

RESCATE DE UNA POBLACIÓN DE *MARGARITIFERA MARGARITIFERA* L. (BIVALVIA: MARGARITIFERIDAE), PREVIO AL LLENADO DEL EMBALSE DE IRUEÑA (RÍO ÁGUEDA, SALAMANCA). LECCIONES APRENDIDAS A POSTERIORI

JAVIER MORALES MARTÍN Y MIGUEL LIZANA AVIA¹

RESUMEN

Durante el verano de 2010 se realizó el rescate de una población de la náyade amenazada *Margaritifera margaritifera* previo al llenado del embalse de Iruña (río Águeda, SO de Salamanca). Dicha acción se contempla dentro del programa de conservación de la biodiversidad que implementó la declaración de impacto ambiental -DIA- de la obra. En 1995 la DIA obligó a rebajar en 12,5 m la cota inicial de llenado del embalse para preservar la biodiversidad del valle y así no talar la aliseda en alrededor de 8 km del cauce principal del río Águeda.

Casi todas las náyades vivas (el 97%, N= 945) fueron rescatadas en el tramo de cola del embalse entre las cotas 766,5 y 776,5 msnm. También se recogieron los ejemplares muertos recientemente (N= 306 conchas). Simultáneamente se pudieron rescatar 128 ejemplares de *Unio delphinus* que se encontraron en sintopía.

Esta medida ha sido suficiente para preservar la metapoblación más meridional de la especie en España ya que con la cota inicial de llenado se hubiera destruido totalmente el hábitat disponible en este río aguas arriba de la cota actual; precisamente el tramo que se ha utilizado para realojar a los ejemplares ahora translocados. Sin embargo una rebaja algo mayor hubiera permitido no tener que afrontar el rescate, una acción que se ha demostrado en múltiples ocasiones como muy poco eficaz ya que las náyades frecuentemente sufren mortandades masivas a causa de rechazar los nuevos sustratos y por arrastre de las avenidas invernales.

Palabras clave: *Margaritifera margaritifera*, rescate y traslado, embalse de Iruña, río Águeda.

SUMMARY

Along the summer of 2010, a population of the endangered freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* was rescued previously to the filling the Iruña reservoir (river Agueda, SW of the

¹Dpto. Biología Animal, Universidad de Salamanca. 37007. Salamanca.
e-mail: mormarja@usal.es

Recibido: 12/08/2011.
Aceptado: 14/12/2011.

province of Salamanca, Spain). This action was imposed in the strategy for biodiversity conservation included in the environmental impact declaration (spanish acronym DIA) of the dam construction and it has been a landmark for the conservation of this mussel. In the year 1995, the DIA obliged to reduce the initial height of the dam in 12,5 m in order to preserve part of alluvial forests of *Alnus glutinosa* (a protected habitat for the European Habitat Directive) in a stretch of 8 km of the river Agueda.

Practically all (97%, n=945 individuals) the alive pearl mussels of the population were rescued in the higher end of the reservoir, among the altitude range of 766,5 and 776,5 meters above sea level. All the recently dead individuals were also collected (n=306 shells). One hundred and twenty eight individuals of freshwater mussel, *Unio delphinus*, which were in syntopy with the pearl mussel, were also rescued.

The translocation permitted to preserve the more southern metapopulation of this pearl mussel in Spain because the filling up of the reservoir would have destroyed the optimal habitat for the species, just in the place where the relocated individuals have been now moved to. A even further reduction of the wall height would have supposed not to translocate the mussels, an important risk because in other occasions this measure was not useful with other species. Pearl mussels suffer high mortality rates because they sometimes reject new substrates or by the trolling of winter floods.

Key words: *Margaritifera margaritifera*, rescue & translocation, Iruña reservoir, river Águeda, central Spain.

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El bivalvo *Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758 (Bivalvia; Unionoidea) pertenece a un grupo de moluscos dulceacuícolas que poseen un ciclo vital singular, basado en que una parte del mismo se desarrolla de forma enquistada en un pez hospedador. Esta adaptación biológica es la característica más resaltable de estos bivalvos denominados genéricamente «náyades». El hospedador óptimo de esta especie es el salmón del Atlántico (*Salmo salar*), y en su defecto lo es la trucha común (*S. trutta*). La ausencia de salmones en la mayoría de los ríos de Europa occidental obliga al molusco a basar el periodo larvario de fijación sobre las truchas, y en muchos casos ha terminado en el colapso del ciclo reproductor (MORALES, 2007; ARAUJO, 2008). Este problema es especialmente relevante en las poblaciones interiores, donde únicamente se dan las condiciones que ambas especies requieren en zonas montañosas. La especie está

catalogada «en peligro, EN» (ARAUJO, 2008) y más recientemente «en peligro crítico, CR A2b» a nivel europeo (CUTTELOD, 2011).

En España únicamente habita en ríos salmoneeros y trucheros de aguas limpias y poco calcificadas, frías, ácidas, transparentes y muy bien oxigenadas, con fondos de rocas, piedras y gravas en ocasiones con sustratos finos y arenosos del (ZIUGANOV *et al.*, 1994, GITTINS *et al.*, 1998; HASTIE *et al.*, 2000; MORALES *et al.*, 2004; OUTEIRO *et al.*, 2008). Suele formar colonias en zonas sombrías y cercanas a la orilla coincidiendo en los ríos peninsulares con tramos en los que se conserva el bosque de ribera original. Los juveniles son la etapa más exigente con la calidad del hábitat epibentónico, de manera que la conservación íntegra del ecosistema ripario (agua, sedimento, bancos de arenas y gravillas, orillas del cauce, bosque de ribera, laderas) es imprescindible para el reclutamiento de jóvenes náyades (ZIUGANOV *et al.*, 2001; GEIST & AUERSWALD, 2007; GEIST & KUEHN, 2008; MORALES *et al.*, 2007; ÖSTERLING *et al.*, 2010).

En la Península Ibérica se conocen poblaciones desde casi el nivel del mar (río Eo, en Lugo) hasta zonas trucheras a más de 1.000 m de altitud (río Bibey, en Zamora) dispersas por todo el cuadrante noroccidental (MORALES, 2007; ARAUJO *et al.*, 2009) (figura 1). Si bien la especie era conocida desde hace décadas en ríos gallegos de la vertiente atlántica (BAUER, 1986), todas las poblaciones interiores (cuencas del Duero y del Tajo) de la especie han sido descubiertas durante la última década (figura 1). Este es el caso de la cuenca alta del río Águeda, en el SO de la provincia de Salamanca, donde existía desde hace décadas el proyecto de construcción de un gran pantano

de regulación: el embalse de Iruña (también llamado de Fuenteguinaldo).

Durante el periodo de información de esta obra se produjo un amplio debate social (ESPIÑOZA, 1995) entre los promotores de la presa y aquellos que en vista del impacto severo sobre el medio natural que supondría eran partidarios de otras soluciones para laminar las avenidas del río y evitar inundaciones. Existía entre ambientalistas y estudiosos un cierto consenso sobre el excepcional valor ecológico y cultural de los valles a inundar (CRUZ-SAGREDO, 2008) avalado por el trabajo realizado por las áreas de Ecología, Zoo-

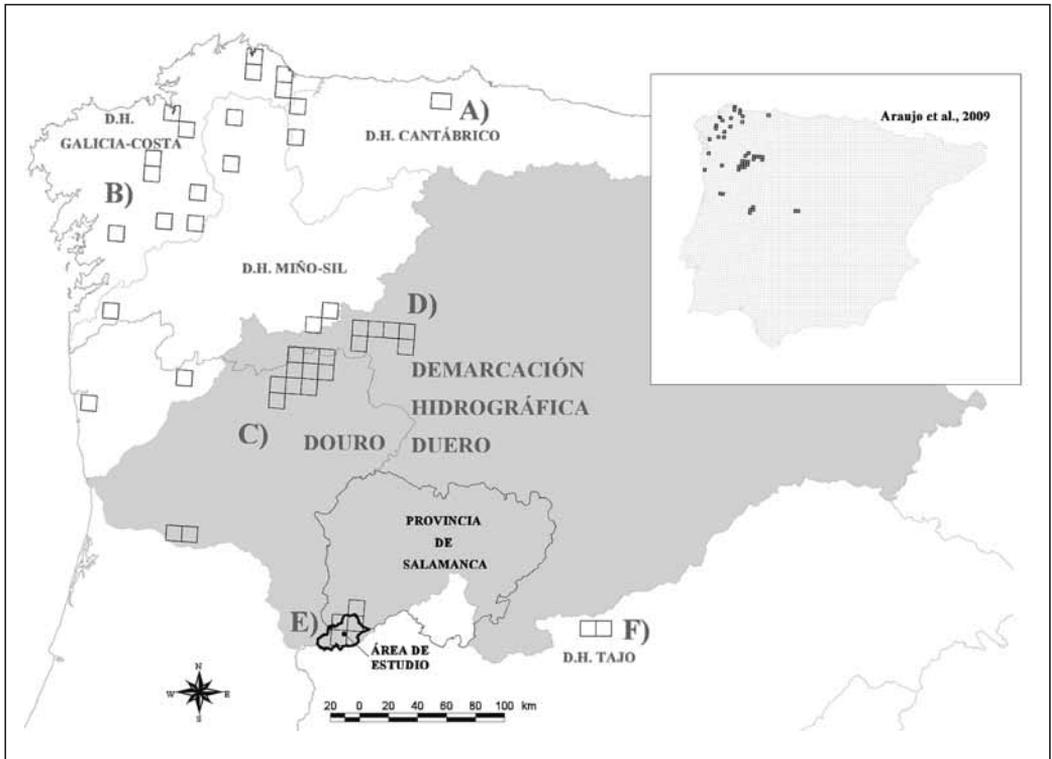


Figura 1. Localización del área de estudio en la provincia de Salamanca y del área de distribución de las seis poblaciones conocidas de *M. margaritifera* en el cuadrante noroccidental de la Península Ibérica (cuadrículas UTM 10x10 km) según la reciente revisión de ARAUJO *ET AL.* (2009). Elaboración propia a partir de datos de: A) Cuenca del Narcea, según ÁLVAREZ-CLAUDIO *ET AL.*, 2000; B) Ríos Gallegos, según BAUER, 1986 y OUTEIRO *ET AL.*, 2008; C) Subcuencas del Tuella, Rabaçal y Paiva (Douro), y cuencas del Cávado y Neiva, según REIS, 2003; D) Cuencas del Tera, Negro (Douro) y Bibey, según MORALES, 2007, MORALES *et al.*, 2004; E) Cuenca del Águeda, según VELASCO *ET AL.*, 2002; F) Cuenca del Alberche, según VELASCO *ET AL.*, 2006.

Figure 1. Study area in the province of Salamanca and range of the six populations of *M. margaritifera* in the northwest Iberian Peninsula (UTM 10x10 km squares), according to the recent review by ARAUJO *ET AL.* (2009).

logía y Botánica de la Universidad de Salamanca, dentro del Estudio de Impacto Ambiental (documento inédito). A pesar de lo cual, las Administraciones ambientales regional y nacional resolvieron la creación del embalse dentro del marco del Plan Hidrológico Nacional. La Declaración de Impacto Ambiental (DIA) de 1995 concluye que su creación es «admisibile» a pesar del daño ambiental, y prevé reducir su impacto mediante dos tipos de medidas: 1/ la reducción de su extensión mediante la rebaja de 12,5 m en la cota de la presa y 2/ la compensación ambiental mediante un programa de restauración hidrológico-forestal y de mejora de la biodiversidad. Éste incluye trabajos de reforestación, revegetación en laderas, mejoras del patrimonio natural y etnográfico ligado a las riberas y la monitorización y rescate, en su caso, de las especies protegidas.

Finalmente, se ha construido un presa de 81 m de altura sobre el cauce, pero según las instrucciones derivadas de la DIA que obligaba a reducir la cota inicial de coronación de la presa para respetar unas 400 Ha de bosque mixto del Espacio Natural de «*El Rebollar*» (LIC ES4150032) y varios kilómetros de bosque de ribera incluidas en las «*Riberas del río Águeda y Afluentes*» (LIC ES4150087) únicamente tiene la capacidad de llenado hasta una altura de 68,5 m sobre sus cimientos. El embalse con la nueva cota máxima a 773,5 msnm crea una cubeta de 600 Ha y 110 Hm³ que inunda unos 14 km del cauce del río Águeda (figura 2) a máximo nivel normal (LÁZARO & BUENO, 2003).

Tras el descubrimiento durante el seguimiento ambiental de las obras iniciadas en 1996 de una población relictica de *M. margaritifera* en parte del tramo afectado por el proyecto, se resuelve en 2006 realizar las acciones de rescate y traslado de los efectivos de la población afectada aguas arriba de los tramos a inundar, como única forma de compatibilizar la obra con la supervivencia de la población ibérica más meridional de la especie (VELASCO *et al.*, 2002). Los objetivos del trabajo realizado en 2010 fueron: 1/ localización de todos los ejemplares vivos en la zona a inundar, 2/ localizar

zonas óptimas para la especie, ocupadas actualmente por el resto de la población, ubicadas aguas arriba de la cubeta y 3/ recogida, mantenimiento, traslado y ubicación de las náyades en los sustratos de esas zonas elegidas.

MATERIAL Y MÉTODOS

Como consecuencia de los trabajos del Programa de Vigilancia Ambiental durante la fase de construcción de la presa se pudo caracterizar inicialmente la distribución y ecología de esta metapoblación relictica de *M. margaritifera*. A partir de estos datos (VELASCO *et al.*, 2002) se implementa como medida compensatoria una acción de localización de todas las náyades afectadas y su traslado aguas arriba. El rescate y la localización de las parcelas a las que se iban a trasladar los ejemplares rescatados se realizó durante la época de aguas bajas (agosto-septiembre).

El tramo de cauce a prospectar en el interior de la cubeta se dividió en 11 tramos: 7 para el río Águeda y 4 para el Mayas, que a su vez se dividieron en subtramos en función de la topografía local, la granulometría del fondo y la pendiente de cada uno de ellos; de esta forma se presentan los datos distribuidos en un total de 24 subtramos (figura 2). La parte más próxima a la presa no se pudo prospectar debido al nivel inicial de inundación y de turbidez del agua que presentaba durante el verano de 2010, así como en los anteriores meses, por lo que ya no presentaba ninguna capacidad de albergar estos animales vivos.

El cauce del Águeda se muestreó entre las cotas 715 msnm (próxima a la presa) y 774 msnm (desembocadura del Riofrío), un total de 14 km. En el río Mayas se prospectó desde la cota 750 msnm hasta el puente de la carretera local DSA-365 (Robleda a El Sahugo) en la cota 774 msnm, en total 9 km. Para designar las zonas de traslado se eligieron «in situ» los mejores puntos en los que se detectó a la especie, siguiendo las prescripciones de COPE *et al.* (2003). Estas parcelas de translocación no se

incluyen en detalle en la figura 2 por motivos de seguridad para las nuevas colonias y se ubican entre el punto de desembocadura del río Riofrío y el puente de la carretera CV-85 sobre el río Águeda (figura 2).

Los datos que se presentan en este trabajo representan los resultados de dicho plan de rescate de la especie en la cubeta del embalse durante los meses de agosto y septiembre de 2010. Durante las prospecciones de campo se

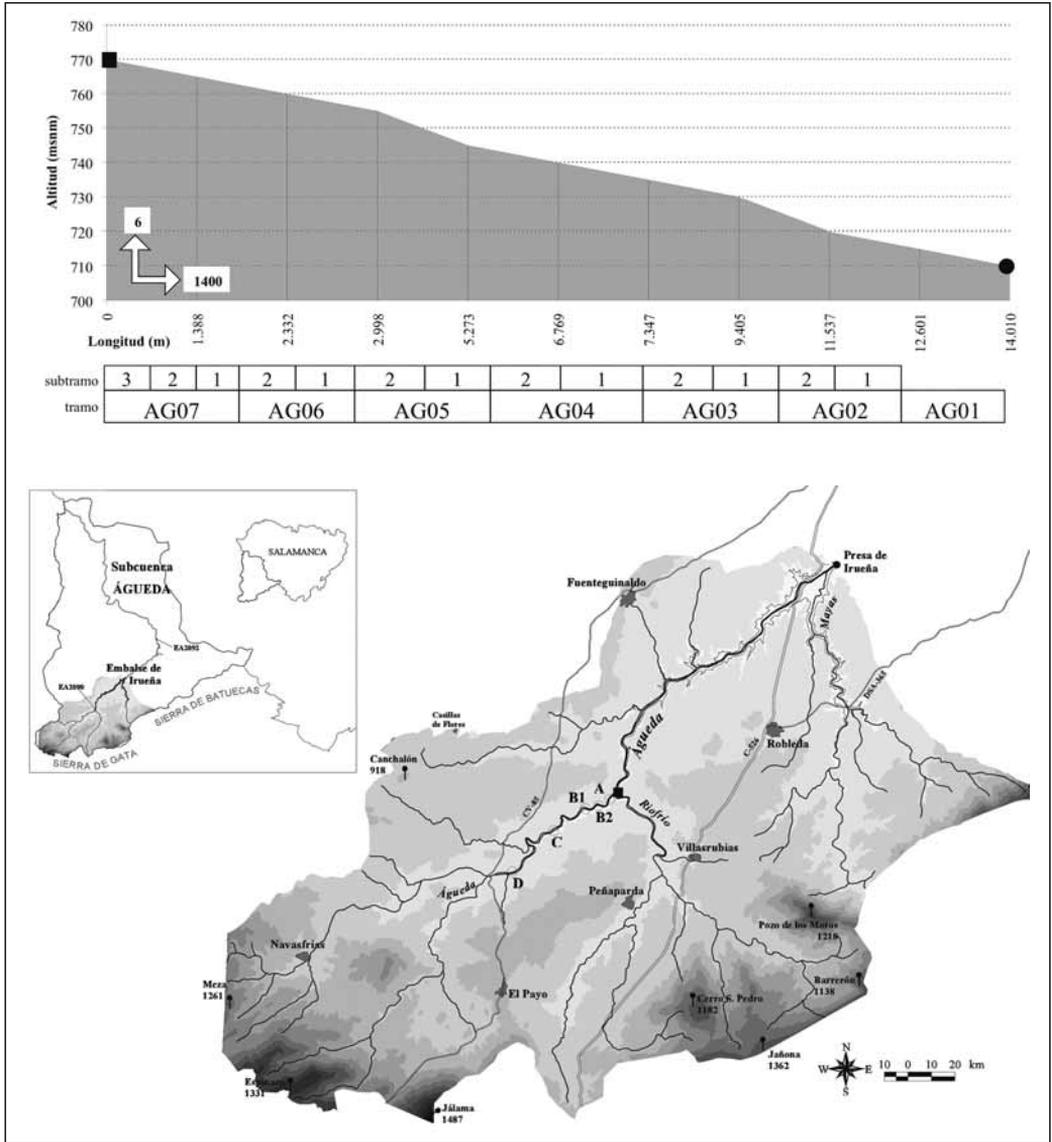


Figura 2. Perfil altitudinal del tramo rescatado (arriba) y localización del embalse de Iruña en la parte alta del río Águeda. Se muestran las principales poblaciones, carreteras, la red hidrográfica, las estaciones oficiales de aforos (E.A.), las parcelas de translocación de náyades (A – D), así como los principales hitos altimétricos de la vertiente norte de la Sierra de Gata.

Figure 2. Altitudinal profile of the stretch where the rescue was done (above) and location of the Iruña reservoir in the upper river Águeda.

realizó una caracterización de las principales características fisiográficas y litológicas del cauce; así como un estudio biométrico de los ejemplares rescatados y la conchas encontradas en las orillas del río.

Las náyades fueron localizadas por inspección visual de los fondos en todo el tramo rescatado con profundidad inferior a 1,2 m mediante la realización de recorridos paralelos a la orilla por parte de cuatro operarios trabajando en paralelo dentro del agua con batiscopios de mano, y auxiliarmente mediante el palpado de los fondos. Los tramos más profundos con hábitat propicio «a priori» para la especie objeto del trabajo se revisaron puntualmente mediante inspección visual con técnicas de snorkel. Durante toda la extensión del rescate en los tramos someros se inspeccionó el 100% de los fondos, independientemente de la idoneidad de los mismos para la especie; incluyendo orillas, huecos entre los tocones de raíces o piedras de mampostería de los presas tradicionales, taludes de isletas, bancos de arenas en meandros y huecos del fondo del cauce donde se asientan gravillas. De esta forma se aseguró localizar a los ejemplares ubicados en localizaciones óptimas como otros empujados por la corriente a lugares subóptimos.

Asimismo se procedió a la inspección visual de una banda de 25-10 m de anchura a los márgenes de la línea de *bankfull* del cauce por un quinto operario encargado de localizar las conchas allí depositadas. En los bancos de arenas en los que se procedió a cerandar el sustrato en busca de juveniles también se localizaron náyades de la especie *U. delphinus* que fueron incorporados a los traslados de esta acción de rescate. Para esta operación se utilizaron tamices de 10, 5 y 1 mm de luz de malla. En cada tramo se anotaron las principales características de las orillas, lecho del río, corriente y granulometría del fondo (%), siguiendo la clasificación de PLATTS *et al.* (1983). A lo largo del gradiente altitudinal del embalse se tomaron datos básicos sobre la profundidad media, la pendiente media del cauce y la tipología del sus-

trato. La pendiente aproximada de cada tramo se calculó sobre un modelo MDE (equidistancia 1 m) en un sistema de información geográfica GIS.

Los ejemplares se mantuvieron almacenados en tramos de corriente dentro del propio río, un tiempo mínimo hasta su transporte, en condiciones de aireación forzada y conservación de la temperatura del agua, hasta las parcelas definitivas en los tramos de translocación. De cada ejemplar se registraron sus principales medidas biométricas de la concha: longitud (L), altura (A) y anchura (An), según se describe en ANTHONY *et al.* (2001) y PRESTON *et al.* (2010). Posteriormente fueron recolocados uno a uno en posición vertical sobre sustratos adecuados. Durante las operaciones de rescate y translocación la calidad del agua del río fue monitorizada «in situ» mediante el uso de una sonda portátil multiparamétrica Hanna HI9828.

RESULTADOS

Rescate de náyades

En los 11,3 km de cauce del río Águeda en los que se hizo el trabajo de rescate se localizaron 945 ejemplares adultos de *M. margaritifera* (margaritiferas en adelante); así como restos de otros 306, de ellos 15 de muerte muy reciente (tabla 1). No se localizaron en los tramos más próximos a la presa (AG01 —> AG04); en el recorrido intermedio se hallaron sólo ejemplares dispersos por el cauce (AG05 y AG06) y en la parte de cola del embalse se recogieron la mayoría de ellas. El rescate se completó con la localización y recogida de 128 individuos de *U. delphinus* (unios en adelante); junto con restos de otros 212 individuos, la mayoría muertos en un agregado varado en un banco de arena desecado. No se encontraron ejemplares de menos de 62 y 27 mm para ambas especies, respectivamente. En el tramo recorrido del río Mayas, el principal afluente en la zona afectada por el embalse (figura 2), no se localizaron náyades vivas, ni restos de sus conchas (tabla 1).

TRAMO	RECORRIDO (km)	NÁYADES RESCATADAS		CONCHAS RECOGIDAS	
		<i>M. margaritifera</i>	<i>U. delphinus</i>	<i>M. margaritifera</i>	<i>U. delphinus</i>
RÍO ÁGUEDA	11,324				
AG01	1,365	0	0	0	0
AG02	1,205	0	0	6	45
AG03	2,089	1	93	18	151
AG04	1,481	0	3	8	5
AG05	1,750	14	3	32	0
AG06	1,911	9	0	0	0
AG07	1,523	921	29	242	11
RÍO MAYAS	4,616				
MY01 - MY04		0	0	0	0
RECuento TOTAL:		945	128	306	212

Tabla 1. Número de náyades vivas rescatadas y conchas encontradas a lo largo de los 11 tramos en los que se dividió el área de estudio.

Table 1. Number of mussels rescued alive and shells found along the 11 sections in which the study area was divided.

Los resultados de localización de náyades fueron muy desiguales en función de las condiciones locales del tramo; en 3 de los 7 siete tramos no se hallaron margaritiferas y un único tramo (AG-07) albergaba el 97% (921 de 945) de los ejemplares vivos (tabla 1). La mayoría de estas 921 margaritiferas se localizaron en agregados de más de 100 individuos de una misma tabla somera a lo largo de 396 m de río. En los dos tramos más próximos a la presa no se localizaron unios vivos (figura 3); que fueron encontrados fundamentalmente en los tramos AG-03 y AG-07 (tabla 1).

La densidad relativa de ejemplares en este punto del tramo medio de AG-07 resultó ser de 1,86 náyades/m de orilla, siendo puntualmente en algunos bancos de gravillas superior a 25 náyades/m²; aunque el patrón general resultó ser de pequeños grupos (5-15 individuos en contacto) en los subtramos de AG07-2 y de ejemplares aislados en el resto. En 14 (el 58%) de los 24 subtramos no se encontraron margaritiferas, así como en 16 (el 66%) no se localizaron unios. Únicamente en 5 de los 13 subtramos (el 38%) positivos se hallaron ambas especies juntas (figura 3), con resultados estadísticamente no significativos (Test de Wilcoxon T= 21,00; Z= 1,72; p= 0,086 NS).

La mayoría de las margaritiferas se encontraban ubicadas en la zona de cola del embalse (cota superior a 752 msnm) y únicamente 24 ejemplares (el 2,5%) fueron hallados entre la presa y la cota 745 msnm. Mientras que para los unios se invierte este patrón y se ubicaban en el curso medio del tramo de río Águeda a inundar, con 96 ejemplares (el 75%) por debajo de la cota 735 msnm (figura 3).

Caracterización del hábitat

La pendiente del cauce presentó un amplio rango (0,14 – 0,85%) y la profundidad media de las parcelas en el momento del rescate estuvo comprendida entre 15 y 110 cm. La composición granulométrica del fondo en el río Águeda resultó variada, no siendo la roca madre más abundante del 20% en ninguna parcela; para las demás clases la dominancia máxima osciló entre el 25 y 35%. En los tramos del río Mayas se encontró una litología predominante de roca, bloques y gravas grandes, muy poco propicias para las náyades.

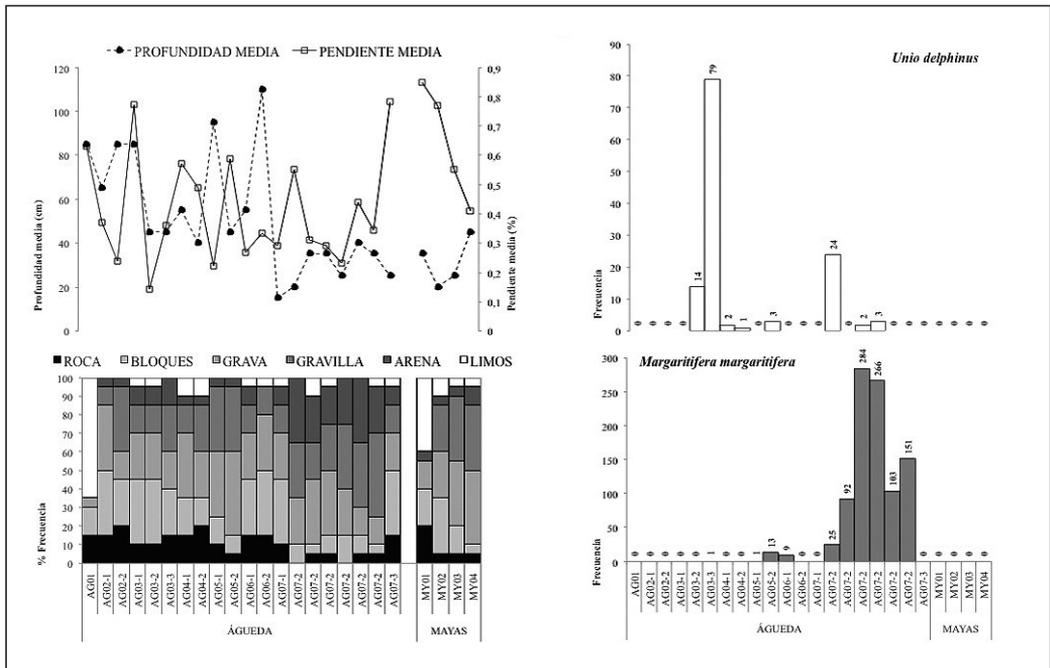
Las clases granulométricas más gruesas (roca+bloques) resultaron más abundantes en los tramos sin náyades que la suma porcentual de las demás (figura 3). Siendo los valores medios de r+b= 38,21% para tramos sin

margaritiferas y $r+b=20\%$ para los que sí tienen. En el caso de los unios $r+b=26,25\%$ para los tramos con presencia y de $32,81\%$ para los tramos de ausencia de esta especie. La proporción de Gravas+gravillas+arenas resultó ser superior para los tramos con presencia de alguna de las especies estudiadas: $G+g+a=77,50\%$ para las parcelas positivas. Se encontraron diferencias significativas entre estas características fisiográficas del cauce para los tramos con *M. margaritifera* y sin ellas $\chi^2=33,29$ ($df=6$, $p < 0,01$ **) y no significativas para aquellos con *U. delphinus* vivos $\chi^2=9,98$ ($df=6$, $p < 0,12$ NS). La comparación no paramétrica de valores medios para los siete parámetros estudiados mediante el test de los Signos (Z) resultó significativo para todas las comparaciones de ambas especies con los sustratos más finos y con la profundidad media de las parcelas (tabla 2), pero no lo fue

para las comparaciones de litologías gruesas y la pendiente del cauce.

Translocación de las náyades

Todos los ejemplares tras un breve periodo de estabilización en las corrientes del río fueron translocadas aguas arriba de la zona afectada por el embalse. Se repartieron a lo largo de cinco subtramos formando agregados en las mejores ubicaciones del lecho del río, con el fin de contribuir además de a su rescate de las aguas embalsadas a una mayor proximidad entre los ejemplares que facilite la fecundación cruzada, así como una mayor efectividad para la infección de los alevines de trucha por parte de los gloquidios. Las margaritiferas con preferencia en sustratos de gravillas, y zonas muy sombreadas por la ali-



	n	Z / R	p	
PENDIENTE MEDIA vs. <i>M. margaritifera</i>	24	0,61 / - 0,35	0,54 0,09	
PENDIENTE MEDIA vs. <i>U. delphinus</i>	24	1,43 / -0,14	0,15 0,51	
PROFUNDIDAD MEDIA vs. <i>Mm</i>	24	2,25 / -0,24	0,02 0,25	*
PROFUNDIDAD MEDIA vs. <i>Ud</i>	24	3,88 / -0,16	0,00 0,46	**
ROCA vs. <i>Mm</i>	24	1,84 / -0,61	0,07 0,00	**
ROCA vs. <i>Ud</i>	24	3,06 / -0,20	0,00 0,33	**
BLOQUES vs. <i>Mm</i>	24	1,84 / -0,62	0,07 0,00	**
BLOQUES vs. <i>Ud</i>	24	3,88 / -0,13	0,00 0,53	**
GRAVA vs. <i>Mm</i>	23	2,50 / 0,04	0,01 0,84	*
GRAVA vs. <i>Ud</i>	24	4,29 / 0,14	0,00 0,50	**
GRAVILLA vs. <i>Mm</i>	22	2,35 / 0,51	0,02 0,00	* **
GRAVILLA vs. <i>Ud</i>	22	4,05 / 0,14	0,00 0,50	**
ARENA vs. <i>Mm</i>	22	1,92 / 0,71	0,05 0,00	* **
ARENA vs. <i>Ud</i>	22	3,62 / 0,29	0,00 0,17	**

Tabla 2. Resultados de la comparación mediante el test de los Signos (Z) y el coeficiente de correlación de rangos de Spearman (R) para las variables fisiográficas y litológicas del río Águeda, en función de la presencia de las dos especies de náyades estudiadas.

Table 2. Results of the comparison using the sign test (Z) and the coefficient of Spearman rank correlation (R) for the physiographic and lithologic variables of the Águeda River, depending on the presence of two studied mussels.

seda; y los unios en los areneros de zonas más abiertas y soleadas. Asimismo se propició la ubicación de ejemplares lejos de puentes o pasos de ganado, y en puntos alternos en ambas orillas del cauce.

Los 1.073 individuos vivos que se recogieron del río en la cubeta del embalse fueron repartidos en un tramo apto para ambas especies y ubicados junto a colonias existentes que previamente se habían localizado aguas arriba del embalse. En concreto se repartieron como se muestra a continuación (Subtramo: margaritiferas/unios): A: 266/3, B1: 25/27, B2: 243/0, C: 103/0, D: 308/98. La localización de este tramo de translocación se muestra en la figura

2, en la que se omite de forma intencionada la ubicación precisa de estos cinco lugares.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Las translocaciones son movimientos deliberados de animales, o poblaciones enteras, de una parte de su rango de distribución a otra. Se trata de una herramienta desarrollada durante las últimas décadas para conseguir conservar o gestionar fauna silvestre dulceacuícola amenazada, en especial de especies sésiles y/o con escasa dispersión, como es el caso de las náya-

des. Dichas actuaciones son ejecutadas por lo general a causa de graves alteraciones irreversibles de su hábitat debido a grandes proyectos de construcción (COPE & WALLER, 1995; COSGROVE & HASTIE, 2001). Se trata de una estrategia de última opción, cuando únicamente la localización y movimiento de los ejemplares es la única manera de conservarlos.

La náyade *M. margaritifera* es una especie que apenas hace ningún desplazamiento de largo alcance por el fondo del río, salvo los movimientos involuntarios causados por los arrastres de la corriente. Incluso pueden permanecer décadas en el mismo punto, ancladas entre las mismas gravas o bloques del fondo donde nacieron (datos propios inéditos); remarcando de este modo la forma externa de la concha (PRESTON *et al.*, 2010). Su translocación por lo tanto puede resultar traumática y el asentamiento manual de los ejemplares no siempre es aceptado. En ese caso permanecen largos periodos «tumbadas» en posición horizontal y sin anclarse (observación personal), hasta que las riadas las transportan a nuevos puntos del río donde puede o no que encuentren una combinación óptima de gravas y gravillas. COPE & WALLER (1995), COPE *et al.* (2003) y PARADA & PEREDO (2005) aportan datos concluyentes a este respecto para otras especies.

Esta especie habita casi con exclusividad zonas someras de profundidad entre 0,5 y 2 m (ZIUGANOV *et al.*, 1994) y es considerada como propia de tramos rápidos y someros de ríos de caudal permanente y con cierta turbulencia, debido a la gran dependencia que los juveniles tienen de un medio epibentónico muy oxigenado y sin saturación por limos finos de los intersticios. Además los adultos son dependientes de un íntimo contacto durante la época reproductiva con los alevines de trucha, que a su vez seleccionan también estos lugares someros. Por estas razones la inundación de un valle mediante la construcción de un presa superior a 5 metros suponen la pérdida completa y definitiva del hábitat para esta especie y su hospedador.

Su supervivencia en condiciones naturales ya está influenciada por un amplio abanico de factores que actúan directamente sobre las necesidades de alimentación, refugio y reproducción (BAUER, 1987a,b,c; GITTINS *et al.*, 1998; HASTIE *et al.*, 2000). Tras su manipulación y transporte a un medio distinto, que supone cambios en múltiples parámetros epibentónicos abióticos y bióticos, nuevos factores pueden reducir su supervivencia. Entre los que cabe destacar algunos exógenos ligados a los macro y microhábitats que utilizan las náyades como la temperatura, el sombreado, la granulometría y saturación en oxígeno de los intersticios, la profundidad, la velocidad de la corriente y la calidad fisicoquímica del agua y también del medio hiporreico del fondo del río (HAMILTON *et al.*, 1997; BATTLE *et al.*, 2003; MORALES *et al.*, 2007; ÖSTERLING *et al.*, 2010). Otros factores están ligados al propio proceso de localización y transporte (LUZIER & MILLER, 2009), en el que se constata como decisivo el control de la temperatura del agua (WALLER *et al.*, 1995). Así como otros endógenos dependientes del estado inicial de condición de los ejemplares (COPE & WALLER, 1995; COSGROVE & HASTIE, 2001). PECK *et al.* (2007) monitorizan el éxito de conservación de la translocación de náyades a través de los niveles de reservas metabólicas (glicógeno y concentración lipídica) en tejidos del manto un año después.

Estas acciones de rescate y traslado han sido monitorizadas para otras margaritiferas marcadas a lo largo de los años posteriores a su translocación, con un resultado muy poco exitoso (COSGROVE & HASTIE, 2001). En general, entre el 40 y el 60% de los ejemplares no suelen asentarse en el corto plazo en el nuevo punto de translocación y sobreviven a duras penas el primer invierno. COPE & WALLER (1995) muestran resultados más catastróficos para otras especies neárticas mediante la revisión de 33 trabajos publicados que contienen información de 37 proyectos de rescate con resultados que promedian entre 30 y 70% de mortalidad tras el primer año en casi la mitad de los programas de rescate realizados; incluyendo experiencias de translocación desde

pocas decenas de ejemplares hasta más de 18.000 náyades. Alcanzando en casos particulares cifras de mortandad no natural superiores al 90%, incluyendo entre ello un caso con mortalidad del 100% a causa del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) (río Detroit, TRDAN & HOEH, 1993 en COPE & WALLER, 1995).

Por lo tanto las translocaciones de estos bivalvos deben ser planificadas convenientemente y ser evaluadas minuciosamente tanto el momento de su realización como la idoneidad de los lugares receptores. LUZIER & MILLER (2009) diseñan un manual para translocar especies norteamericanas, y establecen 33 prescripciones técnicas que se deberían tener en cuenta durante todo el proceso, agrupadas en los siguientes cinco grupos temáticos: 1/ evaluación previa de las necesidades específicas para la reubicación, 2/ selección de los emplazamientos de recolocación de los ejemplares, 3/ consideraciones biológicas para la supervivencia de los ejemplares durante los desplazamientos y la recolocación, 4/ consideraciones específicas de las actividades de transporte de los individuos y 5/ actuaciones de seguimiento post-recolocación. Siendo este aspecto del seguimiento del éxito de la translocación a través de la supervivencia de los ejemplares movidos y la tasa de reclutamiento en los siguientes años (COPE & WALLER, 1995; COPE *et al.*, 2003; PECK *et al.*, 2007) algunos de los pilares que permiten hacer estas actuaciones con una cierta metodología estandarizada, de la que por el momento se carece para las especies europeas. Sin embargo como reconocen COPE & WALLER (1995) es habitual en este tipo de trabajos la ausencia de un seguimiento a largo plazo, que sólo estuvo presente para cinco años consecutivos tras la translocación en el 16% de los casos que analizan.

Experiencias similares de translocaciones provocadas por grandes infraestructuras no se han realizado en la Península Ibérica para *M. margaritifera*. Se tienen datos plurianuales de rescates y movimientos de corto alcance realizados en la cuenca del Ebro para la población de *M. auricularia* residente en el Canal Imperial (GÓMEZ & ARAUJO, 2008). En este caso durante la dura-

ción de las obras de mantenimiento en los canales se mantienen las náyades en lugares monitorizados tras lo cual se devuelven a los emplazamientos originales, en los que se realiza el seguimiento anual de la condición y supervivencia de los ejemplares marcados (I. Gómez, com. per.). En el caso del río Águeda las náyades translocadas no se han marcado, ya que no era un objetivo contemplado en las acciones diseñadas por la DIA, por lo que no será posible afinar la efectividad real a medio plazo (1-2 años) del rescate de los ejemplares.

La población del Águeda además de representar la distribución más meridional conocida (VELASCO *et al.*, 2002) presenta como característica su ubicación en lechos con predominancia de gravillas y arenas, de forma significativa con un tamaño de grano menor que otras poblaciones interiores estudiadas (MORALES *et al.*, 2004; VELASCO *et al.*, 2006). También singularmente sobreviven a fuertes episodios de estiaje extremo (tabla 3) en los que las náyades adultas sobreviven en pozas aisladas cuando el caudal se entrecorta (J.C. Velasco, com. per.), en unos cauces que a duras penas se pueden calificar como de aguas trucheras. Durante el periodo 2001-2008 se registraron en la estación de aforos EA2092 (figura 2) estiajes extremos (caudal $\leq 0,1 \text{ m}^3/\text{s}$) de 2.319 días (el 85%), con largos periodos habituales anualmente entre primeros de mayo y mediados de noviembre; así como otros a lo largo del año incluyendo días de invierno y primavera (tabla 3). La estación EA2092 muestra los datos durante el periodo aproximado en el que se tiene referencia de la población de margaritiferas en el río Águeda.

La deriva natural de los adultos, causada por las riadas, es un factor imparable y presente casi todos los años. De manera que a lo largo de sucesivas riadas los ejemplares que hayan sobrevivido en condiciones subóptimas de anclaje en las zonas de translocación volverán a ubicarse dentro de los límites del embalse en los próximos inviernos o bien morirán varadas en las orillas. No es posible establecer «a priori» el ritmo de deriva que tendrán los ejemplares rescatados, algo que podría haber sido monitorizado con facilidad si se hubieran

Caudal medio diario (m ³ /s)	Estación EA2090 714 msnm, 320 km ² Sep-1968 / Sep-1992	Estación EA2092 607 msnm, 900 km ² Sep-2001 / Sep-2008
< 0,5	1.623 días	2.400 días
0,5 - 1	1.481	43
1 - 10	3.930	125
10 - 100	1.605	215
> 100	53	41
> 500	3	1

Table 3. Datos de caudal en las estaciones de aforo oficiales de Confederación Hidrográfica del Duero (figura 2), altitud, superficie de la cuenca vertiente y periodo de datos. (Datos diarios del anuario de aforos del CEDEX, tomados de <http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/>).

Table 3. Data flow obtained in the gauging stations (figure 2), altitude, catchment area and data period. (Daily data gauging year-book obtained from CEDEX, <http://hercules.cedex.es/anuarioaforos/>).

marcado los ejemplares. Tal y como se recomienda en el Plan de Acción para la especie en Castilla y León (LIFE-NÁYADE, 2005) se debería establecer un programa de monitorización tras cada riada y cada estiaje intenso en las metapoblaciones conocidas. El avistamiento a tiempo de ejemplares adultos varados tras cada riada y al final del estiaje hace que pueda ser salvada una parte significativa de la población con un mínimo esfuerzo (E. Peñín y J. Morales, datos propios del río Negro, Zamora).

Con respecto a extraer conclusiones en las acciones de translocación de náyades obligadas por la creación de grandes embalses como el de Iruña, cabría resaltar lo siguiente:

1/ la medida de rebaja de la cota inicial de la presa ha podido ser decisiva en la conservación de esta metapoblación en el río Águeda, la más meridional en la Cuenca del Duero, ya que según el nivel de inundación del proyecto inicial (figura 4) hubiera desaparecido además de la población rescatada casi el 100% de su hábitat potencial.

2/ el conocimiento previo de la población, mediante trabajos de censo y caracterización del hábitat, permite introducir en el diseño inicial aspectos relevantes en las decisiones técnicas que permiten rebajar la intensidad del impacto con leves modificaciones. A la luz de los resultados científicos la translocación no es una acción recomendable, debido a la falta de éxito que ya se ha tenido en numerosas localidades y

con varias especies. Como se aprecia en la figura 4 la decisión de rebajar 12,5 m la cota de llenado de la presa se quedó escasa, y aunque consiguió respetar más de 8,5 km de bosque de ribera, obligó a movilizar el 97% de los ejemplares. El rescate no hubiera sido necesario si la rebaja hubiera sido algo mayor (figura 4-C).

3/ los trabajos de búsqueda y recolocación simultánea pueden quedar bloqueados en el supuesto de que el número de ejemplares encontrados supere con mucho la previsión de ejemplares a encontrar. La saturación de los recipientes de mantenimiento de las náyades en vida pueden llegar a comprometer la viabilidad de todo el proceso. Para evitar dichos problemas se debe establecer un censo previo del contingente que será removido, mediante la realización de parcelas aleatorias.

4/ la incertidumbre del comportamiento de los agregados en los nuevos fondos al paso de la primera riada es muy elevada según todos los datos disponibles. Por lo tanto el estudio minucioso de los caudales circulantes en la zona de actuación y los ritmos de flujo más habituales se muestra como definitivo en la elección del periodo de trabajo en el río. Se debe hacer la recolocación de las náyades con suficiente tiempo de reacción para que puedan anclarse en el fondo y así puedan aceptar los nuevos micro-hábitats epibentónicos. En los ríos de la cuenca del Duero la mejor época constatada sería desde finales de agosto a mediados de octubre; pero con gran dependencia

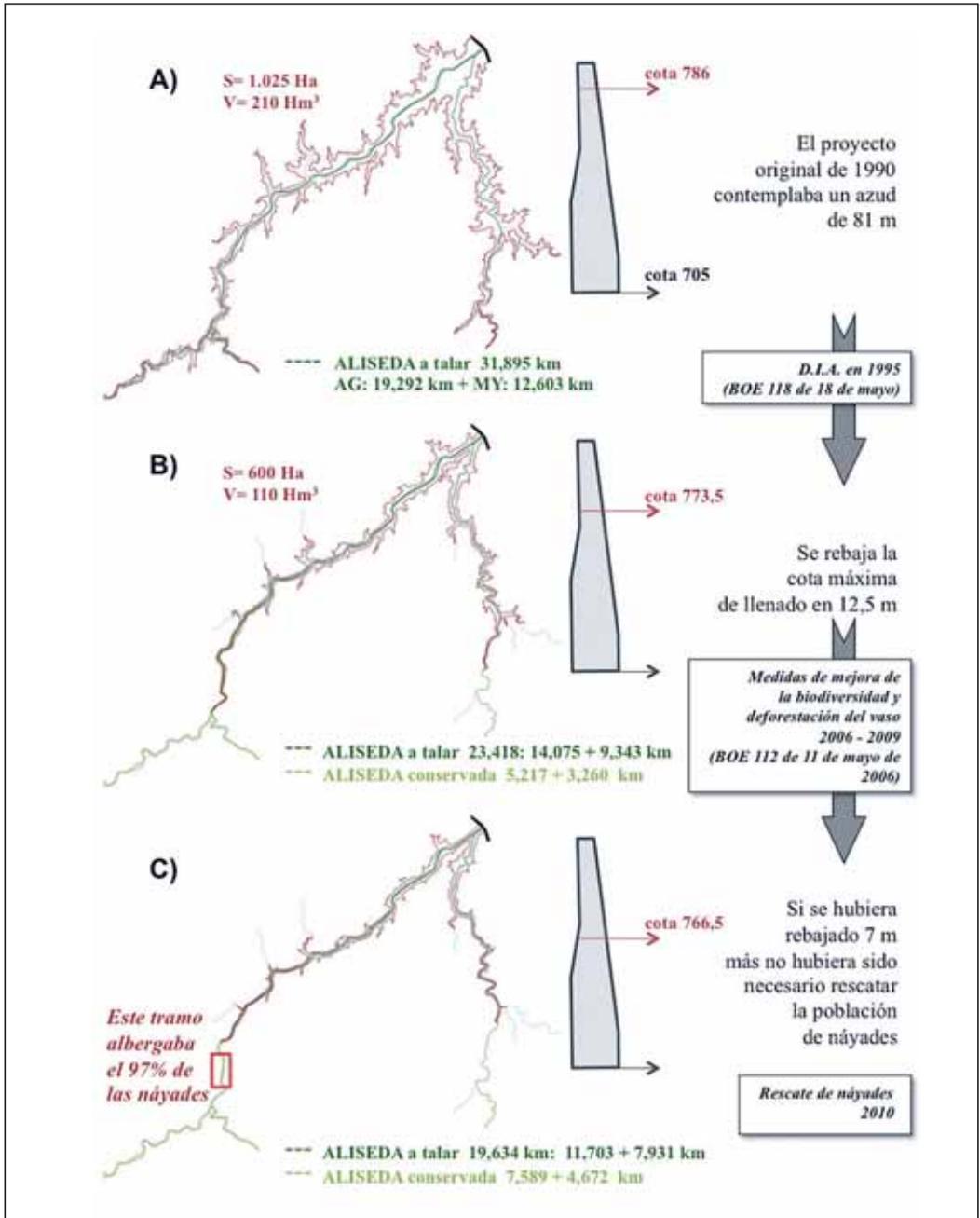


Figura 4. Secuencia de acontecimientos derivados de la DIA de la presa de Iruña (A: proyecto inicial, B: modificación de 1995) y principales conclusiones tras el rescate de náyades (C: hipótesis «a posteriori» del presente trabajo). (S: superficie inundable; V: volumen del embalse; AG: río Águeda; MY: río Mayas).

Figure 4. Sequence of events derived from the Iruña reservoir DIA (A: initial project, B: changes in 1995) and main conclusions after the rescue (C: hypothesis «a posteriori» of this paper). (S: area floodplain, V: volume of the reservoir; AG: river Águeda, MY: river Mayas).

de la climatología otoñal (tormentas locales, lluvias o nieves anticipadas, etc.).

5/ los bancos de gravillas donde se reubiquen los agregados deben ser elegidos cuidadosamente para que sean de fácil asentamiento para las náyades y tengan el calado suficiente para que no queden varadas en posibles sequías consecuentes a la acción de rescate. Las náyades agrupadas en conglomerados aumentan su probabilidad de reproducción cruzada y probablemente sean más eficaces a la hora de atraer a los alevines que deben quedar infectados por sus gloquidios. En este tipo de translocaciones cada uno de los adultos reproductores tiene una gran importancia como portador de unidades genéticas singulares en poblaciones de estructura tan precaria que están a punto de alcanzar el tamaño mínimo viable para mantener la heterocigosis.

6/ los ejemplares rescatados deben ser monitorizados durante un periodo mínimo (3-5 años) para comprobar la tasa de éxito del rescate. Para su control tras largos periodos el mejor método comprobado es el marcaje de los ejemplares con etiquetas plásticas. La recaptura de estos ejemplares marcados permite seguir el éxito de la actuación tras ciclos de sequía / riada, hasta muchos años después de su manipulación inicial; de esta forma se optimizan los recursos científicos y económicos habilitados durante el rescate.

Aunque presenta serios riesgos, la translocación de los adultos amenazados es la única medida adoptable en casos extremos y/o urgentes; a la espera de que se puedan poner a funcionar programas de propagación y cría en cautividad de náyades que cuenten con instalaciones cualificadas para su mantenimiento (ARAUJO & RAMOS, 2001; LIFE-NÁYADE, 2005). Estos programas, apoyados en acciones de repoblación de los ríos con alevines de trucha autóctona y de restauración de sus respectivos hábitats, son el único vehículo de salvación para las últimas poblaciones en ríos interiores ibéricos de *M. margaritifera*.

AGRADECIMIENTOS

Durante todas las fases del trabajo de rescate se contó con el apoyo y asesoramiento técnico del Dr. Rafael Araujo; gracias a su participación se mejoró un borrador de este trabajo. Vicente Paredes y Rubén Fernández participaron en las prospecciones de campo; Raúl Bueno y Marta García en la coordinación de las acciones de rescate. El trabajo se realizó dentro de las acciones contempladas en el «Proyecto de Restauración Hidrológico-Forestal y Mejora de la Biodiversidad en la cuenca alta del río Águeda (Salamanca)», promovido por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (clave: 02.602.238/2111).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ÁLVAREZ-CLAUDIO, C., GARCÍA-ROVÉS, P., OCHARÁN, R., CABAL, J.A., OCHARÁN, F.J. & ÁLVAREZ, M.A. 2000. A new record of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionoidea) from the River Narcea (Asturias, Northwestern Spain). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 93-102.
- ANTHONY J.L., KESLER D.H., DOWNING W.L. & DOWNINGS J. 2001. Length-specific growth rates in freshwater mussels (Bivalvia: Unionidae): extreme longevity or generalized growth cessation?. *Freshwater Biology* 46: 1349-1359.
- ARAUJO, R. & RAMOS, M.A. 2001. *Action Plan for Margaritifera margaritifera*. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention). *Nature and Environment* N° 117: 29-66. Council of Europe Publishing; Strasbourg.
- ARAUJO, R. 2008. *Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758. Pp: 246-253. En Verdú, J. y Galante, E. (eds.). 2008. *Atlas de los invertebrados amenazados de España (Especies en Peligro Crítico y En Peligro)*. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

- ARAUJO, R., REIS, J., MACHORDOM, A., TOLEDO, C., MADEIRA, M.J., GÓMEZ, I., VELASCO, J.C., MORALES, J., BAREA, J.M., ONDINA, P. & AYALA, I. 2009. Las náyades de la Península Ibérica. *Iberus* 27 (2): 7-72.
- BATTLE, J., GOLLADAY, S.W. Y BAMBARGER, A.R. 2003. *Mussel conservation in the Chickasawhat- chee and Elmodel wildlife management areas: methods for a relocation study*. Proceedings of the 2003 Georgia Water Resources Conference. K.J. Hatcher (ed.), Institute of Ecology, The University of Georgia, Athens, Georgia.
- BAUER, G. 1986. The status of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* L. in the south of its European range. *Biological Conservation* 38: 1-9.
- BAUER, G. 1987a. The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) II. Susceptibility of brown trout. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 76 (4): 403-412.
- BAUER, G. 1987b. The parasitic stage of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera* L.) III. Host relationships. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 76 (4): 413-423.
- BAUER, G. 1987c. Reproductive strategy of the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera*. *Journal of Animal Ecology* 56: 691-704.
- COPE, W.G. & WALLER, D.L. 1995. Evaluation of freshwater mussel relocation as a conservation and Management strategy. *Regulated Rivers: Research & Management* 11: 147-155.
- COPE, W.G., HOVE, M.C., WALLER, D.L., HORNBAACH, D.J., BARTSCH, L.A., CUNNINGHAM, L.A., DUNN, H.L. & KAPUSCINSKI, A.R. 2003. Evaluation of relocation of Unionid mussels to *in situ* refugia. *Journal of Molluscan Studies* 69: 27-34.
- COSGROVE, P.J. & HASTIE, L.C. 2001. Conservation of threatened freshwater pearl mussel populations: river Management, mussel translocation and conflict resolution. *Biological Conservation* 99: 183-190.
- CRUZ-SAGREDO, J.M. 2008. La restauración hidrológico-forestal de la presa de Iruña. *Forestalis* N° 11: 22-23.
- CUTTELOD, A., SEDDON, M. AND NEUBERT, E. 2011. European red list of non-marine Molluscs. Luxembourg: publications office of the European Union.
- ESPINOZA, L.E. 1995. El pantano de Iruña. *GAIA, invierno 94-95*: 26-28.
- GEIST, J. & AUERSWALD, K. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* 52: 2299-2316.
- GEIST, J. & KUEHN, R. 2008. Host-parasite interactions in oligotrophic stream ecosystems: the roles of life-history strategy and ecological niche. *Molecular Ecology* 17: 997-1008.
- GITTINGS, T, O'KEEFE, D, GALLAGHER, F, FINN, J & O'MAHONY, T. 1998. Longitudinal variation in abundance of a freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* population in relation to riverine habitats. *Biology and Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy B* 98: 171-178.
- GÓMEZ, I. & 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 Ecosystem* 18: 658-670.
- HAMILTON, H., BRIM BOX, J. Y DORAZIO, R.M. 1997. Effects of habitat suitability on the survival of relocated freshwater mussels. *Regulated Rivers: Research & Management* 13: 537-541.
- HASTIE, L.C., BOON, P.J. & YOUNG, M.R. 2000. Physical microhabitat requirements of freshwater pearl mussels, *Margaritifera margaritifera* (L.). *Hydrobiologia* 429: 59-71.
- LÁZARO, I. & BUENO, R. 2003. Actuaciones y seguimiento ambiental en la construcción de presas. El caso de la presa de Iruña. *Ingeniería y Territorio* 62: 46-51.
- LIFE-NÁYADE. 2005. Plan de Acción de *Margaritifera margaritifera* en Castilla y León. Morales J.J., Araujo R. y Santos P. (coords.). Informe Inédito. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. 59 pp + 6 planos. <acceso 24/06/2011> http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=NAYADE_Plan_Accion.pdf

- LUZIER, C. & MILLER, S. 2009. *Freshwater Mussel Relocation Guidelines*. Pacific Northwest Native Freshwater Mussel Workgroup.
- MORALES, J.J., NEGRO, A.I., LIZANA, M., MARTÍNEZ, A. & PALACIOS, J. 2004. Preliminary study of the endangered populations of pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in the river Tera (north-west Spain): habitat analysis and management considerations. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 587-596.
- MORALES, J.J., SANTOS, P., PEÑÍN, E. & PALACIOS, J. 2007. Incidencia negativa de los incendios sobre una población de la náyade *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia; Unionoida) en el río Negro (Zamora). *Ecología* 21: 91-106.
- MORALES, J.J. (coord.) 2007. Apuntes al estado de conservación de las poblaciones ibéricas de *Margaritifera margaritifera* Linnaeus, 1758 (Bivalvia, Unionoida). *Infonayade* 7: 34-40. <acceso 24/06/2011> http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=INFONAYADE_2007.pdf
- ÖSTERLING, M.E., ARVIDSSON, B.J. & GREENBERG, L.A. 2010. Habitat degradation and the decline of the threatened mussel *Margaritifera margaritifera*: influence of turbidity and sedimentation on the mussel and its host. *Journal of Applied Ecology* 47: 759-768.
- OUTEIRO, F., ONDINA, P., FERNÁNDEZ, C., AMARO F. & SAN MIGUEL, E. 2008. Population density and age structure of the freshwater pearl mussel, *Margaritifera margaritifera*, in two Iberian Rivers. *Freshwater Biology* 53: 485-496.
- PARADA, E. & PEREDO, S. 2005. La relocalización como una herramienta de conservación y manejo de la biodiversidad. Lecciones aprendidas con *Diplodon chilensis* (Gray, 1828) (Bivalvia, Hyriidae). *Gayana* 69(1): 41-47.
- PECK, A., HARRIS, J.L., FARRIS, J.L. & CHRISTIAN, A.D. 2007. *Assessment of Freshwater Mussel Relocation as a Conservation Strategy*. En *Proceedings of the 2007 International Conference on Ecology and Transportation*. pp. 115-124. C.L. Irwin, D. Nelson & K.P. McDermott (eds.): Raleigh, NC: Center for Transportation and the Environment, North Carolina State University.
- 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-134, Ogden.
- PRESTON, S.J., HARRISON, A., LUNDY, M., ROBERTS, D., BEDDOE N. & ROGOWSKI, D. 2010. Square pegs in round holes the implications of shell shape variation on the translocation of adult *Margaritifera margaritifera* (L.). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20: 568-573.
- REIS, J. 2003. The freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) (Bivalvia, Unionoida) re-discovered in Portugal and threats to its survival. *Biological Conservation* 114: 447-452.
- VELASCO, J.C., ARAUJO, R., BUENO, R. & LAGUNA, A. 2002. Descubierta la población europea más meridional de la madreperla de río *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionoida), en la Península Ibérica (río Águeda, Salamanca). *Iberus* 20: 99-108.
- VELASCO, J. C., ARAUJO, R., BALSET, J., TOLEDO, C. & MACHORDOM, A. 2006. Primeros datos sobre la presencia de *Margaritifera margaritifera* L. (Bivalvia, Unionoida) en la cuenca del Tajo (España). *Iberus* 24: 69-79.
- WALLER, D.L., RACH, J.F. & COPE, G. 1995. Effects of handling and aerial exposure on the survival of Unionid mussels. *Journal of Freshwater Ecology* 10(3): 199-207.
- ZIUGANOV, V., KALUZHIN, S., BELETSKY, V. & POPKOVITCH, E. 2001. The pearl mussel-salmon community in the Varzuga River, Northwest Russia: problems of environmental impacts. En Bauer, G. & Wächtler, K. (eds.): *Ecology and Evolution of the freshwater mussels Unionoida*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. *Ecological Studies* N° 145: 359-366.
- ZIUGANOV, V., ZOTIN, A., NEZLIN, L. & TRETIAKOV, V. 1994. *The freshwater pearl mussels and their relationships with salmonid fish*. VNIRO Publishing House. Moscow.