

## 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).

Settlement patterns and population ecology of two invasive species (zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 and Asian clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774) in a lotic stretch of the middle Ebro River (Castejón, Navarra).

JAVIER MORALES<sup>1\*</sup>, FABIO FLECHOSO<sup>1</sup>, MIGUEL LIZANA<sup>1</sup>, ANA NEGRO<sup>2</sup>



### RESUMEN

Los bivalvos dulceacuícolas son un componente importante de la ecología fluvial, fundamentalmente por el papel que desempeñan como organismos filtradores y de remoción del sedimento. Además son un grupo zoológico diverso y amenazado a escala global, en el que se incluyen algunas de las especies invasoras más dañinas. El estudio de sus poblaciones es imprescindible para conocer el estado de conservación de las comunidades bentónicas. Para esto se prospectaron 17 parcelas vadeables y 7 escolleras a lo largo de 7,38 km de meandros del río Ebro en Castejón (Navarra), tanto el cauce principal como en brazos secundarios de corriente permanente y/o temporal. El mejillón cebra *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 se encontró en 7 escolleras y 6 parcelas. El sustrato preferente fueron rocas (85%), donde la densidad resultó 0,31-5,45 mejillones/m<sup>2</sup>; el 2,6% se hallaron sobre plásticos agrícolas abandonados. En las escolleras sólo el 3,6% de los ejemplares eran juveniles y un 33% tenían una edad > 4 años. La almeja asiática *Corbicula fluminea* Müller, 1774 se encontró en todas las parcelas. La densidad resultó muy diferente en los tres tipos de ambientes fluviales con valores máximos de 15.100 almejas/m<sup>2</sup>, lo que constituye un nuevo máximo fluvial en Europa. Se encontraron subpoblaciones de almeja asiática con diferentes estructuras de edad según los

1, 2 Universidad de Salamanca. Áreas de Biología Animal<sup>1</sup> y Ecología<sup>2</sup>.  
37007. Salamanca.

\* Correo: mormarja@usal.es

ambientes fluviales, además de poblaciones menos numerosas en el brazo principal del río que en los otros tipos. Los resultados muestran que junto a estas especies alóctonas en expansión, con altas tasas de reclutamiento, se encuentra una estructura poblacional muy precaria para las autóctonas, de las cuales únicamente se localizaron 12 náyades vivas y ningún esférico.

• **PALABRAS CLAVE:** bivalvos, densidad de población, especies invasoras.

## ABSTRACT

Bivalves are an important component of freshwater ecosystems, primarily due to their role as filter feeders and organisms that remove the sediment. In addition, freshwater bivalves are a diverse group of animals, including both globally threatened species and some of the most damaging invasive species. Therefore, the study of their populations is essential to know the distribution and conservation status of benthic communities. We studied 17 plots and 7 breakwaters along 7.38 km of the Ebro River (Castejón, Navarra), including both meanders, the main and secondary riverbeds. The zebra mussel *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 was detected in 7 breakwaters and 6 plots. The main substrate for fixation were breakwater rocks (85%), where the linear density was 0.31-5.45 mussels/m<sup>2</sup>. A 2.6% of the individuals was found on plastic waste from agricultural origin. Only a 3.6% of the zebra mussels had small sizes, corresponding to juveniles, in the breakwaters, their main refuge in the river, whereas a 33% of the individuals were >4 years old. The Asian clam *Corbicula fluminea* Müller, 1774 was detected in every sampled plots. Densities were very different in the 3 fluvial environments, reaching a maximum value of 15,100 clams/m<sup>2</sup>, which represents a new lotic record in Europe. Asian clam populations had a different age structure depending on the river environments, being less abundant in the main river channel than in the other two environments. The study also allowed us to detect small sympatric populations of native bivalves. Of these, only 12 freshwater mussels and no pea-clams were found alive in plots.

• **KEY WORDS:** alien species, bivalves, population density.

## LABURPENA

Ur gezako bibalbioak ibaiko ekologian osagai garrantzitsua dira, bereziki organismo iragazle zein sedimentuaren eraberritzean betetzen dituzten funtzioengatik. Gainera, talde zoologiko oso anitza eta mehatxatua da mundu mailan, eta horretan sartzen dira espezie inbaditzaile kaltegarrienetako batzuk. Komunitate bentonikoaren kontserbazio egoera ezagutzeko behar-beharrezkoa da populazio horien ikerketa. Lan horretarako ibitik igaro daitezkeen hamazazpi ibai partzela eta zazpi harri-lubeta aztertu dira Ebro ibaiak Kastejonean (Nafarroa) dituen 7,38 km-ko meandroetan, bai arro nagusia zein korronte iraunkor eta/edo temporaleko adar sekundarioak ere. Zebra muskui-lua *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 7 harri-lubeta eta sei partzelatan topatu da. Lehentasunezko substratua arroak izan ziren (% 85), non dentsitate lineala 0,31-5,45 muskuilu/m<sup>2</sup>-koa izan zen, %2,6-a nezakaritzan erabilitako plastiko abandonatuetan topatu ziren. Harri-lubetan soilik banakoen % 3,6 zen gaztea eta % 33k > 4 urte zituzten. Txirla asiarra *Corbicula fluminea* Müller,

1774 partzela guztietan topatu zen. Dentsitatea oso desberdina izan zen ibaian aztertu ziren hiru ingurune motetan eta gehieneko balioa 15.100 txirla/m<sup>2</sup>, hau da Europako ibaietan neurtu den balio maximoa. Ibaiko ingurunearen arabera, txirla asiarraren azpipopulaziook topatu dira adin-egitura desberdinekin, gainera ugaritasun txikieneko populazioak, beste mota batzuetakoekin alderatuz gero, arto nagusian daude. Emaitzek zera erakusten dute: espezie aloktonoen hedapenaren ondoan, errekrutatze tasa altukoak, bertoko espezieen populazio egitura oso ezegonkor bat dagoela, izan ere soilik 12 naiade bizi ezein esferido bat bera ere ez baitira topatu.

• **GAKO-HITZAK:** bibalbioak, populazio dentsitateak, espezie inbaditzaileak.



## INTRODUCCIÓN

Es popularmente conocida la incidencia socio-económica que las invasiones biológicas fluviales producen a empresas y administraciones públicas (Pérez & Chica, 2010), principalmente a través de los daños que producen debido a la colmatación de las conducciones de agua. Uno de los ejemplos más conocidos de esta incidencia es el mejillón cebra *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 en la cuenca del Ebro. Menos conocido es su impacto sobre las comunidades epibentónicas, al igual que ocurre con la almeja asiática *Corbicula fluminea* Müller, 1774. Ambos moluscos están incluidos en el grupo de especies más invasoras y dañinas (-DAISIE- <http://www.europe-aliens.org/>). Debido a la intervención humana colonizan amplias zonas fuera de sus rangos de distribución natural.

Pérez & Chica (2006) reportan los primeros datos de incidencia económica por invasión de mejillón cebra sobre las centrales hidroeléctricas en el Ebro y Durán *et al.* (2012) los gastos a los que debe enfrentarse la Administración para minimizar el efecto de esta invasión biológica. Rosa *et al.* (2011) aportan los primeros datos sobre el impacto económico de la almeja asiática en Portugal, principalmente en centrales eléctricas, fábricas papeleras y sistemas agrícolas de riego. Por su parte la Unión Europea ha puesto en marcha un portal de búsqueda de información (-EASIN- <http://easin.jrc.ec.europa.eu/>) dentro de la Estrategia Europea sobre control de Especies Exóticas e Invasoras -EEI- aprobada en 2004.

En aguas españolas se ha implementado un Plan de Acción para monitorizar la incidencia negativa del mejillón cebra dentro de la cuenca del Ebro (Durán *et al.*, 2010) y en 2009 una Estrategia Nacional para controlar su invasión. Hasta el momento su monitorización se ha centrado en la presencia de larvas en embalses y lagos y apenas se ha estudiado el proceso de colonización de los ríos en tramos lóticos y su papel como reservorio de adultos reproductores. Por lo que se refiere a la almeja asiática, ninguna medida de seguimiento y control de la expansión ha sido implementada por ahora en las políticas del agua

en España, más allá del estudio faunístico puntual de su presencia en algunas redes hidrográficas.

La primera detección de una población de mejillón cebra en España data de 2001 (Álvarez-Halcón, 2001) y desde entonces se ha seguido de forma minuciosa su expansión por amplias zonas de la cuenca del Ebro, incluyendo actualmente los tramos de cabecera. Por otro lado, a partir de la década de 1990 se ha producido una vertiginosa colonización de la almeja asiática por las principales cuencas hidrográficas ibéricas (Pérez-Quintero, 2008; Sousa *et al.*, 2008a; Oscoz *et al.*, 2010). En la cuenca del Ebro su presencia es segura desde poco después (López & Altaba, 1997; Oscoz *et al.*, 2006) y desde mucho antes se conocen poblaciones ibéricas en ríos de la vertiente atlántica (Araujo *et al.*, 1993). En el entorno de Castejón (río Ebro) se conoce la presencia de la almeja asiática desde 2004 (Araujo, 2004; Campián en Oscoz *et al.*, 2008) y del mejillón cebra con posterioridad a 2006.

El presente trabajo recoge los primeros datos de seguimiento de estas dos especies EEI en un tramo lótico del río Ebro. El objetivo principal del trabajo fue analizar el proceso y la intensidad de colonización del cauce por parte de ambos bivalvos en un tramo meandriforme en el entorno de una central térmica en Castejón. Además, se estudiaron las diferencias de selección de ambientes fluviales, la tasa de reclutamiento, la incidencia sobre las comunidades de moluscos epibentónicos y, por último, el papel de las obras hidráulicas ligadas a la orilla del río en su proliferación.

## MATERIAL Y MÉTODOS

---

### Área de estudio

El área de estudio se localiza en Navarra, dentro del tramo medio-alto del curso del Ebro (Fig. 1), a una altitud de 276 msnm y con una anchura media del cauce de aguas altas superior a 170 m. Al inicio del tramo estudiado se encuentra ubicada la estación foronómica de Castejón de Ebro (SAIH-A002, <http://www.chebro.es>) que recoge datos históricos (desde 1928) de los caudales circulantes para una cuenca receptora en este punto de 25.194 km<sup>2</sup>.

El régimen del Ebro en Castejón es pluvio-nival, de curva simple, con máximo en febrero y marcado estiaje (Ollero, 1990). El caudal diario promedio es de 234 m<sup>3</sup>/s, y los caudales instantáneos resultan muy variables (coeficiente de variación mensual: 38%) como se corresponde con un río regulado. La serie analizada por nosotros se caracteriza por riadas ordinarias y repuntes frecuentes entre marzo y mayo, junto a largos periodos de estiaje entre junio y octubre. La regulación de la Cuenca mantuvo un caudal diario inferior a 50 m<sup>3</sup>/s en un promedio de 175 días/año durante el periodo estudiado: de junio de 2009 a octubre de 2012.

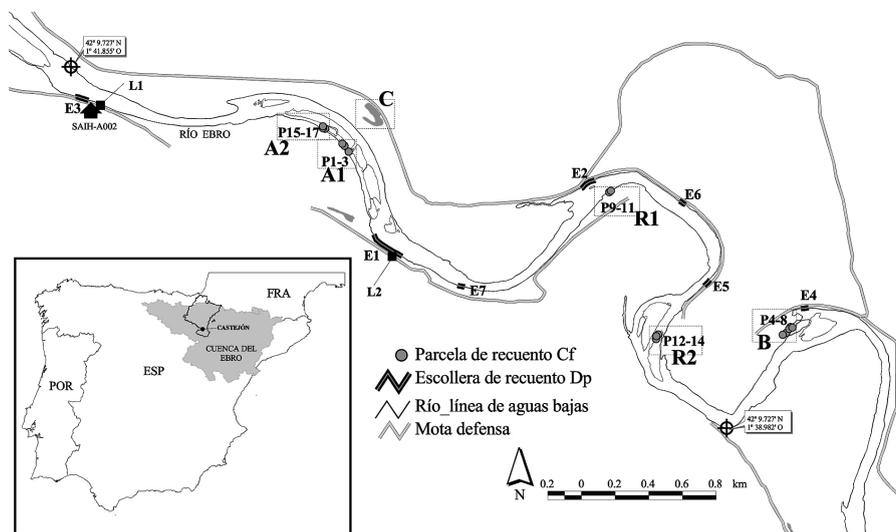


Fig. 1.- Localización geográfica de los puntos de recuento (P1-P17) de bivalvos en el cauce, los transectos en escolleras (E1-E7), la charca (C), y los puntos de muestreo de larvas planctónicas (L1-L2). También se muestra la estación forométrica SAIH-A002 de C.H.E. Parcelas distribuidas en los ambientes fluviales (según Petts & Amoros, 1996): A: eupotámico, B: parapotámico, C: plesiopotámico, R: cauce principal; y en las escolleras ciclópeas (E).

Fig. 1.- Location of the plots (P1-P17), breakwater transects (E1-E7), sampling points for planktonic larvae (L1-L2) and the CHE data gaging station. Fluvial environments (about Petts & Amoros, 1996): A: eupotamic, B: parapotamic, C: plesiopotamic, R: riverbed and E: cyclopean breakwaters.

El curso del Ebro en Castejón se caracteriza por la sucesión de meandros divagantes sobre una amplia llanura de inundación (Ollero, 1989), de litología compuesta por materiales detríticos holocenos poco consolidados y de fácil erosión fluvial. En este marco espacial se han desarrollado los elementos geomorfológicos más significativos del cauce y de la llanura de inundación (barras de grava, islas, brazos ciegos, “galachos”, etc.; Ollero, 1993) donde existen condiciones muy diferentes para la supervivencia de bivalvos bentónicos.

Durante la segunda mitad del siglo XX se sucedieron diversas obras dirigidas al control de avenidas y minimización de daños, con la progresiva deforestación de las riberas y los sotos y una paralela ocupación del espacio ribereño. En las últimas décadas del siglo XX se produjo una intensa modificación del régimen hídrico (caudal sólido, volumen y periodicidad de las riadas, etc.) así como de la dinámica de la vega de inundación debido a las obras de regulación. Estas defensas laterales (gaviones, escolleras y mota de tierra utilizada como vial para vehículos) han hecho perder la dinámica natural de acarreo de gravas durante las aguas altas como factor que introduce gran diversidad y dinamismo en los ambientes fluviales (Petts & Amoros, 1996).

## Muestreo y censo de bivalvos

Se prospectaron puntos de distinta dinámica y litología en cada uno de los ambientes fluviales indicados (Fig. 1), en los que se realizaron transectos lineales (en las escolleras) y muestreos cuantitativos en parcelas del sedimento (3 réplicas) en zonas vadeables. Antes del recuento en cada parcela se realizó una minuciosa inspección visual con batiscopios sobre el lecho del río (unos 50 m tanto aguas arriba como aguas abajo) para la detección de bivalvos autóctonos en sintopía estricta con las especies estudiadas. Se utilizaron métodos de búsqueda y recuento distintos para cada grupo de bivalvos, dada su diferente biología. No se buscaron en zonas no vadeables. Los trabajos de inspección visual de los sedimentos y de recogida de ejemplares en las escolleras y en tramos vadeables se realizaron entre el 19.07.2011 y 04.10.2011; coincidiendo con el máximo estiaje.

Los mejillones cebra se censaron en los puntos de máxima velocidad del agua en las orillas de forma detallada siete escolleras ciclópeas (E1-E7 en Fig. 1) de similar naturaleza petrológica, pendiente y tamaño de bloques, a lo largo de 7,38 km de meandros. Así como la escollera de una charca correspondiente a una zona plesiopotámica (C en Fig. 1). Los mejillones cebra fueron recogidos manualmente durante el periodo de estiaje, en la banda de salpicaduras del agua (unos 20 cm) y en la zona sumergida que permitía la visibilidad directa de los ejemplares (unos 35 cm de profundidad); los datos se expresan como mejillones/m<sup>2</sup>. La densidad lineal (mejillones/m) se refiere a la cantidad de ejemplares localizados por metro lineal medido en la coronación de la escollera. Para la construcción de las pirámides de edad se midió la dimensión máxima de los individuos con un calibre Vernier analógico de precisión 0,05 mm, y se agruparon en 5 intervalos de talla. Los mejillones cebra fueron considerados "adultos reproductores" a partir de 20,1 mm, según indican Beisel *et al.* (2010) para tramos lóticos.

El censo de almejas asiáticas se realizó sobre el sedimento del río en tres ambientes hidrológicamente diferentes (Fig. 1). Para los cálculos de densidad local absoluta (expresada como almejas/m<sup>2</sup>) se introdujo manualmente en el sedimento epibentónico un cilindro de PVC de 125 mm de diámetro y 100 mm de altura para la captura de los individuos. En las parcelas P2 y P3 se recogieron en 0,04 m<sup>2</sup> y en P1, P4 y P5 sobre 0,08 m<sup>2</sup>, en función de la litología local y la profundidad; y en el resto sobre 0,12 m<sup>2</sup>. En los ambientes eupotámicos de corriente permanente (A y R) se realizaron cuatro puntos de recuento, con 3 réplicas en cada caso; y en el parapotámico (B) se hicieron cinco parcelas más. En las parcelas se recontaron los mejillones cebra fijados sobre el sedimento fluvial o los elementos sumergidos. El sustrato del lecho del río se clasificó en cada parcela según la escala granulométrica de Platts *et al.* (1993).

Las almejas fueron medidas con el calibre Vernier y los ejemplares más pequeños fueron detectados mediante el cribado del sedimento extraído en el cilin-

dro con cedazos calibrados CISA®/ISO 3310.1 de 0,5 y 1 mm de poro. Los datos biométricos fueron agrupados en 7 intervalos de talla, dada la gran variabilidad para cada clase de edad encontrada en otras poblaciones (Brown *et al.* 2007), con frecuente superposición de varias cohortes. Clasificamos como “adultas” las almejas de talla >10 mm, según consideran Franco *et al.* (2012) para el río Mondego.

Todos los ejemplares de especies alóctonas recolectados fueron sacrificados “in situ”, para evitar su dispersión, y conservados en etanol 70°. Las muestras están depositadas en el Departamento de Biología Animal de la Universidad de Salamanca.

### Muestreo de larvas a la deriva

El muestreo de larvas planctónicas de mejillón cebra a la deriva se realizó mensualmente, entre junio de 2009 y octubre de 2012, mediante filtrado de agua sobre una red de plancton de 35 cm de diámetro y 55 µm de poro, en dos puntos de la orilla del río (L1 y L2 en Fig. 1); y durante la época primaveral con liberación de la fase veliger se realizaron muestreos quincenales. El volumen filtrado a pie de río se optimizó en 20 L por muestra, dada la turbidez del agua y la abundancia de las larvas en la corriente (Morales no publ.).

Las larvas fijadas en etanol de 70° y contenidas en alícuotas de 5 ml se sedimentaron en cámaras tipo Úthermol y fueron recontadas en un microscopio Nikon Eclipse50i de fuente de luz fría provisto de polarización cruzada (Johnson 1995) y una magnificación 40-100x.

### Tratamiento de los datos

Para realizar la estadística descriptiva y los análisis de comparación de muestras se utilizó el programa Statistica v7 (2007 StatSoft®). Para la comparativa entre muestras se utilizó el ANOVA Kruskal-Wallis (H), ya que en todos los casos el tamaño de muestra era superior a 5; y también el test chi cuadrado para muestras independientes.

## RESULTADOS

### Censo de mejillones cebra

Se detectó la presencia de mejillones cebra en 6 de 17 puntos en las parcelas vadeables del río, en las 7 escolleras del río y también la del ambiente plesipotámico (C en Fig. 1). Los adultos (Tabla 1) fueron encontrados en todos los puntos con presencia permanente de agua, mientras que no se hallaron en ninguna parcela del ambiente parapotámico. En los 589 m lineales de escolleras recorridos se recogieron 506 mejillones cebra, con una densidad lineal

Zona de muestreo	<i>Corbicula fluminea</i>	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Potomida littoralis</i>	<i>Anodonta anatina</i>	<i>Unio mancus</i>	<i>Pisidium</i> spp.
<b>LECHO DEL RÍO EBRO</b>						
Eupotámico						
P1	+	+	+	+	-	-
P2	+	+	-	+	+	-
P3	+	-	-	-	+	-
P15	+	-	-	*	*	-
P16	+	+	-	-	-	*
P17	+	-	-	-	+	-
Parapotámico						
P4	+	-	-	*	+	-
P5	+	-	-	+	+	-
P6	+	-	+	-	-	-
P7	+	-	-	-	+	-
P8	+	-	-	-	-	-
Cauce principal						
P9	+	-	*	*	-	-
P10	+	-	-	-	-	-
P11	+	-	-	*	*	-
P12	+	+	-	-	-	-
P13	+	+	-	*	+	-
P14	+	+	-	-	-	-
<b>ESCOLLERAS ORILLA</b>						
Borde del cauce						
E1	+	+	0	0	0	0
E2	-	+	0	0	0	0
E3	-	+	0	0	0	0
E4	-	+	0	0	0	0
E5	+	+	0	0	0	0
E6	-	+	0	0	0	0
E7	+	+	0	0	0	0
<b>ESCOLLERA CHARCA</b>						
Plesiopotámico						
C	+	+	+	+	+	-

Tabla 1.- Presencia y ausencia de las especies exóticas invasoras EEI estudiadas y otros bivalvos autóctonos del río Ebro (Larraz 1986, Araujo *et al.* 2009) en las parcelas de recuento (P1-P17) y en las escolleras (E1-E7). Presencia (+), ausencia (-) y sin posibilidad (0). (\* sólo conchas).

Table 1.- Presence and absence of non-native invasive species EEI and other native bivalves studied in the River Ebro (Larraz 1986, Araujo *et al.* 2009) within count plots (P1 to P17) and breakwaters (E1 to E7). Presence (+), absence (-) and without possibility (0). (\* only shells).

entre 0,31 y 5,45 mejillones/m con variaciones estadísticamente no significativas ( $\chi^2 = 2,13$ ;  $gl = 2$ ;  $P < 0,3$ ) de los promedios ( $\pm$ SD) en las escolleras de la margen derecha ( $0,87 \pm 0,78$  mejillones/m) y en la izquierda ( $1,28 \pm 2,21$  mejillones/m); donde en total se recorrieron 353 y 236 m, respectivamente.

El 85% de los ejemplares se localizaron adheridos en las rocas que forman parte estructural de las escolleras (Tabla 2), mientras que un 7,3 y 4% se hallaron

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7
Número de mejillones	96	109	73	37	9	126	56
Densidad lineal (m./m)	0,42	1,12	0,90	0,82	0,17	3,00	1,27
Densidad superficial (m./m <sup>2</sup> )	0,77	2,04	1,64	1,49	0,31	5,45	2,31
Sustratos							
Bloques de escollera	76	107	72	29	6	112	28
Gravas en base de escollera	19	0	0	3	3	3	9
Troncos sumergidos	0	2	0	3	0	0	0
Plásticos agrícolas	0	0	0	0	0	11	2
Escombros	1	0	1	1	0	0	17
Tierra o fangos	0	0	0	1	0	0	0

Tabla 2.- Número de mejillones cebra recogidos en cada transecto en las escolleras, densidad y sustrato sobre el que se asentaban.

Table 2.- Number of zebra mussels collected in each breakwater transect, density and substrate on which they were settled.

sobre las gravas de la base de esta estructura o sobre escombros, respectivamente. Sobre otros sustratos naturales como troncos sumergidos, tallos de plantas helófitas o hierbas de la orilla se encontraron un número muy escaso de ejemplares (apenas el 1%); mientras que sobre plásticos de uso agrícola abandonados en las orillas del río se hallaron 13 ejemplares (el 2,6%).

### Población larvaria de mejillón cebra a la deriva

El periodo de liberación de larvas planctónicas se presentó regularmente entre los meses de mayo y julio, con un pico de producción máxima oscilante en los tres años de seguimiento (Fig. 2). La presencia de larvas en ambas estaciones de muestreo resultó sincrónica y similar; aunque en L2 las cantidades recogidas fueron significativamente distintas según el año. El pico máximo de liberación en la estación L2 fue en 2012 muy superior al detectado los otros años (Fig. 2). Además, en los tres años de seguimiento se ha detectado un segundo pico de producción de larvas veliger, aunque cuantitativamente muy poco significativo, en el comienzo del otoño (Fig. 2).

### Reclutamiento de mejillones cebra en las escolleras

La talla promedio de los mejillones cebra resultó inferior a 31 mm (Tabla 4) y no se encontraron diferencias significativas entre los ambientes fluviales y artificiales estudiados (escolleras *versus* lecho del río H: = 38,55; *gl* = 9; *P* = 0,53). En la Fig. 3A se muestran las diferencias en las pirámides de edad entre los diferentes lugares de arraigo, con predominio de ejemplares mayores de 2 años en

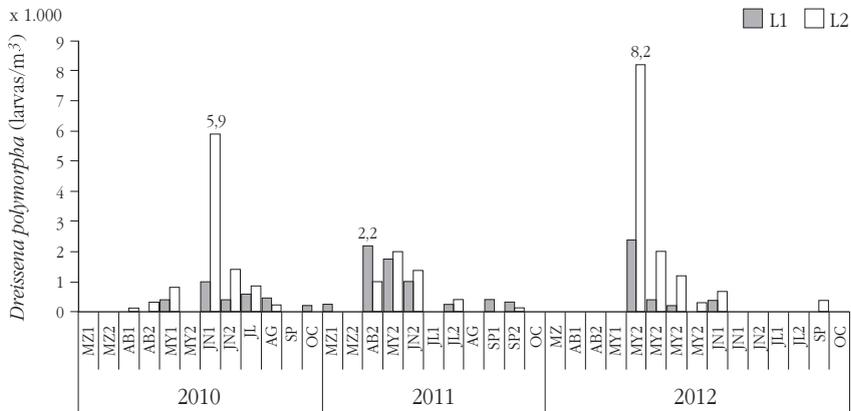


Fig. 2.- Evolución de la densidad larvaria de mejillón cebra en Castejón de Ebro (puntos L1 y L2, ver Fig. 1) durante los tres años de seguimiento; se indica el máximo de cada año.

Fig. 2.- Evolution of the larval density of zebra mussel on the Ebro River at Castejón (L1 and L2, see Fig. 1) for a period of three years; indicates the annual maximum.

las escolleras, y en general pocos ejemplares encontrados en su primer año de vida.

Únicamente 18 ejemplares (el 3,6%) presentaban tallas asimilables a juveniles (Fig. 3B), de manera que la tasa de reclutamiento sobre la superficie de las escolleras debe ser muy baja; al menos en la banda inspeccionada por nosotros en la parte más superficial de la escollera. Estos juveniles se localizaron junto a otros de mayor tamaño sin ningún tipo de discriminación en su colocación sobre la escollera. No se detectaron “piñas” de ejemplares en crecimiento solidario en ningún punto de muestreo.

### Censo de almejas asiáticas en el cauce

Se detectaron almejas asiáticas en las 17 parcelas prospectadas en los tres ambientes del cauce, así como en la mayoría de los demás puntos de muestreo (Tabla 1). La densidad promedio resultó de 5.301 almejas/m<sup>2</sup> variando significativamente entre los tres ambientes fluviales (Tabla 3), con un rango de valores entre 417 y 15.100 almejas/m<sup>2</sup>.

La densidad en los canales secundarios (ambientes eu y parapotámicos) fue significativamente más elevada que en el cauce principal (4.480 y 11.173 *versus* 250 almejas/m<sup>2</sup>) con una dispersión de datos también menor en este último (coeficiente de variación: 46,4 y 33,3% *versus* 17%). Resultó significativa la dominancia de almejas grandes en la zona de cauce principal (87,4%) (eupotámico *versus* parapotámico:  $H = 14,2$ ;  $gl: 28$ ;  $P < 0,001$ ) y de las pequeñas en los canales secundarios (73,9% de 5-10 mm y 88,7% de 5-15 mm)

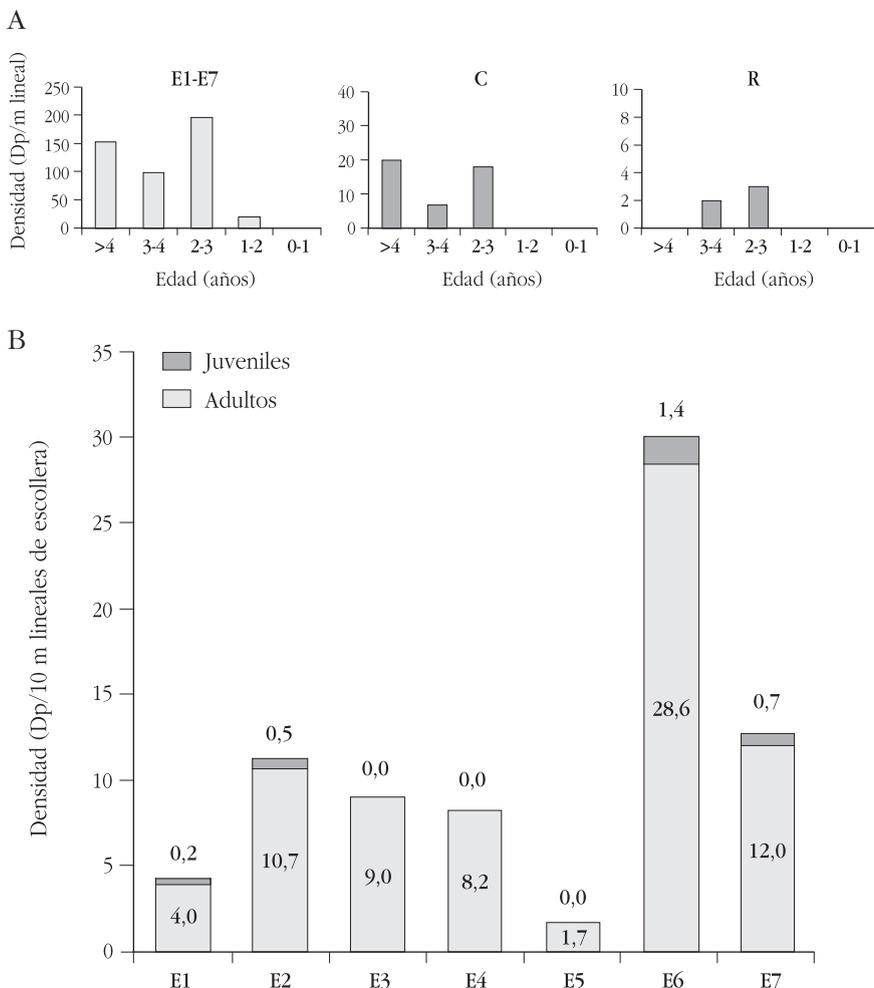


Fig. 3.- Pirámides de edad (A) y estructura poblacional (B) de mejillones cebra en las siete escolleras estudiadas. Abreviaturas como en Fig. 1.

Fig. 3.- Age pyramids (A) and zebra mussel population structure (B) on the 7 sampled breakwaters in the River Ebro. Abbreviations as in Fig. 1.

(Fig. 4A). Frente a esto se encontró un mayor reparto de tamaños en el lecho del río sin diferencias significativas (parapotámico *versus* cauce:  $H = 18,9$ ;  $gl = 14$ ;  $P = 0,68$  y eupotámico *versus* cauce:  $H = 19,3$ ;  $gl = 14$ ;  $P = 0,97$ ).

### Reclutamiento de almejas asiáticas en el medio hiporreico

Las estructuras de edades diferían entre los tres ambientes fluviales (Fig. 4A). En el cauce principal del río las densidades fueron mucho menores que en los

otros dos tipos (Tabla 3). Se capturaron en total 3.086 almejas asiáticas con tallas comprendidas entre 0,5 y 42,3 mm, siendo el 45% de talla inferior a 8 mm (Tabla 4).

En las parcelas realizadas en ambientes fluviales de flujo permanente se encontraron menos ejemplares de gran tamaño (Fig. 4B) y la mayoría pertenecientes

	Eupotámico						Parapotámico					Cauce principal					
	P1	P2	P3	P15	P16	P17	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Número de Almejas	523	85	208	60	47	25	720	1.208	11	26	25	7	6	5	55	37	38
Densidad (a./m <sup>2</sup> )	6.538	2.125	5.200	5.000	3.917	2.083	9.000	15.100	917	2.167	2.083	583	500	417	4.583	3.083	3.167
Sustrato																	
Rocas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0
Bloques	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	3	2	1	2	0	0
Gravas	2	1	3	3	0	0	3	1	3	1	4	2	3	4	1	4	3
Gravillas	4	3	4	4	1	1	4	5	3	3	1	1	1	3	3	3	4
Arenas	1	1	2	2	5	5	1	4	2	3	2	2	2	0	2	2	3
Arcillas	1	1	1	1	2	2	1	3	1	2	1	2	1	1	1	1	1

Tabla 3.- Almejas asiáticas capturadas en cada parcela, densidad superficial y composición relativa (0: ausencia, 5: muy abundante) del sustrato según Platts *et al.* (1993). (S: sumatorio; M: media aritmética).

Table 3.- Asiatic clams collected in each plot, surface density, and relative composition (0: absence to 5: abundant) of the riverbed substrate using the granulometric classification of Platts *et al.* (1993). (S: sumatory; M: arithmetic mean).

	Total	Cauce principal	Eupo-támico	Parapo-támico	Plesiopo-támico	Escolleras
Número de mejillones	506	5	14	0	45*	442
Media ± SD	29,6 ± 6,9	29,4 ± 3,8	30,9 ± 6,3	-	33,5 ± 4,0	30,9 ± 6,3
Rango	43,1 - 8,5	33,0 - 24,0	41,0 - 21,0	-	41,0 - 25,0	43,1 - 8,5
Coefficiente de variación	23,4	12,8	20,3	-	12,1	26,0
Número de almejas	3.086	153	2.060	873	0	0
Media ± SD	10,7 ± 6,7	18,1 ± 8,7	8,8 ± 5,1	15,3 ± 6,7	-	-
Rango	42,3 - 0,5	39,4 - 1,0	38,2 - 0,5	42,3 - 0,5	-	-
Coefficiente de variación	62,0	57,6	60,1	43,7	-	-

Tabla 4.- Descriptiva básica de la biometría (mm) de mejillones cebrá y almejas asiáticas medidos a lo largo de todos los ambientes acuáticos del área de estudio (\*recogidos muertos por desecación de la charca ese año).

Table 4.- Descriptive biometrics of the Zebra mussels and Asiatic clams in all the aquatic environments of the study area (\*collected dead by drying).

a las últimas cohortes reclutadas, suponiendo más de la mitad (el 52,6 %) los ejemplares del intervalo 5-10 mm. En el ambiente parapotámico apenas se detectaron ejemplares menores de 5 mm (el 0,2 %) y por el contrario dominan las almejas de mayor tamaño. Los individuos clasificados en intervalos de edad juvenil fueron dominantes en las poblaciones del cauce permanente (eupotámico+cauce principal) y mayor corriente (Fig. 4B). En los brazos secundarios son los adultos (Fig. 5) la clase más representada (permanente *versus* temporal:  $\chi^2 = 196483$ ;  $gl = 1$ ;  $P < 0,001$ ).

### Bivalvos autóctonos en las parcelas

Se localizaron ejemplares vivos de tres especies de náyades (Unionoidea), pero no de esféridos (Sphaeroidea). En todos los casos su número fue inferior al número de conchas halladas en el lecho del río (Tabla 1).

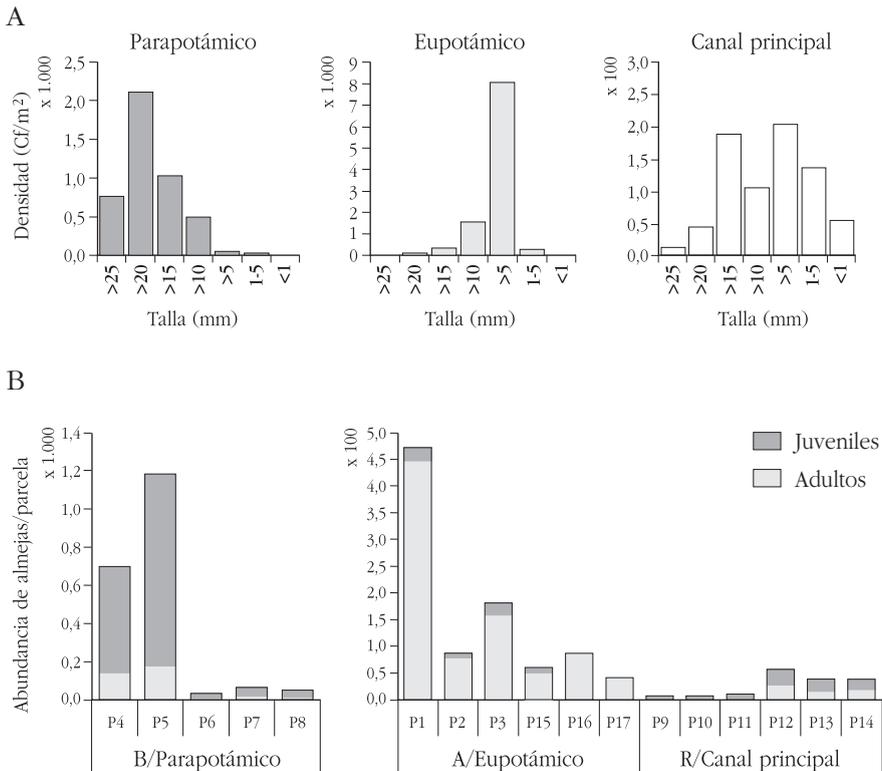
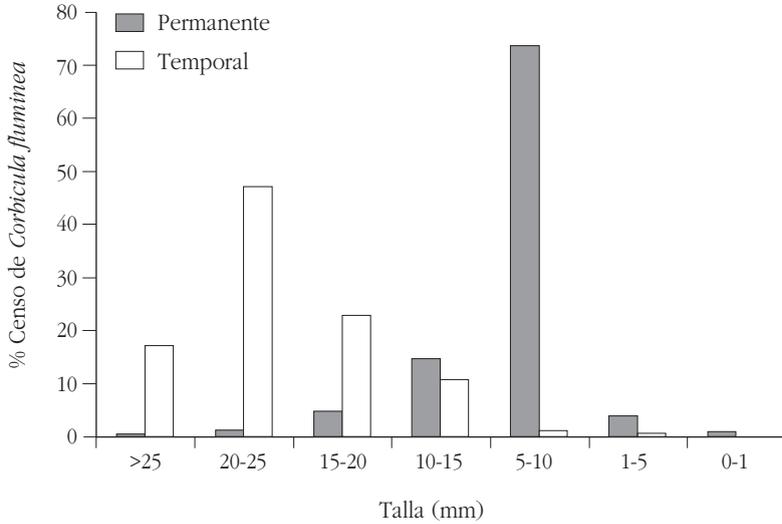


Fig. 4.- Pirámides de tallas (A) de las almejas asiáticas para las 17 muestras y diferencias en la estructura poblacional (B) para las almejas asiáticas en los tres ambientes fluviales. (Atención a la diferente escala vertical).

Fig. 4.- Size pyramids (A) for the Asiatic clams for the 17 samples and differences in the population structure (B) in the 3 fluvial environments. (Please note different vertical scale).

A



B

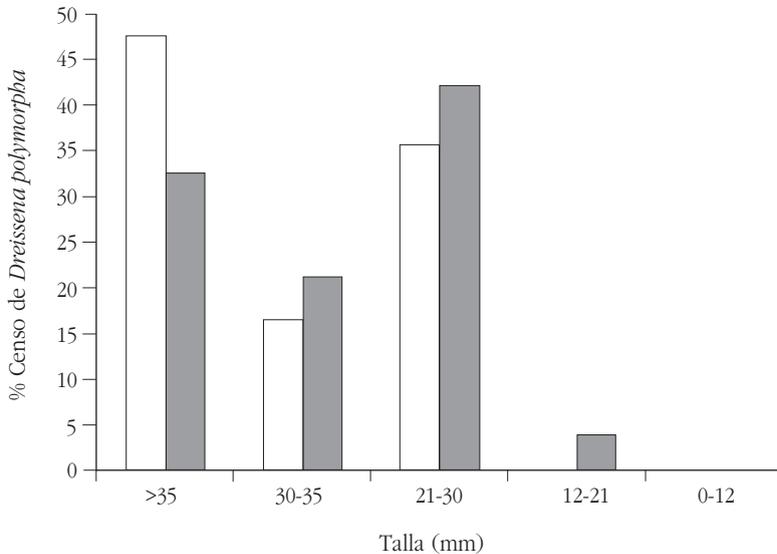


Fig. 5.- Diferencias en la estructura poblacional para las almejas asiáticas (A) y para los mejillones cebra (B) en los ambientes fluviales: corriente permanente (cauce principal + eupotámico) y de flujo temporal (parapotámico + plesiopotámico).

Fig. 5.- Differences in the population structure of asiatic clams (A) and zebra mussels (B) on the fluvial environments: permanent (main channel + eupotamic) and seasonal flow (parapotamic, dependent on the hyporheic water, + plesiopotamic, the ox-box pool).

Los bivalvos más citados en sintopía estricta con las EEI estudiadas fueron *Unio mancus* Lamarck, 1819 (41% de las parcelas) y *Anodonta anatina* (Linnaeus, 1758) (18%), pero únicamente con 7 y 3 ejemplares vivos, respectivamente. *Potomida littoralis* (Cuvier, 1798) se citó en 3 parcelas (17%), con un único ejemplar vivo en P1. Por su parte se encontró un cierto porcentaje de mejillones cebra en zonas parapotámicas vadeables sobre náyades vivas (2 de 6, el 33%), así como sobre sus conchas (3 de 11, el 27%). Respecto a los esféridos no fue posible hallar ejemplares de los géneros *Musculium* y *Sphaerium* a través del tamizado de sedimento del lecho, y únicamente en la parcela P16 se hallaron conchas de *Pisidium* spp.

## DISCUSIÓN

La ocupación hace algunas décadas de las vegas fluviales para numerosas actividades humanas necesitó la instalación de gran cantidad de escolleras de defensa contra las riadas. Dichas alteraciones de las márgenes fluviales conllevaron que en la actualidad los paisajes hidrológicamente activos tengan consideración de relícticos (Ollero, 1989, 1990). Las escolleras más contundentes del Ebro se colocaron en el cauce de aguas bajas o en la base de las terrazas fluviales. Ahora en muchos tramos se encuentran en proceso de degradación con los elementos rocosos sin cohesión y sumergidos en el cauce de aguas bajas. Esto favorece la colonización por los mejillones cebra, que encuentran entre sus huecos condiciones idóneas de refugio durante las riadas, y un ambiente umbrío durante el estiaje que les permite sobrevivir fuera del agua más de 4 semanas (Morales no publ.).

La supervivencia de los mejillones cebra en estas escolleras es elevada, ya que un 32,7% de los ejemplares capturados presentó tallas que indican una edad superior a 4 años, sin embargo en el fondo del río no se detectan ejemplares de esa edad, quizá debido a la menor estabilidad de las gravas y bloques de los fondos donde se asientan.

Nuestros datos sugieren la rápida colonización de mejillones cebra en este tramo de dinámica lótica se ha basado casi con exclusividad en las viejas escolleras (87% del censo total y 95% de los encontrados en el cauce). Sobre los elementos del fondo del río en los ambientes eipotámicos el reclutamiento es mucho menor; es casi nulo en los tramos en los que el río desarrolla energía para mover acarreo de gravas, y nulo en los canales de ambiente parapotámico, cuyos bancos de gravas quedan al aire durante el estiaje.

La tasa de colonización anual es muy variable según se deduce de las pirámides de edades (1,4% < 1 año y 51% 1-3 años), y podría ser muy dependiente del nivel del río durante el periodo de freza de esta especie, que a su vez muestra una gran condicionalidad con el ambiente (Lucy, 2006; Beisel *et al.*, 2010).

Durante los finales de primaveras húmedas con caudal  $> 150 \text{ m}^3/\text{s}$  la fijación de las fases pediveliger tiene una elevada probabilidad de hacerse sobre zonas de las escolleras que posteriormente quedan fuera del agua durante el estiaje (Morales no publ.). De esta forma el régimen de caudales resulta decisivo en tramos lóticos para la evolución de la invasión (Vohmann *et al.*, 2010).

Además del efecto negativo que tiene la presencia masiva de los mejillones cebrá en las escolleras para la invasión de tramos aguas debajo (Lucy, 2006) a media (por zoocoria y antropocoria) y a larga distancia (por deriva de las larvas en la corriente), se produce localmente una afección a las comunidades epibentónicas autóctonas. Efectos negativos sobre la comunidad de moluscos epibentónicos se han descrito para el mejillón cebrá (Ricciardi *et al.*, 1998; Ricciardi, 2003; Sousa *et al.*, 2011) y también para la almeja asiática (Phelps, 1994; Sousa *et al.*, 2005, 2008b). Estos bivalvos, además de afectar al lecho del río debido a su poder tapizante, pueden simplificar las comunidades de macroinvertebrados a través de la ocupación del espacio mediante competencia por los puntos de arraigo (Hallac & Marsden, 2000), a través de la tasa de filtración del agua (competencia: Baker & Levinton, 2003; estrés metabólico: SOUSA *et al.*, 2011; eliminación de materia orgánica disuelta: Hakenkamp & Palmer 1999) y actuando sobre la calidad físico-química del agua (Strayer *et al.*, 1999; Navarro *et al.*, 2006).

Un indicador de este proceso degenerativo de la ecología fluvial del Ebro lo constituye la facilidad con la que las especies EEI se asientan sobre cursos fluviales vacíos de especies autóctonas. Este es el caso de las almejas asiáticas en Castejón de Ebro donde en aproximadamente una década han sido capaces de alcanzar densidades muy elevadas y una casi total dominancia ecológica en el lecho del río; en relación con la presencia masiva de juveniles en zonas de mayor corriente (Franco *et al.*, 2012). Este máximo encontrado en la parcela P5 (15.100 ejemplares/ $\text{m}^2$ , ver Anexo) resulta la mayor densidad registrada por el momento en Europa en aguas fluviales, muy por encima incluso de algunas poblaciones en tramos estuarinos y canales.

Dominan a través de su tasa de filtración, la ocupación del espacio y de la presencia masiva de acúmulos de conchas de animales (Mouthon, 2003; Vohmann *et al.*, 2010) que mueren en los ambientes parapotámicos durante los estiajes más intensos y en los episodios de alta temperatura del agua (Werner & Rothhaupt, 2008).

Araujo *et al.* (1993) describen en el Miño la presencia de esta especie en 1990 con densidades muy bajas, que se han visto multiplicadas exponencialmente apenas dos décadas después (Sousa *et al.*, 2008b). Mientras que los primeros encuentran en 1990 en las mismas parcelas 3 náyades, 3 esféridos y 6 caracoles autóctonos con poblaciones abundantes, Sousa *et al.* (2005) encuentran dos décadas más tarde comunidades malacológicas compuestas por 2 náyades, 4 esféridos y 4 caracoles autóctonos, con poblaciones muy precarias y además

con ausencia de las autóctonas en aquellos lugares del río con las mayores densidades de almeja asiática. Por su parte Beasley *et al.* (2003) encuentran densidades de almejas asiáticas muy inferiores (6,7 - 7,3 ejemplares/m<sup>2</sup>) tras cinco años de invasión de algunos ríos amazónicos con potentes poblaciones de bivalvos autóctonos. Por lo tanto, el patrón de colonización en esta especie EEI podría posiblemente diferir, en cuanto a magnitud y rapidez, como consecuencia del grado de naturalidad del ecosistema receptor.

Además de estos efectos directos se han descrito repercusiones, no siempre negativas, de las especies EEI sobre el resto de la biota acuática: cambios en la transparencia del agua por eliminación de partículas del seston y mayor tasa fotosintética del fitoplancton (Zhu *et al.*, 2007; De Stasio *et al.*, 2008), en la composición de la ictiofauna (Robinson & Wellborn, 1988; Matute, 2010) o en la microfauna epizoótica (Beckett *et al.*, 1996). Aspectos que nosotros no hemos detectado en Castejón.

Nuestros datos indican que ambos bivalvos EEI han alcanzado su potencial ecológico en Castejón de Ebro (amplias poblaciones en numerosos microhábitats y gran capacidad de reproducción y reclutamiento anual) unos pocos años después de su llegada (Araujo 2004, Oscoz *et al.*, 2010). Mientras que de forma paralela se acrecientan los problemas de conservación para las especies nativas, que únicamente habitan algunas zonas someras del cauce. Las poblaciones nativas de bivalvos son exiguas, aparecen en sitios relicticos, y carecen de posibilidad de reproducción.

Las poblaciones de bivalvos autóctonos del Ebro en Castejón tienen en la actualidad condiciones muy precarias como reflejo de:

- 1.- Las obras realizadas hace décadas que eliminaron el dinamismo fluvial.
- 2.- La mala calidad del agua durante décadas debido a la falta de depuración industrial y/o urbana.
- 3.- El resto de actuaciones directas en el cauce y la pérdida de los ecosistemas ribereños naturales en las orillas; y además, en el caso de las náyades.
- 4.- En el caso de los náyades, su rarefacción y colapso del ciclo reproductor por la despoblación de peces autóctonos del río (Morales obs. pers.).

Dada la imposibilidad de erradicación directa y rápida de estas EEI en el Ebro únicamente la restauración de las dinámicas hidrológica y ecológica del cauce podrían ofrecer algunas pautas de control, que debería ser reforzada con la eliminación selectiva de algunas viejas escolleras no funcionales. Además, habría que implementar programas de rescate de especies autóctonas basados en la biología de la conservación y recuperar la dinámica natural de los caudales, especialmente en tramos lóticos muy valiosos como este, donde la naturalidad del cauce actúa a favor de la conservación del patrimonio biológico. Nuestros datos sugieren que el régimen de caudales podría utilizarse como herramienta

que permita atenuar la invasión de estas dos especies, ayudando así a preservar los tramos meandriformes de dinámica lótica.

## AGRADECIMIENTOS

---

Los trabajos se realizaron con la financiación de la Cátedra IBERDROLA, mediante proyectos de investigación titulados “*Estudio de la biodiversidad en el entorno de la CTCC de Castejón de Ebro, Navarra*” y “*Seguimiento de la incidencia del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha* Pallas, 1771) en la central térmica CTCC de Castejón de Ebro, Navarra*”. Los muestreos fueron debidamente autorizados por el Gobierno de Navarra.

## BIBLIOGRAFÍA

---

- Álvarez-Halcón, R.M. 2001. El mejillón cebra: una amenaza para el Ebro. *Ibón* 15: 16-20.
- Araujo, R., Moreno, D., Ramos, M.A. 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *Am. Malacol. Bull.* 10(1): 39-49.
- Araujo, R. 2004. Los bivalvos dulceacuícolas de la Rioja. *Zubía* 22: 29-39.
- Araujo, R., Reis, J., Machordom, A., Toledo, C., Madeira, M.J., Gómez, I., Velasco, J.C., Morales, J., Barea, J., Ondina, P., Ayala, I. 2009. Las náyades de la Península Ibérica. *Iberus* 27(2): 7-72.
- Beisel, J.N., Bachmann, V., Moreteau, J.C. 2010. Growth-at-length model and related life-history traits of *Dreissena polymorpha* in lotic ecosystems. In: *The zebra mussel in Europe*. Rajagopal Van der Velde, Bij de Vaate (Ed.): 191-197. Backhuys Publishers. Leiden.
- Baker, S., Levinton, J.S. 2003. Selective feeding by three native North American freshwater mussels implies food competition with zebra mussels. *Hydrobiologia* 505: 97-105.
- Beasley, C.R., Tagliaro, C.H., Figueiredo, W.B. 2003. The occurrence of the asian clam *Corbicula fluminea* in the lower Amazon basin. *Acta Amazonica* 33(2): 317-324.
- Beckett, D., Green, W., Thomas, S., Miller, A.C. 1996. Epizoic invertebrates communities on upper Mississippi river unionid bivalves. *Am. Midl. Nat.* 135(1): 102-114.
- Beran, L. 2006. Spreading expansion of *Corbicula fluminea* (Mollusca: Bivalvia) in the Czech Republic. *Heldia* 6 (5/6): 187-192.

- Brancotte, V., Vincent, T. 2002. L'invasion du réseau hydrographique français par les mollusques *Corbicula* spp. Modalité de colonisation et rôle prépondérant des canaux de navigation. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 365/366: 325-337.
- Brown, L.R., Thompson, J.K., Higgins, K., Lucas, L.V. 2007. Population density, biomass, and age-class structure of the invasive clam *Corbicula fluminea* in rivers of the lower San Joaquin river watershed, California. *West. North Am. Nat.* 67(4): 572-586.
- Caffrey, J.M., Evers, S., Millane, M., Mora, H. 2011. Current status of Ireland's newest invasive species – the Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Aquatic Invasions* 6(3): 291-299.
- De Stasio, B.T., Schrimpf, M.B., Beranek, A.E., Daniels, W.C. 2008. Increased Chlorophyll a, phytoplankton abundance, and cyanobacteria occurrence following invasion of Green Bay, Lake Michigan by dreissenid mussels. *Aquatic Invasions* 3(1): 21-27.
- Durán, C., Lanao, M., Anadón, A., Touyá, V. 2010. Management strategies for the zebra mussel invasion in the Ebro River basin. *Aquatic Invasions* 5(3): 309-316.
- Durán, C., Lanao, M., Pérez y Pérez, L., Chica, C., Anadón, A., Touya, V. 2012. Estimación de los costes de la invasión del mejillón cebra en la cuenca del Ebro (periodo 2005-2009). *Limnetica* 31(2): 213-230.
- Elliot, P., Ermgassen P. 2008. The Asian clam (*Corbicula fluminea*) in the River Thames, London, England. *Aquatic Invasions* 3(1): 54-60.
- Franco, J.N., Ceia, F.R., Patrício, J., Modesto, V., Thompson, J., Marques, J.C., Neto, J.M. 2012. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in mesohaline and oligohaline habitats: Invasion success in a Southern Europe estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 112: 31-39.
- Hakenkamp, C.C., Palmer, M.A. 1999. Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia* 119: 445-451.
- Hallac, D.E., Marsden, J.E. 2000. Differences in tolerance to and recovery from zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) fouling by *Elliptio complanata* and *Lampsilis radiata*. *Can. J. Zool.* 78(2): 161-166.
- Ilarri, M.I., Antunes, C., Guilhermino, L., Sousa, R. 2011. Massive mortality of the Asian clam *Corbicula fluminea* in a highly invaded area. *Biol. Invasions* 13: 277-280.
- Johnson, L.E. 1995. Enhanced early detection and enumeration of zebra mussel (*Dreissena* spp.) veligers using crosspolarized light microscopy. *Hydrobiologia* 312: 139-146.
- Larraz, M.L. 1986. Moluscos dulceacuícolas de Navarra (España). *Munibe, Cienc. Nat.* 38: 155-161.

- Lois, S. 2010. New records of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in Galicia (Northwest of the Iberian Peninsula): Mero, Sil and Deva rivers. *Aquatic Invasions* 5(1): 17-20.
- López, M.A., Altaba, C. 1997. Presència de *Corbicula fluminea* al Delta de l'Ebre. *Bull. Parc Nat. Delta de l'Ebre* 10: 20-22.
- Lucy, F. 2006. Early life stages of *Dreissena polymorpha* (zebra mussel): the importance of long-term datasets in invasion ecology. *Aquatic Invasions* 1(3): 171-182.
- Matute, M.M. 2010. Impact of fish feed on four benthic invertebrate phyla abundance and taxa richness: benthic ecology implications. *Aquat. Ecosyst. Health Manag.* 13(4): 465-471.
- Mouthon, J. 2001. Life cycle and population dynamics of the Asian clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Saone River at Lyon (France). *Hydrobiologia* 452: 109-119.
- Mouthon, J. 2003. Longitudinal and temporal variations of density and size structure of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) populations in the Saône and Rhône rivers (France). *Ann. Limnol.* 39(1): 15-25.
- Mouthon, J., Parghentanian, T. 2004. Comparison of the life cycle and population dynamics of two *Corbicula* species, *C. fluminea* and *C. fluminalis* (Bivalvia: Corbiculidae) in two French canals. *Arch. Hydrobiol.* 161(2): 267-287.
- Munjiu, O., Schbernetski, I. 2010. First record of Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the Republic of Moldova. *Aquatic Invasions* 5(1): 67-70.
- Navarro, E., Bacardit, M., Caputo, L., Palau, A., Armengol, J. 2006. Limnological characterization and flow patterns of a three-coupled reservoir system and their influence on *Dreissena polymorpha* populations and settlement during the stratification period. *Lake Reserv. Manag.* 22(4): 293-302.
- Nguyen, L.T.H., De Pauw, N. 2002. The invasive *Corbicula* species (Bivalvia, Corbiculidae) and the sediment quality in Flanders, Belgium. *Belg. J. Zool.* 132 (1): 41-48.
- Ollero, A. 1989. Dinámica del cauce y de la llanura de inundación del río Ebro en el Término de Alfaro. *Cuad. Investig. Geográfica* 15 (1-2): 47-54.
- Ollero, A. 1990. Régimen y comportamiento hidrológico del río Ebro en la ribera Tudelana. *Lurralde* 13: 117-128.
- Ollero, A. 1993. Los elementos geomorfológicos del cauce en el Ebro de meandros libres y su colonización vegetal. *Geographicalia* 30: 295-308.
- Oscoz, J., Acorreta, A., Durán, C., Larranz, M.L. 2006. Aportaciones al conocimiento de algunos bivalvos dulceacuícolas en la cuenca del Ebro. *Nat. Aragon.* 16: 27-36.
- Oscoz, J., Larranz, M.L., Tomás, P., Pardos, M., Durán, C. 2008. Nuevas citas de almeja asiática (*Corbicula fluminea* (Müller, 1774)) (Mollusca, Bivalvia) en ríos de Navarra. *Not. Soc. Esp. Malacología* 50: 42-43.

- Oscoz, J., Tomás, P., Durán, C. 2010. Review and new records of non-indigenous freshwater invertebrates in the Ebro River basin (Northeast Spain). *Aquatic Invasions* 5(3): 263-284.
- Pérez, L., Chica, C. 2006. *Estimación de los costes económicos de la invasión del mejillón cebra (Dreissena polymorpha) en la Cuenca del Ebro*. Fundación Economía Aragonesa. Zaragoza.
- Pérez, L., Chica, C. 2010. *Actualización de la valoración económica de la invasión del mejillón cebra en la Cuenca del Ebro*. Confederación Hidrográfica del Ebro, Área de Calidad Ambiental, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Zaragoza.
- Pérez-Quintero J.C. 2008. Revision of the distribution of *Corbicula fluminea* (Müller 1744) in the Iberian Peninsula. *Aquatic Invasions* 3(3): 355-358.
- Petts, G.E., Amoros, C. (Ed.) 1996. *Fluvial Hydrosystems*. Chapman and Hall Ltd. London.
- Platts, W.S., Megahan, W.F., Minshall, G.W. 1983. *Methods for evaluating stream, riparian and biotic conditions. Intermountain Forest and Range Experiments Station*. General Technical Report INT-138. Ogden.
- Ricciardi, A., Neves, R.J., Rasmussen, J.B. 1998. Impeding extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J. Animal Ecol.* 67: 613-619.
- Ricciardi, A. 2003. Predicting the impacts of an introduced species from its invasion history: an empirical approach applied to zebra mussel invasions. *Freshw. Biol.* 48: 972-981.
- Robinson, J.V., Wellborn, G.A. 1988. Ecological resistance to the invasion of a freshwater clam, *Corbicula fluminea*: fish predation effects. *Oecologia* 77: 445-452.
- Rosa, I.C., Pereira, J.L., Gomes, J., Saraiva, P.M., Gonçalves, F., Costa, R. 2011. The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? *Ecol. Econ.* 70: 1805-1813.
- Scott-Wasilk, J., Downing, G.G., Lietzow, J.S. 1983. Occurrence of the asiatic clam *Corbicula fluminea* in the Maumee River and western lake Erie. *J. Great Lakes Res.* 9(1): 9-13.
- Schmidlin, S., Baur, B. 2007. Distribution and substrate preference of the invasive clam *Corbicula fluminea* in the river Rhine in the region of Basel (Switzerland, Germany, France). *Aquatic Sci.* 69: 153-161.
- Sousa, R., Guilhermino, L., Antunes, C. 2005. Molluscan fauna in the freshwater tidal area of the River Minho estuary, NW of Iberian Peninsula. *Ann. Limnol.* 41 (2): 141-147.
- Sousa, R., Rufino, M., Gaspar, M., Antunes, C., Guilhermino, L. 2008a. Abiotic impacts on spatial and temporal distribution of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774)

in the River Minho Estuary, Portugal. *Aquatic Conservation, Mar. Freshw. Ecosyst.* 18: 98–110.

- Sousa, R., Nogueira, J.A., Gaspar, M., Antunes, C., Guilhermino, L. 2008b. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 80: 289-295.
- Sousa, R., Pilotto, F., Aldridge, D.C. 2011. Fouling of European freshwater bivalves (Unionidae) by the invasive zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Fresh. Biol.* 56: 867-876.
- Strayer, D.L., Caraco, N.F., Cole, J.J., Findlay, S., Pace, M.L. 1999. Transformation of freshwater ecosystems by bivalves. A case study of zebra mussels in the Hudson River. *BioScience* 49(1): 19-27.
- Velde, Van der G., Rajagopal, S., Bij de Vaate, A. (Ed.) (2010) *The zebra mussel in Europe*. Backhuys Publishers. Leiden.
- Vincent, T., Brancotte, V. 2000. The invasive Asian bivalve *Corbicula fluminea* (Heterodonta, Sphaeriacea, Corbiculidae) in the drainage basin of the Seine (France): first systematic prospecting and hypothesis on the colonization. *Hydro-écologie Appl.* 12(1-2): 147-158.
- Vohmann, A., Borcherdig, J., Kureck, A., Vaate, A. di, Arndt, H., Weitere, M. 2010. Strong body mass decrease of the invasive clam *Corbicula fluminea* during summer. *Biol. Invasions* 12: 53-64.
- Werner, S., Rothhaupt, K.O. 2008. Mass mortality of the invasive bivalve *Corbicula fluminea* induced by a severe low-water event and associated low water temperatures. *Hydrobiologia* 613: 143-150.
- Zhu, B., Mayer, C.M., Heckathorn, S.A., Rudstam, L.G. 2007. Can Dreissenid Attachment and Biodeposition Affect Submerged Macrophyte Growth? *J. Aquatic Plant Manag.* 45: 71-76.



- Fecha de recepción/Date of reception: 02.09.2013

- Fecha de aceptación/Date of acceptance: 15.11.2013

Anexo. Densidades por parcela de almeja asiática (almejas/m<sup>2</sup>) en Europa registradas en los últimos 12 años. (Dmn: densidad mínima; Dmx: máxima; códigos nacionales según la nomenclatura internacional).

Annex. Asian clam density (clams/m<sup>2</sup>) in Europe over the last 12 years. (Dmn: minimum density per sampler plot; Dmx: maximum; Country according to international code of nomenclature).

	Referencia	Lugar	País	Fecha	Dmn	Dmx	
Cauces fluviales	Mouthon 2001	Saône	FRA	1996-1999	200	934	
	Mouthon 2003	Saône	FRA	1997-2000	180	715	
		Rhône			20	2.350	
		Dender	BEL		2000	60	164
	Nguyen & De Pauw 2002	Meuser				1.000	
						100	
						80	
						50	80
	Vincent & Brancotte 2000	Seine (La Marne)				35	50
						1	20
						2.500	
						100	
	Beran 2006	Chet	GBR	2001		2.500	
						100	
	Elliot & Ermgassen 2008	Chet, Norkfold	GBR	2003		1.089	
						339	
						1.394	
472							
Schmidlin & Baur 2007	Rhin y tributarios	GER	2003	1	600		
					98		
Elliot & Ermgassen 2008	Thames (Ham)	GBR	2006		296	1.000	
					2.120		
Lois 2010	Mero (Cambre-Sigras)	ESP	2009		1.960		
					6		
Munjju & Shubernetski 2010	Prut	MDA	2009				
Vohmann et al. 2010	Rhine	GER	2009		860		
Caffrey et al. 2011	Nore	GBR	2010	311	330		
Este estudio 2011	Ebro (Castejón)	ESP	2011	417	15.100		
Estuarios	Elliot & Ermgassen 2008	Norfolk broads	GBR	2003	130	509	
		Miño	ESP	2004	203	4.130	
	Sousa et al. 2005	Lima			1	60	
		Miño	ESP-POR	2005	80	4.185	
	Sousa et al. 2008a	Miño	ESP-POR	2005-2006	92	2.152	
	Sousa et al. 2008b	Miño	ESP-POR	2005-2006	92	2.152	
	Franco et al. 2011	Mondego	POR	2008	48	>21.400	
Ilarri et al. 2011	Minho	POR	2009		777		
Caffrey et al. 2011	Barrow	GBR	2010	3.333	8.151		
Canales	Nguyen & De Pauw 2002	Dessel-Schoten	BEL	1999		200	
		Moselle	FRA	2002	2.000	3.000	
	Brancotte & Vincent 2002	Loire Lateral	FRA	2002-2003	88	>5.000	
					93	>3.500	
Mouthon & Parghentanian 2004	Roanne						

