments : Marrying Management and Science. (February).

- Yeager MM, Cherry DS, Neves J. 1999. Competitive interactions between early life stages of *Villosa iris* (Bivalvia: Unionidae) and adult Asian clams (*Corbicula fluminea*). En: P. D. Johnson and R. S. Butler (editors). *Freshwater Mollusk Symposium Proceedings-Part II: Proceedings of the First Freshwater Mollusk Conservation Society Symposium*, March 1999. Ohio Biological Survey, Columbus, Ohio. pp. 253-259.

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

- Zapater M, Araujo R, Álvarez RM, Nakamura K. 2006. Las almejas de agua dulce en Aragón: *Maragritifera auricularia* y otros bivalvos. Serie: Especies. Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. 70 pp.

