

# Distribución y situación actual del cangrejo de río autóctono, *Austropotamobius pallipes*, en España

Alonso, F.<sup>1</sup>, Temiño, C.<sup>2</sup> y Diéguez-Urbeondo, J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Centro de Investigación Agraria de Albadalejito.  
Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Cta. Toledo-Cuenca, km 174. 16194 Cuenca (España)

<sup>2</sup>Servicio Territorial de Medio Ambiente.  
Junta de Castilla y León. c/ Juan de Padilla, s/n. 09006 Burgos (España)

<sup>3</sup>Departamento de Patología Animal.  
Universidad de Zaragoza. c/ Miguel Servet, 177. 50013 Zaragoza (España)  
Dirección actual: Department of Plant Pathology University of California at Riverside, Riverside, EE.UU.

Este artículo es la adaptación al castellano del artículo publicado en la revista *Bulletin Francaise de la Peche et la Pisciculture* (2000) 356: 031-054, traducido por F. Alonso y J. Dieguez-Urbeondo

---

## Abstract

The white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, is the only native species of freshwater crayfish in Spain. This species sustained a first-magnitude inland fishery up to the end of 1970's, when the crayfish plague struck the Spanish waters.

It is detected an overall loss of distribution area of populations inhabiting the medium and lower reaches of the main river catchments, especially in Southern and Central Spain. The number of surviving populations can be estimated in *ca.* 700. Remaining native crayfish populations currently inhabit marginal areas. The populations are very fragmented, occupy short stretches, and are frequently isolated from the main river system.

The current distribution is the result of a sum of different factors, i.e. crayfish plague, habitat alterations, extreme climatic drought, etc. The incidence and relative importance of each one varied during the last 15 years, with crayfish plague being a predominant negative factor in the seventies and eighties, and climatic drought in the nineties. The current trend of disappearance is a sufficient reason to consider the native crayfish as at risk of extinction. However neither the national legislation nor most of the regional government legislations have listed this species as endangered.

An analysis of the legislation dealing with freshwater crayfish in Spain shows: (a) an uneven and generally low level of protection given to the native species and (b) a very complex fishing and commercialization regulations for crayfish that show significant changes from one region to another. This complex legislation, complemented with a general lack of data on crayfish populations, low levels of management and public involvement, and different strategies in regional governments regarding restocking programs with exotic species, makes a confusing situation.

In order to decrease the general tendency of regression of *A. pallipes* a conservation program for this species needs to be implemented in Spain. This program should include a number of regulations to be followed for the particular autonomous regions of Spain. This program should include measures: (a) to restore native crayfish populations, i.e. by translocations or stocking with farm raised of summerlings, in designated areas where the risk for crayfish plague outbreaks is low, (b) to control the spread of introduced species, by controlling their means of dispersal which usually occurs by human activities, i.e. trade of live crayfish, exotic crayfish stocking programs, crayfishing, aquaculture purposes, etc., and by developing eradication methods for unwanted crayfish populations; (c) to increase the surveillance of remaining native populations by providing the areas with native crayfish the protection level required by the European Community Directives for the Conservation of Natural Habitats and Wild Flora and Fauna (92/43/EEC and 97/62/EU); and finally (d) to improve public and administration awareness.

---

## Introducción

El cangrejo de río, *Austropotamobius pallipes* (Lereb., 1858), es la única especie autóctona de cangrejo de río en la Península y el mayor invertebrado de nuestra fauna continental. Su distribución y abundancia se han visto mermadas de forma drástica en las últimas décadas, y por ello ha sido catalogado como especie vulnerable en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), e incluido en los Anexos II y V de las Directivas 92/43/CEE y 97/62/UE como especie que requiere medidas especiales de conservación.

Aunque se han identificado diversos factores implicados en la desaparición de *A. pallipes*, muchos de ellos relacionados con la alteración de su hábitat (LAURENT, 1988), el principal factor responsable de la brusca desaparición de esta especie ha sido la afanomicosis o "peste del cangrejo", como ha sucedido con resto de las especies europeas de cangrejo. Esta enfermedad, la más importante de entre las que afectan a los cangrejos de río, es causada por el hongo oomiceto *Aphanomyces astaci* (UNESTAM, 1969), que es endémico de Norteamérica (UNESTAM 1972; HUANG *et al.*, 1994; DIÉGUEZ-URIBEONDO, 1995). Se cree que el hongo fue introducido por vez primera en Europa alrededor de 1860, y desde entonces ha exterminado numerosas poblaciones (ALDERMAN y POLGLASE, 1986). Se sabe que al menos tres cepas diferentes de este hongo han sido introducidas en Europa durante los últimos treinta años debido a las sucesivas introducciones de cangrejos americanos (*Orconectes limosus*, *Pacifastacus leniusculus* y *Procambarus clarkii*) en aguas europeas (PERSSON y SÖDERHÄLL, 1983; VEY *et al.*, 1983; DIÉGUEZ-URIBEONDO y SÖDERHÄLL, 1993). Estas introducciones han dado lugar a nuevas manifestaciones epizooticas en las poblaciones europeas de cangrejos (HUANG *et al.*, 1994; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1995; LILLEY *et al.*, 1997; VENNERSTRÖM *et al.*, 1998; OIDTMANN *et al.*, 1997; DIÉGUEZ-URIBEONDO y TEMIÑO, 1998, DIÉGUEZ-URIBEONDO y SÖDERHÄLL, 1999).

La Península Ibérica es un buen ejemplo de los efectos devastadores de la afanomicosis. El cangrejo autóctono estaba ampliamente distribuido por casi toda España y ciertas áreas de Portugal hasta finales de los años 70, formando poblaciones muy densas. Su pesca representaba un importante componente en algunas economías rurales (MADOZ, 1850-1853; PARDO, 1942; MARGALEF, 1953; TORRE y RODRÍGUEZ, 1964). A finales de los 70 tuvieron lugar en nuestras aguas una serie de mortandades masivas, siendo diagnosticada la "peste del cangrejo" como su causante (CUÉLLAR y COLL, 1983). Estos autores describen la propagación de la enfermedad por nuestras aguas. La mayor parte de las poblaciones desaparecieron en menos de dos años. Como consecuencia, la distribución de *A. pallipes* se ha visto enormemente reducida, quedando restringida a cabeceras y charcas o estanques, libres de la amenaza de la afanomicosis y también de la presión humana. El declive de las poblaciones de cangrejo autóctono en la Península es probablemente uno de los más espectaculares dentro de la tendencia general regresiva que presentan las poblaciones de los cangrejos nativos en Europa, y en consecuencia ha llevado consigo un serio impacto, no sólo económicamente sino también desde el punto de vista ecológico.

Con éste trabajo pretendemos de una parte recopilar, actualizar y presentar al público una información dispersa sobre la situación actual de nuestro cangrejo, exponiendo las actuaciones que consideramos necesarias para preservar y recuperar las poblaciones de cangrejo autóctono en nuestro país, y de otra hacer hincapié en la necesidad de adaptar con urgencia la legislación, las actuaciones y la voluntad de la Administración Pública al evidente peligro de extinción en que se encuentra el cangrejo autóctono en nuestro país.

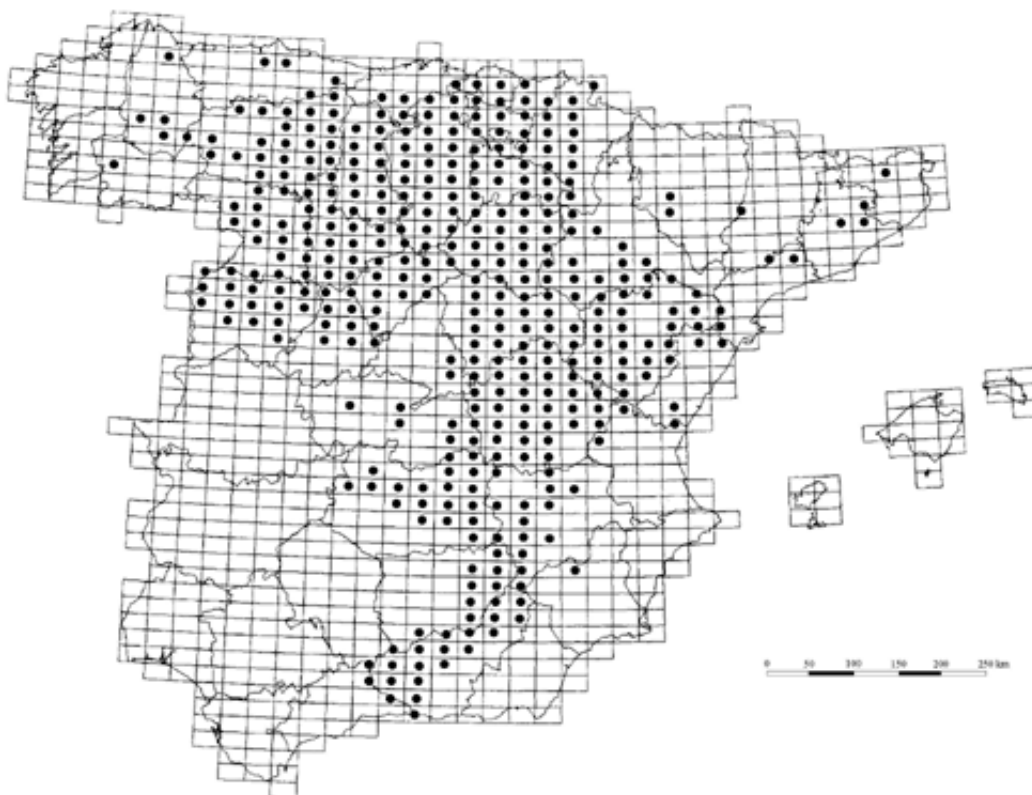
## Distribución previa a la irrupción de la afanomicosis

Existe una llamativa carencia de información histórica acerca del cangrejo de río cuando se compara con la disponible para otras especies fluviales, como el salmón, la trucha o la anguila (PARDO, 1950-1951). Esto dificulta la interpretación del área original habitada por el cangrejo, que ha podido ser ampliada por las traslocaciones realizadas por el hombre, como ya apuntó MARGALEF (1953).

Los primeros datos sobre la distribución del cangrejo en España aparecen en los trabajos de MADOZ (1850-53) y HUXLEY (1879). Las diversas citas existentes en la recopilación de MADOZ (1850-53) indican la importancia que tenían los cangrejos en las economías locales de las áreas rurales de España. Una descripción similar es la realizada en el siglo siguiente por PARDO (1942). Este autor describe densas poblaciones de cangrejo en las cuencas del Ebro, Duero, Tajo, Júcar, Turia y Guadiana entre otras.

El estudio más detallado realizado antes de la irrupción de la afanomicosis es el de TORRE y RODRÍGUEZ (1964). Estos autores reunieron una notable cantidad de datos sobre distribución, densidad, capturas y comercialización de la mayor parte de España. En esos años el cangrejo estaba presente en prácticamente toda la España caliza, alcanzando por el Sur la provincia de Granada, lo que representa el límite meridional de distribución mundial de la especie (LAURENT, 1988; GIL, 1999). Sólo estaba ausente (o era muy raro) en las regiones dominadas por sustratos ácidos (Galicia, Extremadura, Andalucía Occidental), así como de las zonas áridas del Sudeste y la depresión del Ebro, los tramos más bajos de los ríos principales y las cadenas montañosas más elevadas (Figura 1).

**Figura 1.** Distribución del cangrejo autóctono *Austropotamobius pallipes* en España antes de la irrupción de la afanomicosis, basada principalmente en el trabajo de TORRE y RODRÍGUEZ (1964). Los círculos negros indican la presencia de la especie en la cuadrícula 1:50.000 del Instituto Geográfico Nacional.



Los datos de capturas recogidos por TORRE y RODRÍGUEZ (1964) son espectaculares,

y de ellos es posible estimar unas capturas anuales de al menos 2000 Tm. Estas cifras muestran la importancia del cangrejo autóctono en el contexto de la pesca continental, no sólo desde el punto de vista económico sino también desde el punto de vista recreativo y social (TORRE y RODRÍGUEZ, 1964). La importancia relativa de la pesca del cangrejo en el contexto de la pesca continental puede apreciarse analizando la evolución del número total de licencias de pesca. Éste número, que había crecido de forma continua desde principio de siglo, cayó en casi un tercio –de 726.734 a 515.349– en el período que va de 1978 a 1983 (MUÑOZ, 1988), debido al declive de las poblaciones de cangrejo por la afanomicosis. En bastantes zonas los cangrejos eran objeto de pesca comercial (PARDO, 1950-1951; TORRE y RODRÍGUEZ, 1964), existiendo incluso cofradías de pescadores dedicados a la misma (PARDO, 1950-1951), e incluso en determinados lugares eran tratados como una especialidad gastronómica local.

## Distribución actual

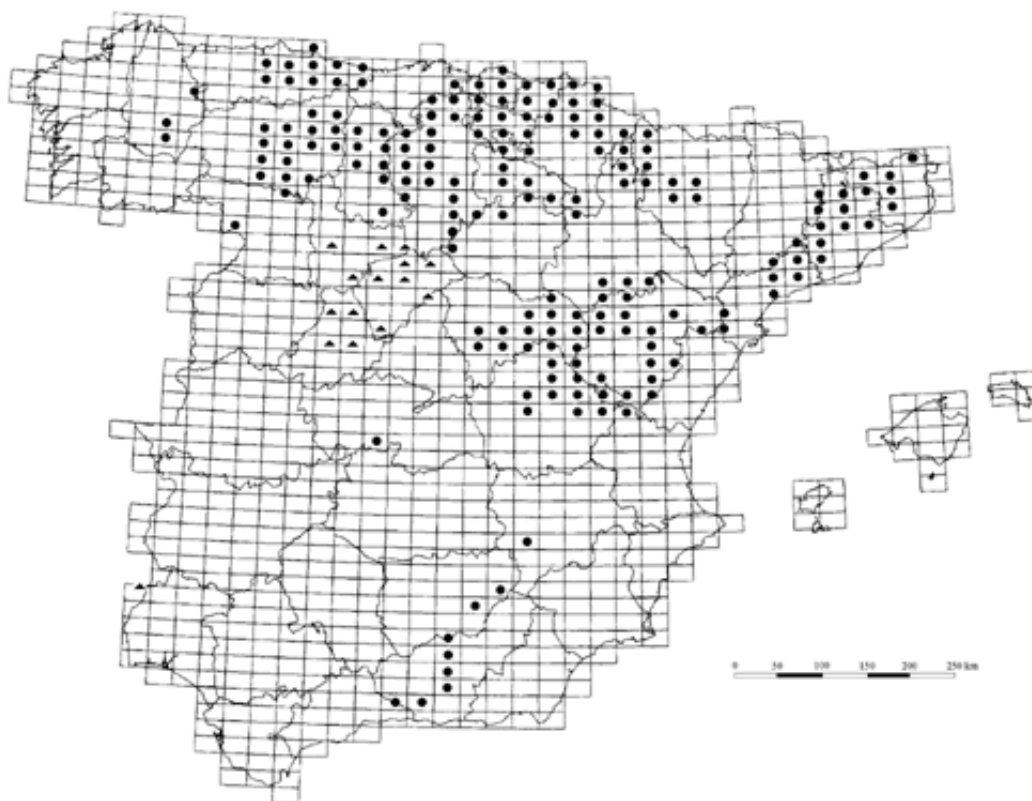
A fines de los años setenta la afanomicosis redujo drásticamente el número de poblaciones en poco tiempo (CUÉLLAR y COLL, 1983). Desde entonces, el número de poblaciones ha venido decreciendo de forma continua. TEMIÑO y SÁEZ-ROYUELA (1998) y ALDABE *et al.*, (1991) han estimado que el ritmo de pérdida de poblaciones oscila entre el 30% al 50% cada cinco años.

Para conocer la evolución de las poblaciones supervivientes de *A. pallipes* tras los episodios de afanomicosis, se han venido desarrollando una serie de estudios, en su mayoría en el ámbito provincial y de carácter interno. Entre ellos citaremos los realizados en Andalucía (GIL y ALBA-TERCEDOR, 1998; GIL, 1999), Aragón (BOLEA, 1995), Asturias (DE LA HOZ, 1997), Castilla-León (CAMPOS y QUIROGA, 1988; GONZÁLEZ *et al.*, 1989; MONDEDEU y ORTUÑO, 1989; LLAMAZARES y CELADA, 1990; GÓMEZ, 1991; LÓPEZ y GARRIDO, 1994; LEZÁRRAGA, 1995; PÉREZ-CECILIA *et al.*, 1997; TEMIÑO, inédito); Castilla-La Mancha (LOZANO y MARTÍN, 1988; ALONSO y MARTÍNEZ, 1998; ALONSO, inédito); Cataluña (REY, 1994), País Vasco (GARCÍA-ARBERAS y RALLO, en prensa; GONZÁLEZ-TAPIA, 1986, PINEDO, inédito), La Rioja (MENDOZA y UNZU, 1997) y Navarra (AYERRA *et al.*, 1986; ALDABE *et al.*, 1991; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997a) (Tabla I).

Recopilando la información recogida en éstos estudios y la facilitada por algunos organismos oficiales, hemos actualizado la distribución de la especie en España (Figura 2). Comparando la distribución actual y la histórica, el declive más evidente corresponde a las poblaciones del Centro y Sur de España, y especialmente a las que habitaban las cuencas del Guadiana y Guadalquivir, así como a las de los tramos medios de las cuencas del Tajo, Duero y Ebro. Como resultado, el principal núcleo de poblaciones se localiza actualmente en el tercio norte peninsular y el Sistema Ibérico, quedando las poblaciones del centro y sur marcadamente aisladas del resto. Además, los citados estudios muestran que, aunque los cangrejos puedan seguir estando presentes en un área determinada, el número y tamaño de las poblaciones ha disminuido radicalmente, quedando en la actualidad restringidas a hábitats marginales (p.e. cabeceras aisladas y charcas). En la actualidad, el número de poblaciones de *A. pallipes* en España puede estimarse en unas 700 para todo el país (Tabla I). No obstante, no hay que olvidar que algunos datos disponibles tienen cerca de diez años de antigüedad (p.e. parte de Castilla-León, Cataluña), y que es muy probable que el número de poblaciones en estas zonas haya disminuido, siguiendo la pauta general del resto del país. En contraste, algunas zonas no han sido bien prospectadas, y puede que alberguen un número mayor de poblaciones. Es llamativo observar como *A. pallipes* está presente en la actualidad en algunas zonas donde su presencia no fue mencionada por TORRE y RODRÍGUEZ en 1964 (Figuras 1 y

2). En algunos casos esto es debido a repoblaciones efectuadas fuera del área original de la especie (p.e. la presencia en varios puntos de Asturias y en zonas del norte de Aragón (DE LA HOZ, 1997; BOLEA, 1995). En otros casos, parece estar relacionada con una información incompleta del trabajo de 1964, probablemente explicable por el escaso valor económico o deportivo de dichas poblaciones en aquellos momentos en comparación con las de las zonas más cangrejeras. Así sucede con las poblaciones catalanas, y en general con las poblaciones levantinas (muchas de las cuales han desaparecido ya, pero que existían en zonas no citadas por TORRE y RODRÍGUEZ).

**Figura 2.** Distribución actual del cangrejo autóctono *Austropotamobius pallipes* en España. La localización exacta de ciertas poblaciones marginales se ha modificado por motivos de seguridad. Los datos de Aragón se han tomado de BOLEA (1995). Los círculos negros indican la presencia de la especie en la cuadrícula 1:50.000 del Instituto Geográfico Nacional. Los triángulos negros indican datos de presencia en zonas sobre las que no hemos podido disponer de información posterior a 1990.



**Tabla I.** Distribución actual de las poblaciones de *Austropotamobius pallipes* por Comunidades Autónomas y grado de seguimiento de las mismas. Los datos correspondientes a Aragón están tomados de BOLEA (1995).

Comunidad Autónoma	Número estimado de poblaciones	Muestreos regulares
Andalucía	10. Areas septentrionales mal prospectadas.	Alguna provincia
Aragón	66 (Datos de 1993)	Sí
Asturias	48	Sí
Cantabria	Sin información oficial. Presencia de algunas poblaciones prácticamente segura.	No
Castilla-La Mancha	50-70	Algunas provincias
Castilla-León	172-185 (Datos de 19 poblaciones de 1990 o anteriores)	Algunas provincias
Cataluña	90 (Datos de 1990)	No
Comunidad Valenciana	8-10	No
Extremadura	Ausente	No

Galicia	10-20	No
La Rioja	12	Sí
Madrid	Sin información oficial. Probablemente ausente	No
Murcia	No detectado. Probablemente ausente	No
Navarra	55	Sí
País Vasco	205-240	Sí

## Hábitat actual del cangrejo autóctono

Se han realizado diversos estudios para caracterizar el hábitat en el que sobreviven nuestras poblaciones de cangrejo (CELADA *et al.*, 1985, GAUDIOSO *et al.*, 1987; ALDABE *et al.*, 1991; CARRAL *et al.*, 1993; BOLEA, 1995; TEMIÑO y SÁEZ-ROYUELA, 1998; GIL, 1999). Todos ellos coinciden en resaltar como rasgos comunes a las poblaciones el estar en su mayoría en cabeceras de cuenca, casi siempre aisladas del resto de la red fluvial, bien por tramos que quedan en seco o por barreras físicas (cascadas, azudes, etc.), ocupando tramos de río menores de 1 km, o bien en charcas naturales o seminaturales. TEMIÑO y SÁEZ-ROYUELA (1998) han estudiado diversas variables morfológicas y fisico-químicas del hábitat, no encontrando diferencias significativas entre los tramos que aún mantienen cangrejos y aquellos en los que han desaparecido en tiempos recientes. Esto sugiere que la distribución actual del cangrejo está marcada por los lugares hasta donde pudo extenderse con facilidad la afanomicosis. Actualmente los cangrejos siguen estando presentes en un rango altitudinal (de 240 m a 1520 m) o de características del agua (p.e. conductividades que van de  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a  $1690 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , si bien la mayor parte de las poblaciones viven en aguas con conductividad entre  $450 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  y  $900 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) análogo que ocupaban originalmente (ALONSO *et al.*, en prensa). Es manifiesta su ausencia de los ríos de mediano y gran tamaño, donde no obstante hemos observado el éxito de algunas repoblaciones.

Pese a la escasez de sus poblaciones, la densidad de *A. pallipes* puede llegar a ser puntualmente muy elevada, lo que hace que aún sea provechoso el furtivismo. El consumo tiene lugar bien de forma particular, bien en algunos establecimientos públicos, generalmente por encargo y para el que se han llegado a mencionar cifras de venta fraudulenta de hasta 10.000 pts (60 Eur) por docena. También parece habitual que sean personas de escaso poder adquisitivo las que suministran los cangrejos a éstos establecimientos, atraídos por el beneficio que puedan obtener. Esto ha de tenerse en cuenta a la hora de considerar estrategias para el control del furtivismo.

En resumen, las poblaciones supervivientes de *A. pallipes* están muy fragmentadas, y habitan zonas marginales de su hábitat previo, en los que ocupan tramos muy reducidos. Por ello, además de la actuación de factores de riesgo específicos (afanomicosis, destrucción del hábitat, furtivismo, etc.), su riesgo de extinción por la acción de factores regulados por el azar es muy elevado.

## Razones para explicar el declive actual

CUELLAR y COLL (1983) diagnosticaron la afanomicosis como causante de las

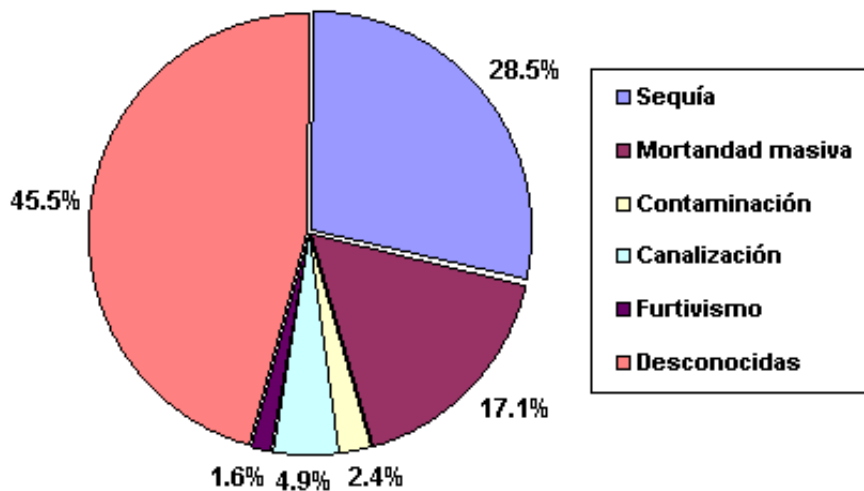
epizootias que tuvieron lugar a finales de los años 70. Aunque mencionan la existencia de mortandades durante los años 50 y 60, nuestro conocimiento actual de la enfermedad permite afirmar que es altamente improbable que un brote de afanomicosis haya tenido lugar en nuestro país con anterioridad a las mortandades masivas de finales de la década de 1970 (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b). De otra parte, está claro que fue la introducción casi simultánea de las especies americanas de cangrejo, el cangrejo rojo y el cangrejo señal (y no solamente el cangrejo rojo, como a veces se piensa) a principios de los setenta, la vía de entrada de éste hongo patógeno en la Península (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b). Todas las poblaciones de cangrejos introducidos estudiadas en España estaban infectadas con el hongo, portando las cepas específicas de su área nativa (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1995; DIÉGUEZ-URIBEONDO y TEMIÑO, 1998). Las introducciones de los cangrejos de origen americano han originado además el establecimiento de áreas crónicamente infectadas en nuestras masas de agua, ya que el hongo causante de la afanomicosis es un parásito estricto cuyo micelio únicamente puede sobrevivir en cangrejos de río (CERENIUS y SÖDERHÄLL, 1992). Se sabe que la capacidad de supervivencia de las esporas es limitada, 2-3 días, y que no produce esporas de resistencia. Además dado que el micelio es parásito estricto y que las esporas constituyen la unidad infectiva del hongo, aquellos tramos en los que no existan cangrejos quedan libres de la afanomicosis (CERENIUS y SÖDERHÄLL, 1992).

Por otro lado, las diferentes cepas del hongo asociadas a cada especie de cangrejo muestran diferencias que afectan a su capacidad infectiva (DIEGUEZ *et al.*, *et al.*, 1994). También se sabe que el cangrejo señal puede llegar a morir de afanomicosis aguda en condiciones de alteración del sistema inmunológico (PERSSON y SÖDERHALL, 1983), y de hecho en España se han diagnosticado dos mortandades de esta especie por afanomicosis (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b).

La pérdida inicial de hábitat causada por la afanomicosis resultó acelerada por los rápidos intentos realizados por los pescadores y de la gente en general, que a la vista de la desaparición fulminante de nuestro cangrejo procedieron a intentar mitigar la situación por su cuenta, realizando múltiples introducciones con el cangrejo rojo, *Procambarus clarkii*, que resultaba de fácil adquisición. La ausencia de una legislación adecuada para prevenir la expansión de las especies exóticas, la falta de información sobre los graves riesgos de las introducciones, y la comercialización en vivo del cangrejo rojo fueron factores que facilitaron notablemente su expansión. El mismo proceso parece estar repitiéndose con el cangrejo señal, *Pacifastacus leniusculus*, desde que en ciertas zonas se ha comenzado a permitir su pesca.

Por otro lado, el efecto de otra serie de factores importantes que afectan a las poblaciones de cangrejo autóctono ha quedado enmascarado por la magnitud de los primeros brotes de afanomicosis en España. Se sabe que otras enfermedades (CERENIUS & SÖDERHÄLL, 1992; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b) y un conjunto de alteraciones del hábitat (TAUGBOL y SKURDAL, 1993, HOLDICH y LOWERY, 1988) pueden tener un efecto muy notable e incluso llevar a la desaparición de poblaciones de cangrejo. Estos factores parecen estar teniendo una incidencia mayor en España a partir de mediados de los años 80, cuando las poblaciones remanentes de cangrejo ya habían quedado restringidas a hábitats marginales, a los que el acceso de la afanomicosis resultaba más difícil. Entre ellos destacaremos estiajes extremos (favorecidos por determinadas modificaciones del medio), la contaminación orgánica ligada a explotaciones agropecuarias, las alteraciones de los cauces y riberas, el empleo de productos tóxicos en los sectores agrícola y forestal, los grandes incendios (GALINDO *et al.*, 2000), etc.

**Figura 3.** Factores implicados en la desaparición de poblaciones de cangrejo autóctono en la provincia de Burgos (1984-1997)



Se han realizado en España algunos estudios para estimar la importancia relativa de cada una de las causas implicadas en la desaparición de poblaciones de cangrejo autóctono (TEMIÑO y SAEZ-ROYUELA, 1998; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b). El análisis de las causas de desaparición en la provincia de Burgos durante un periodo suficientemente amplio (1984-1997) muestra en primer lugar que en cerca de la mitad de los casos no se pudo identificar la causa de desaparición de la población (Figura 3). Cuando su identificación fue posible, el factor más importante resultó ser la sequía (28%), seguida de las mortandades masivas (17%), la canalización del tramo de río, la contaminación orgánica y el furtivismo. Los efectos de la extrema sequía de determinados años (p.e. 1994, cuando supuso el 50% de las pérdidas) probablemente fueron agravados por la abundancia de actuaciones que afectan al flujo superficial de agua (canalizaciones, drenajes, extracción de agua para riego, etc.) y por estar ya las poblaciones confinadas a los tramos de cabecera aislados, en general de escaso caudal (TEMIÑO y SAEZ-ROYUELA, 1998). Los episodios de mortandad masiva fueron especialmente importantes entre 1984 y 1986, cuando supusieron casi la mitad (45%) de las pérdidas poblacionales. La mayor parte de estos episodios pueden estar originados por afanomicosis. DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.* (1997b) han demostrado que esta enfermedad era responsable al menos nueve entre trece casos estudiados en poblaciones naturales en los últimos diez años, pero también se han diagnosticado otras causas de mortandad masiva (saprolegniasis, contaminación orgánica, etc.) y algunos casos han quedado sin identificar. Hay que tener en cuenta que el diagnóstico de la afanomicosis no es fácil, y requiere ensayos de reinfeksi3n para su confirmaci3n. El aislamiento progresivo de las poblaciones hace también más difícil la detecci3n de episodios de mortandad masiva, que pasan a englobar los de causa desconocida, por lo que es probable que estas cifras infravaloren la incidencia real de la afanomicosis en la actualidad (TEMIÑO y SAEZ-ROYUELA, 1998).

## Introducci3n de especies ex3ticas

Durante la última mitad del siglo XX se han producido varios intentos para cultivar e introducir cangrejos ex3ticos en nuestras aguas. El cangrejo noble europeo (*Astacus astacus*) fue introducido por el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza en 1962. Tras criarlo durante dos años en dos astacifactorías diferentes, se realizaron sueltas en charcas próximas (GUTIÉRREZ-CALDERÓN, 1964). La especie no se ha vuelto a encontrar en nuestro país (además es tan sensible a la afanomicosis como nuestro cangrejo). Lo mismo puede decirse de *Procambarus zonangulus*, una especie americana próxima al cangrejo rojo, que fue introducida simultáneamente con ésta última en 1974 (HABSBURGO-LORENA, 1979), y del cangrejo del este de Europa *Astacus leptodactylus*, especie



también sensible a la afanomicosis, introducida en 1975 para su cría en cautividad en la provincia de Valladolid (HABSBURGO-LORENA, 1979). El cangrejo australiano, *Cherax destructor*, ha sido recientemente introducido en charcas de la provincia de Zaragoza (BOLEA, 1995), y Navarra (DIEGUEZ-URIBEONDO, 2000), y dada la limitada distribución de sus poblaciones, debería estar sometido a un programa activo de erradicación.

Por último citaremos otro cangrejo americano, *Orconectes limosus*, muy abundante en Francia (VIGNEUX, 1997) y ocasionalmente detectado en mercados en España (BOLEA, 1995). Aunque afortunadamente no han aparecido poblaciones naturalizadas en nuestro país, no estaría de más tener diseñadas una serie de medidas de actuación para prevenir o paliar la posible introducción de esta especie, portadora también de la afanomicosis.

Dos especies han colonizado amplias áreas a partir de los lugares donde fueron introducidas: el cangrejo rojo o de las marismas (*Procambarus clarkii*) y el cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*). La introducción del cangrejo rojo, que tuvo lugar entre 1973 y 1974 en Badajoz y las marismas del Guadalquivir está particularmente bien documentada (HABSBURGO-LORENA, 1979, 1986). La especie se dispersó muy rápidamente, y en pocos años apareció en zonas tan distantes como la Albufera de Valencia (1978), o el Delta del Ebro y la provincia de Zamora (1979), extendiéndose posteriormente al resto de la Península. Con independencia de su carácter colonizador, la repetida aparición de nuevos focos de introducción, no sólo a escala de las grandes cuencas sino también a nivel de cuencas menores indica que el hombre ha jugado un papel decisivo en su rápida dispersión. Actualmente se encuentran densas poblaciones en casi todas las regiones, especialmente en el Sur y Centro del país (Andalucía, Extremadura, Castilla-León, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana), pero también en zonas de las cuencas del Ebro y Duero. Sólo la provincia de Lugo parece hasta el momento no estar habitada por la especie (A. CALLEJO, comunicación personal). La explotación industrial de la especie está muy limitada a ciertos enclaves (destacando las marismas del Guadalquivir), pero es frecuente encontrar en otras zonas mercados locales abastecidos por los pescadores. La producción anual de la especie parece ser altamente variable, con valores medios del orden de 3500 Tm, de las cuales cerca de 2900 Tm se producen en las marismas del Guadalquivir (GUTIÉRREZ-YURRITA, 1997).

El cangrejo señal fue introducido entre 1974 y 1975 en dos astacifactorías, situadas respectivamente en el río Cifuentes (Guadalajara) y el río Ucero (Soria) (HABSBURGO-LORENA, 1979). La dispersión de la especie ha seguido un patrón diferente a la del cangrejo rojo. Las primeras poblaciones naturalizadas fueron detectadas en las inmediaciones de las astacifactorías donde fueron introducidos. A esto siguió un activo programa de introducción por algunas Administraciones, especialmente en Castilla-León, País Vasco y Navarra (CARRAL *et al.*, 1993; MUEZ y MUEZ, 1988). Actualmente se encuentra ampliamente distribuido en dichas regiones, siendo localmente abundante en las cabeceras del Duero y del Ebro. Es muy raro en la mitad sur del país, conociéndose siete localidades en Castilla-La Mancha, tres de ellas correspondientes a introducciones muy recientes, al igual que las tres poblaciones detectadas en Granada, Teruel y Valencia. La dispersión de la especie por parte de particulares parece haber sido mucho menos importante en un principio que en el caso del cangrejo rojo, ya que la especie no estaba disponible en los mercados y su pesca estaba prohibida. Sin embargo, este panorama ha cambiado con la progresiva autorización de la pesca de la especie a partir de 1994 en algunas regiones, unida a la creciente demanda por parte de los pescadores para disponer de tramos habitados por la especie. Por ejemplo, en la provincia de Cuenca no se había apreciado dispersión alguna en más de diez años desde los tres puntos donde fue introducida en 1986 (LOZANO y MARTÍN, 1988), hasta que hace dos años se detectó una población amplia y bien estructurada en una nueva cuenca fluvial, resultado de una

introducción fraudulenta . De igual forma, en la provincia de Burgos la distribución del cangrejo señal no experimentó cambios sustanciales entre 1984 y 1994, pero se ha extendido a nuevas cuencas fluviales a partir de 1994 (TEMIÑO, inédito). Las introducciones en Granada, Teruel y Valencia son también muy recientes. Además de la acción de los pescadores, no hay que desestimar la incidencia de centros de cultivo u otras instalaciones de tipo intensivo, donde se cultive el cangrejo señal –con o sin autorización–, en la dispersión de la especie. Varias de las poblaciones naturalizadas se han detectado en las inmediaciones de este tipo de instalaciones (p.e. en Cuenca, Granada, Guadalajara, Navarra y Soria), y no conocemos ningún caso en que no se hayan producido escapes. Resulta urgente evaluar el riesgo ambiental generado de esta forma, a la vista de las crecientes demandas de cría en cautividad de cangrejo señal, máxime cuando este tipo de impacto no parece considerarse (MAPA, 1999). Este aspecto debería plasmarse en las alegaciones que se realicen durante el proceso de información pública previo a la autorización del cultivo.

## Legislación

La legislación que afecta a la conservación del cangrejo autóctono es compleja, ya que incluye normativas relacionadas con la conservación propiamente dicha, con la pesca continental, y con la comercialización de especies, tanto en el ámbito nacional como autonómico, y en el caso de la pesca, provincial. Mientras que la mayor parte de las Comunidades han desarrollado leyes de conservación y pesca propias, la comercialización sigue estando regulada básicamente a nivel nacional.

La pesca del cangrejo autóctono se encuentra prohibida en toda España desde principios de los años 1980. Sin embargo, y a pesar de que el cangrejo de río se encuentra en claro riesgo de extinción en todo el país, el Decreto 439/1990 no lo incluye como especie catalogada. Es conocido lo incompleto de esta norma de ámbito nacional, en particular en lo que respecta a invertebrados. Ahora bien, desde entonces la mayor parte de las Comunidades Autónomas han elaborado sus propios Catálogos Regionales, y sorprendentemente, sólo cuatro regiones incluyen al cangrejo autóctono. Incluso la reciente actualización del Catálogo Nacional realizada en 2000 ignora al cangrejo como especie amenazada. La catalogación supone una mejora notable con vistas a la conservación de la especie con respecto a la situación genérica de "no pescable", puesto que además de un reconocimiento explícito de la situación de peligro y una mayor dedicación potencial de recursos, implica necesariamente la elaboración de un Plan de recuperación específico. Hasta la fecha, solo Navarra ha desarrollado un Plan de Recuperación para nuestro cangrejo. El Plan incluye dos grupos de medidas: unas que tienen por objeto proteger y restaurar directamente las poblaciones y hábitats del cangrejo autóctono, y otras relacionadas con la gestión de la pesca, transporte y comercialización de las especies de cangrejo introducidas (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997a). El plan clasifica el territorio en dos zonas mutuamente exclusivas: una zona de cangrejo autóctono y otra de cangrejos introducidos. En ambas zonas, el transporte y la comercialización de cangrejos vivos está prohibida. La pesca del cangrejo rojo solo está autorizada en la zona de cangrejos introducidos, mientras que la del cangrejo señal puede autorizarse excepcionalmente en la zona de cangrejo autóctono. El Plan también prevé estudios de distribución y dinámica de poblaciones, controles sanitarios y acciones para aumentar la concienciación ciudadana.

**Tabla II.** Medidas de protección adicional dadas a *Austropotamobius pallipes* en las regiones donde está presente. Los niveles de protección son los análogos a los establecidos en la Ley 4/1989 y por la UICN, salvo en el caso de Cataluña, que ha desarrollado una clasificación propia.

Comunidad	Catálogo Regional de	Catalogación asignada al	Plan de
-----------	----------------------	--------------------------	---------

<b>Autónoma</b>	<b>Especies Amenazadas</b>	<b>cangrejo autóctono</b>	<b>Recuperación</b>
Andalucía	Sí	Ninguna	No
Aragón	Sí	Vulnerable	En preparación
Asturias	Sí	Ninguna	No
Cantabria	No	Ninguna	No
Castilla-La Mancha	Sí	Vulnerable	En preparación
Castilla-León	No	Ninguna	No
Cataluña	Sí	Baja sensibilidad	No
Comunidad Valenciana	Sí	Ninguna	No
Galicia	No	Ninguna	No
La Rioja	Sí	En peligro	En preparación
Madrid	Sí	Ninguna	No
Navarra	Sí	En peligro	Sí
País Vasco	Sí	Ninguna	No

Dado que una de las principales amenazas para la conservación de nuestro cangrejo es la expansión de las especies introducidas, merece la pena analizar la legislación relacionada con su pesca y comercialización. La normativa específica de pesca, que se establece anualmente en Órdenes de Veda de ámbito generalmente provincial, muestra notables variaciones de enfoque (y a veces contradicciones) incluso en provincias o regiones colindantes. En general, el cangrejo rojo puede pescarse durante todo el año en casi toda España sin límites de talla ni cupos, aunque es habitual limitar el número de redes por pescador (p.e. País Vasco, Navarra y La Rioja). En Asturias y Castilla-La Mancha se establece una veda temporal (pero que no está relacionada con la biología del cangrejo, sino con la de las aves acuáticas de ribera), mientras que en Castilla-León las condiciones son similares, aunque se establece un amplio cupo de 20 docenas de cangrejos. En Murcia se permite su captura durante todo el año, con un cupo de 80 cangrejos. Cantabria y Galicia, con escasas poblaciones de la especie, no autorizan su pesca. Andalucía es la única región donde las normas prevén la pesca comercial del cangrejo rojo en determinadas áreas (incluyendo el empleo de nasas). En cuanto al cangrejo señal, la especie está presente hasta la fecha en siete regiones, sólo en tres de las cuales (Castilla-León, País Vasco y Navarra) se autoriza su pesca. Ésta suele estar restringida a tramos acotados (sin embargo en los últimos años se ha autorizado su pesca en amplios tramos libres –p.e. en Soria-, sometidas a un control mucho menor), con cupos de entre 10 y 36 cangrejos y tallas mínimas variables. En estas tres regiones la Administración ha venido realizando programas activos de introducción desde finales de los años 80 (ALVAREZ *et al.*, 1989, CARRAL *et al.*, 1993), y actualmente se están realizando y planificando más introducciones en Castilla-León (PÉREZ-CECILIA *et al.*, 1997).

Durante la última década, la comercialización en vivo del cangrejo rojo ha estado sometida a una serie de cambios. La legislación nacional autoriza en principio la comercialización de esta especie sin restricciones. Pese a ello, y tras una sentencia favorable del Tribunal Constitucional, Castilla-León prohibió su comercialización en vivo durante seis años. Desgraciadamente, en 1996 esta prohibición fue levantada, probablemente debido a la presión ejercida por el sector de distribución del pescado sobre la base de un cumplimiento desigual de la norma según las provincias. Es de destacar que durante el período durante el cuál la comercialización estuvo prohibida, la expansión del cangrejo rojo en la provincia de Burgos fue considerablemente menor que en las provincias próximas (TEMIÑO, inédito). En los últimos años, Cataluña, País Vasco y

Navarra han prohibido la comercialización en vivo del cangrejo rojo. En Navarra se ha observado una considerable disminución en la expansión de la especie tras la adopción de ésta medida (DIÉGUEZ-URIBEONDO y MUZQUIZ, 1999). En el resto del país el cangrejo rojo puede ser comercializado en vivo, y es fácil de obtener en las pescaderías. Por el contrario, la comercialización en vivo del cangrejo señal no está autorizada por la legislación nacional.

En los últimos años se han introducido variaciones en la normativa de pesca de cangrejos encaminadas a minimizar la dispersión de cangrejos vivos por los pescadores, siguiendo el ejemplo de algunos países nórdicos (SKURDAL y TAUGBOL, 1992). Así, en algunas regiones (Castilla-La Mancha, Cataluña, Navarra) se obliga a sacrificar los cangrejos capturados por arranque de la pieza central del telson. En Castilla-La Mancha, donde la normativa de comercialización en vigor es la nacional, se presenta una situación contradictoria: los cangrejos rojos pueden adquirirse vivos en el mercado sin ninguna restricción, pero los capturados en el río han de ser sacrificados. Resulta evidente que es difícil obtener apoyo y colaboración por parte de los pescadores ante este tipo de situaciones. Al existir la posibilidad de extender autorizaciones excepcionales para el transporte en vivo, la excepción se ha convertido en la norma y la medida no se aplica en la práctica. También en el País Vasco y Navarra la obligatoriedad de sacrificar los cangrejos señales capturados se incumple casi siempre. El rápido deterioro que sufren las características organolépticas de los cangrejos en muerto, junto a la costumbre de cocinar los cangrejos en vivo, hace difícil convencer a los pescadores para que respeten esta norma. Un último aspecto a considerar en conexión con la pesca deportiva se refiere al riesgo que comporta el empleo de cangrejos vivos como cebo de pesca. Se sabe que este es un mecanismo importante en la dispersión de especies fluviales (escapes accidentales, liberación de los individuos al final de la jornada de pesca), pero no hemos encontrado ninguna normativa de pesca que lo regule.

## Discusión y propuestas de actuación

Las poblaciones de *Austropotamobius pallipes* han sufrido una regresión general en toda Europa durante el siglo XX, a consecuencia de la actuación combinada de factores negativos, entre los que destaca la afanomicosis. La Península Ibérica ha sido una de las áreas más afectadas. El escaso número de poblaciones supervivientes en hábitats marginales, sometidas a una tasa de extinción de entre el 30% y el 50% de las poblaciones cada 5 años, unido a la constante expansión de las especies americanas, constituyen razones más que sobradas para considerar a la especie como "en peligro de extinción" en todo el país. Pese a que los riesgos que se ciernen sobre sus poblaciones son muy similares en todas las regiones, y la situación actual análoga, el nivel de protección otorgado a la especie es muy variable, y es en general deficiente. Únicamente en La Rioja y Navarra la especie está catalogada "en peligro". Las diferencias existentes en la legislación ponen además de manifiesto una absoluta falta de cooperación entre las Administraciones Públicas implicadas. Debido a la crítica situación en que nos encontramos actualmente, se precisa un importante esfuerzo conjunto y el desarrollo de un programa coordinado de ámbito nacional. Este programa debe incluir medidas para: (a) Restaurar poblaciones de cangrejo autóctono, (b) controlar la expansión de las especies introducidas, (c) conservar el hábitat y aumentar la vigilancia de las poblaciones de cangrejo autóctono y (d) implicar a la sociedad en la conservación de las poblaciones de cangrejo.

### ***Restauración activa de las poblaciones de cangrejo autóctono.***

Las poblaciones de cangrejo autóctono deben ser recuperadas cuando sea

posible mediante programas activos de reintroducción. Existe un gran número de puntos en nuestro país que reúnen los requisitos potenciales para la restauración de poblaciones (ausencia de cangrejos introducidos y preferiblemente aislados del resto de la red) en comparación con el número y extensión actual de las existentes en la actualidad. En desventaja con la situación existente en el Norte de Europa (con abundantes lagos), en España la mayor parte de los esfuerzos de conservación y recuperación han de llevarse a cabo en sistemas fluviales abiertos, que son más vulnerables a la expansión de las epizootías. Por ello, los programas de restauración deben incluir una evaluación del riesgo de transmisión de afanomicosis, mediante un adecuado conocimiento de la presencia de especies exóticas en la zona y de su estado sanitario. Se necesita realizar muestreos periódicos (tanto en las poblaciones de cangrejo autóctono como en las de cangrejos introducidos) para conocer la dinámica de sus poblaciones y evaluar el riesgo existente cuando se establece una nueva población de cangrejo autóctono. Una forma adecuada de evaluar éste riesgo es mediante el empleo de cajas testigo (SKURDAL y TAUGBOL, 1992; DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997a). Además, el estado sanitario de los cangrejos empleados en repoblaciones debe ser investigado para evitar la posible dispersión de parásitos o patógenos (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997a).

Hoy en día, los programas de restauración basados exclusivamente en la traslocación de individuos obtenidos de poblaciones naturales están limitados por el escaso número de éstas. La disponibilidad de individuos para la repoblación necesita ser incrementada de forma sustancial, bien criándolos en astacifactorías convencionales, bien empleando estanques extensivos. Estos programas deben tener en cuenta la considerable experiencia adquirida con otras especies fluviales (p.e. salmónidos) acerca de los problemas que pueden generar las repoblaciones (HINDAR *et al.*, 1991; LEARY, 1991; GRANDJEAN *et al.* 1998), particularmente los relacionados con la pérdida de variabilidad genética, los efectos de la domesticación o la dispersión de patógenos y parásitos. Estudios recientes muestran que la mayor cantidad de variabilidad genética de la especie se concentra en los países mediterráneos (SANTUCCI *et al.*, 1997), por lo que se debe tener especial cuidado en preservarla en nuestro país (SOUTY-GROSSET *et al.*, 1997). En la actualidad se están desarrollando estudios para profundizar en éste aspecto (OCHANDO *et al.*, 1999, GRANDJEAN y DIÉGUEZ-URIBEONDO, 2000).

Los esfuerzos de recuperación directa son muy escasos en España, aunque existen algunos programas que merece la pena resaltar. Así, en Castilla-La Mancha se viene desarrollando un programa de repoblación anual desde principios de los años 80, basado en la repoblación otoñal con crías del año, obtenidas en los centros de El Chaparrillo (Ciudad Real) y Rillo (Guadalajara). La producción ha disminuido considerablemente tras el cierre provisional en 1995 de El Chaparrillo, donde se habían llegado a obtener casi 200.000 individuos en 1994 (M. COLL, comunicación personal), debido a problemas en la calidad del agua (DIÉGUEZ-URIBEONDO *et al.*, 1997b). Durante el período 1995-1998 se ha repoblado una media de 40.000 juveniles de un verano de edad (E. LORENTE, comunicación personal), procedentes de Rillo, que en la actualidad es el único centro con una cierta producción de cangrejo autóctono en todo el país. Su presupuesto de funcionamiento no supera los ocho millones de pesetas anuales (A.L. MARTÍNEZ, comunicación personal). Como consecuencia de estos programas de

repopulación, se ha conseguido establecer varias poblaciones en las provincias de Cuenca, Guadalajara y Albacete. Se estima que cerca del 35% de las poblaciones existentes en la provincia de Cuenca tienen este origen. La traslocación de ejemplares salvajes a charcas para crear nuevas poblaciones ha demostrado ser una estrategia muy válida en País Vasco y Navarra, regiones que han optado por esta vía de restauración. Se estima que en la actualidad cerca del 25% de las poblaciones alavesas y del orden del 10% de las navarras se han establecido de esta forma (J. PINEDO, comunicación personal; DIÉGUEZ-URIBEONDO y MUZQUIZ, 1999). Con estas tasas de éxito, la identificación y catalogación de arroyos y charcas aptos para la restauración de poblaciones debe ser considerada una actuación prioritaria.

### ***Control de la dispersión de especies exóticas.***

La introducción de los cangrejos norteamericanos constituye un ejemplo evidente del impacto que causar las especies exóticas sobre las autóctonas. Por tanto, es también importante resaltar la necesidad de prevenir la expansión y dispersión de las especies exóticas. La gestión de las poblaciones de cangrejos exóticos debe estar invariablemente dirigida a controlar los medios de dispersión, que frecuentemente pasan por la acción del hombre. Entre las medidas a adoptar destacaremos las relacionadas con la comercialización en vivo, la gestión de las poblaciones y la adopción de medidas de control y erradicación. El control de la dispersión de cangrejos mediante la limitación o prohibición de su comercialización en vivo es quizás la recomendación con mayor grado de acuerdo entre la comunidad científica internacional para el control de la expansión de los cangrejos introducidos (IAA, 1988) pero, como hemos visto, rara vez se ha puesto en práctica.

Hoy en día la especie más abundante en la Península es *Procambarus clarkii*, cuya amplia dispersión es consecuencia directa de su disponibilidad en vivo. Las regulaciones contradictorias adoptadas por las diferentes autonomías permiten que todavía esta expansión siga teniendo lugar. Aunque la pesca de *P. clarkii* ha desarrollado una importante industria local en el sur de España, la especie es en general poco popular y tiene mala aceptación en la mayor parte del país. A pesar de que el cangrejo rojo se halla ampliamente extendido, parece que las poblaciones estables situadas por encima de una cota aproximada de 1000 m (en ambas mesetas) son infrecuentes, con algunas excepciones que se presentan en lagos y embalses. Esto sugiere que una o varias variables típicas de los ambientes fluviales por encima de esta cota (p.e. régimen térmico, pendiente, sustrato, estructura trófica) pueden limitar su distribución. El estudio de la distribución del cangrejo rojo en ríos de montaña en distintos ambientes ibéricos, así como en otros países donde la especie ha sido introducida (Kenya, Japón, Suiza, etc.) puede proporcionar indicios de interés acerca de los posibles límites naturales a su dispersión.

Uno de los principales puntos de debate en la gestión de las poblaciones de cangrejo en España se refiere a las introducciones de cangrejo señal. Se han expuesto varios argumentos para justificar estos programas de introducción (GAUDIOSO *et al.*, 1987), que actualmente siguen llevándose a cabo en algunas Comunidades Autónomas, como por ejemplo (1) el establecimiento de una "barrera ecológica" para prevenir la colonización por parte del cangrejo rojo de aguas habitadas por el cangrejo autóctono, (2) el de

llenar un "vacío ecológico" con un "homólogo ecológico" al cangrejo autóctono, (3) el de control de la eutrofización de las aguas, y (4) el de proveer una alternativa de pesca que ahora no existe.

El frecuente empleo del concepto de "barrera ecológica" en algunos círculos gestores para justificar las introducciones de cangrejo señal ha de ser comentado con detalle. Hasta la fecha no se han realizado ningún estudio científico relativo a la interacción entre *P. clarkii* y *P. leniusculus* en distintos ambientes que avale este concepto. Para ser consistente con sus objetivos y en caso de que existiese un desplazamiento del cangrejo rojo por el cangrejo señal, el concepto de barrera requeriría que los cangrejos señales sólo se estableciesen en aquellas áreas seleccionadas para la introducción, en las que se supone que las poblaciones de cangrejo autóctono no serían afectadas. Esta suposición contrasta con el hecho repetidamente observado de la dispersión, por parte del hombre, desde estas zonas de introducción a otras áreas diferentes. Así, la pretendida barrera funciona como un nuevo punto de disponibilidad de cangrejos para su introducción a otros lugares. En cuanto al carácter de la pretendida barrera, probablemente la coexistencia resulte en cambios más o menos sutiles en la dinámica poblacional de ambas especies, o en una ocupación en mosaico del hábitat, más que la exclusión absoluta de una de las especies (que en principio se pretende que sea el cangrejo rojo), al menos en un amplia zona de contacto. Con la expansión tanto del cangrejo rojo como del cangrejo señal aparecen cada vez más casos en nuestro país de coexistencia entre ambas especies en ambientes de características diversas, que pueden permitirnos obtener información sobre éste particular.

Con respecto al muy citado calificativo de MASON (1977) de "homólogo ecológico" referido al cangrejo señal, señalaremos que no está apoyada en datos específicos.

En cuanto al argumento de un supuesto efecto positivo de la presencia de cangrejos en el control de la eutrofización, varios trabajos han mostrado que la desaparición de los cangrejos promueve el crecimiento de las macrófitas (ABRAHAMSSON, 1973; MATTHEWS *et al.*, 1993; ELSER *et al.*, 1994). Estos estudios han sido desarrollados en ambientes lacustres. El aumento de la eutrofia derivada de la ausencia de cangrejos en los ambientes fluviales donde vivía nuestro cangrejo, típicamente más heterótrofos (MARGALEF, 1983), debe ser examinado con más detenimiento. Más aún, en nuestro país sólo se depuran los vertidos orgánicos correspondientes al 50'7% de la población total (siendo el porcentaje más bajo en las áreas rurales) (MIMAM, 1999), resultando que el 70% de 1.181 puntos de control situados en 310 ríos indican algún grado de contaminación (AVILÉS *et al.*, 1997). Parece por tanto que la construcción o mejora de instalaciones de tratamiento de aguas residuales puede ser en estos momentos un método menos arriesgado y más efectivo para controlar el grado de eutrofia en los ríos que la introducción de cangrejos exóticos.

En este estado de conocimientos, continuar voluntariamente por parte de la Administración la dispersión de los cangrejos exóticos (en estos momentos, del cangrejo señal) parece ignorar los principios de humildad, precaución y reversibilidad que MOYLE y MOYLE (1995) proponen para regir estas actuaciones. Sin desestimar el impacto positivo en la economía local que la pesca recreativa del cangrejo señal pueda tener, no se debe olvidar tampoco que el coste de los programas de introducción de esta especie, que puede

llegar a ser muy elevado, habitualmente compite con los escasos presupuestos públicos asignados para la gestión y recuperación de las poblaciones de cangrejo autóctono.

Un último punto de debate se refiere al empleo de la presión de pesca como mecanismo de control de las poblaciones de especies introducidas. La evidencia apunta a que los pescadores actúan como agentes importantes en la dispersión de los cangrejos, especialmente en aquellos lugares donde se crean expectativas de futuro basadas en la pesca del cangrejo. Una vez que una especie aparece en una nueva área, los gestores se enfrentan al dilema de prohibir o autorizar su pesca, particularmente si esta es valiosa desde el punto de vista del pescador. De una parte, hemos visto que permitir la pesca llevará consigo frecuentemente la expansión de la especie a otras zonas donde su presencia puede acarrear serias consecuencias, mientras que explicar a los pescadores las razones existentes para la prohibición de la pesca puede ser difícil, pues suelen asumir que la pesca es una medida eficaz de control, y que si se retiran ejemplares al final habrá menos. Este argumento es muy discutible, y existen evidencias en contra del mismo (MOMOT, 1993). Analizando la normativa de pesca que hemos expuesto anteriormente, observamos que coexisten normas encaminadas a evitar la expansión de estas especies, simplemente a realizar un aprovechamiento o incluso a fomentar y cuidar sus poblaciones. Aunque resulta difícil desarrollar técnicas de gestión que permitan simultáneamente el control de las poblaciones y la calidad desde el punto de vista de la pesca recreativa debe investigarse este terreno con el fin de desarrollar técnicas que permitan el control de algunas poblaciones y la calidad de la pesca recreativa. En esta perspectiva puede ser importante desarrollar y aplicar métodos para la erradicación de poblaciones (HOLDICH, 1997) como alternativa a éste dilema, incluso si no son muy eficientes. De una parte se podría llegar a controlar las poblaciones a niveles a los que la pesca deportiva resulte escasamente atractiva, y de otra harían percibir por parte del pescador una actuación decidida y con objetivos claros del gestor, en lugar de un comportamiento pasivo.

### ***Conservación del hábitat y aumento de la vigilancia.***

Siempre que sea posible y no comprometa su persistencia, las poblaciones deben recibir una protección adicional integrándolas dentro de espacios protegidos. Las actividades que afecten a áreas ocupadas por el cangrejo autóctono deberían ser cuando menos objeto de evaluación de impacto ambiental o una evaluación análoga, en particular las canalizaciones, la extracción de aguas, las presas, los tratamientos químicos forestales y agrícolas y las repoblaciones con peces. La incidencia de la sequía como una de las causas principales de desaparición de poblaciones debe ser abordada de forma específica, mediante el diseño de programas de traslocación de poblaciones y evitando, dentro de las zonas habitadas por el cangrejo autóctono, el desarrollo de proyectos de regadío o canalizaciones (ligados con frecuencia a las concentraciones parcelarias) que agudizan los efectos de la sequía climática. Pueden surgir problemas cuando el agua se emplea para abastecimiento humano, como ha sucedido en ciertas áreas. Hay que hacer hincapié en nuestro desconocimiento del estado de las poblaciones. La Tabla I muestra un grado de seguimiento de las poblaciones inadmisibles cuando estamos tratando con una especie en peligro de extinción. La conservación de



las poblaciones existentes requiere de forma urgente un aumento en la vigilancia del furtivismo, y especialmente el control sistemático de los puntos de venta ilegal, que suelen ser conocidos. Las características del furtivismo expuestas más arriba sugieren que denunciar y cerrar los establecimientos públicos que vendan cangrejo autóctono puede ser más eficaz que la acción directa sobre los autores materiales, muchas veces insolventes y que no furtivearían de no haber un beneficio económico por medio. Para ello es preciso implicar a los organismos con capacidad para la inspección y cierre de locales públicos (Sanidad y Guardia Civil), elaborando un protocolo especial de actuación.

### ***Concienciación pública.***

La tremenda falta de información, especialmente entre el colectivo de pescadores, pero también a diferentes niveles dentro de la Administración, y la ausencia de motivación en los programas de conservación y recuperación, también pone en precario las perspectivas de futuro de la especie. Se requiere un esfuerzo decidido para mejorar la conciencia pública y el grado de implicación de los gestores a todos los niveles (desde la guardería a los políticos) (TAUGBOL y SKURDAL, 1997). El público en general ha recibido una información muy escasa, que se reduce a contados trípticos informativos. Los programas educativos no pueden quedarse estancados en la publicación de un panfleto, y deben tomar en consideración los diferentes niveles de conocimiento, las diferentes motivaciones y las diferentes responsabilidades de cada grupo de receptores de información. El material de divulgación ha de estar específicamente diseñado para dirigirse a cada uno de los grupos de usuarios o gestores de recursos implicados. Un programa de esta índole se está preparando en Castilla-León. Se debe aumentar la preocupación por la protección de la especie en todos los niveles administrativos implicados en la gestión y la toma de decisiones. Por ejemplo, el verano parece ser una época crítica del año durante la cual se desencadenan muchos factores de riesgo (p.e. furtivismo) o pueden realizarse actividades de gestión (p.e. inventarios). Sin embargo, durante ésta época, la práctica totalidad de los recursos asignados en un sentido amplio a la conservación y gestión de la naturaleza se ven desviados, dentro de las mismas áreas generales de gestión, hacia actuaciones que reciben una mayor atención entre los medios de comunicación y los políticos, como es el caso de los incendios forestales.

La implicación de la población y pescadores locales es otro factor clave para el éxito, pero es difícil de conseguir. Una de las líneas más prometedoras seguida en los países bálticos con su cangrejo nativo, *Astacus astacus*, que consiste en promocionar su valor económico para implicar a los propietarios locales (TAUGBOL y SKURDAL, 1997), no es muy viable en nuestro país, debido a que en nuestro ordenamiento jurídico no existe propiedad ni de los derechos de pesca ni de los animales que habitan en las aguas. En segundo lugar, la pesca del cangrejo ha sido considerada tradicionalmente como un recurso de importancia, por lo que puede existir una presión en el ámbito local para el desarrollo de oportunidades de pesca, bien en base al cangrejo autóctono, o en base a los introducidos. En la actualidad es muy difícil desarrollar actuaciones basadas en la captura del cangrejo autóctono, dado el escaso número de poblaciones existentes. No obstante, alguna acción de ésta naturaleza o análoga, que repercuta a nivel local, puede ser importante

incluso a pequeña escala. Sin embargo existe un importante factor positivo, y es que, al contrario que otras muchas especies amenazadas emblemáticas (lobo, lince, águila imperial, etc.), el cangrejo goza de muy buena imagen entre la población local, y existe una evidente añoranza por recuperar la situación pasada. Este poderoso estímulo corre el riesgo de desaprovecharse, pues la última generación de personas que ha conocido y valora nuestro cangrejo pasa ya de los cuarenta años.

Por último, la coordinación de las diferentes Administraciones implicadas en los programas de conservación es uno de los objetivos más difíciles de cumplir (y frecuentemente se esgrime como un inconveniente más, cuando en realidad es una obligación constitucional) pero resulta clave para el éxito. Es indispensable una buena coordinación entre los gestores encargados de la conservación de la naturaleza y la pesca fluvial, entre sí y con los Organismos de Cuenca y otros organismos ejecutores de obra pública, para evitar la pérdida de más poblaciones, en particular las debidas a las canalizaciones de arroyos. Una Comisión interregional, al estilo de la establecida entre Suecia y Noruega (TAUGBOL y SKURDAL, 1997), sería altamente deseable para proponer unas líneas generales de gestión comunes en amplias zonas del país.

Los muy escasos intentos realizados hasta la fecha para la recuperación de las poblaciones de cangrejo autóctono en España han tenido cierto éxito, teniendo en cuenta la parquedad de los recursos invertidos en comparación con los dedicados por la Administración a otros cangrejos, particularmente al cangrejo señal. En el caso del cangrejo autóctono confluyen todos los ingredientes negativos que puedan incidir sobre una especie: sus poblaciones son escasas y están muy fragmentadas, es afectada por una grave enfermedad, están presentes especies introducidas que ocupan su hábitat, es sensible a las alteraciones de éste, sufre una importante presión de pesca furtiva y existe una presión social importante a nivel local. Son obvias las dificultades que implica elaborar y desarrollar un Plan de Recuperación en estas condiciones, pero no son justificación para eludir la obligación de llevarlo adelante con éxito.

## Agradecimientos

Las siguientes personas nos han facilitado una información muy valiosa sobre el estado actual y la información disponible acerca de las poblaciones de cangrejo autóctono en sus respectivas Comunidades Autónomas: J.ALBA-TERCEDOR y J.M. GIL (Andalucía), J. DE LA HOZ (Asturias), J. L. MUZQUIZ Y F. ROYO (Aragón), E. LORENTE, J. LOZANO, J. MARTÍN y A.L. MARTÍNEZ (Castilla-La Mancha), J. CARRAL y E. ROY (Castilla-León), A. REY (Cataluña), J. GALINDO, J.JIMÉNEZ y J. URBANO (Comunidad Valenciana), F. ROLDÁN (Extremadura), A. CALLEJO (Galicia), I. TEJEDOR (La Rioja), J. GARCÍA (Murcia) y J. PINEDO y A. RALLO (País Vasco).

F. ALONSO ha recibido apoyo económico del INIA y el Servicio de Investigación Agraria de Castilla-La Mancha (Proyecto INIA 96-SC-005) y J. DIÉGUEZ-URIBEONDO del Servicio de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra y el Proyecto nº 21817 del Gobierno de Aragón.

## Bibliografía

- ALONSO F., MARTÍNEZ R., 1998. El cangrejo autóctono en Castilla-La Mancha: Problemática de conservación y recuperación. *Trofeo Pesca*, 69, 58-59.
- ALONSO,F., TEMIÑO,C., DIÉGUEZ-URIBEONDO,J. Status of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* [Lereboullet, 1858], in Spain: distribution and legislation. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* (aceptado)
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., SÖDERHÄLL K., 1999. RAPD evidence for the origin of an outbreak of crayfish plague in Spain. *Freshwater Crayfish*, 12.
- DIÉGUEZ-URIBEONDO J., MÚZQUIZ J.L.,1999. Plan de recuperación del cangrejo autóctono, *Austropotamobius pallipes*, en Navarra. *Trofeo Pesca*, 52, 76-78.
- GRANDJEAN F., DIÉGUEZ-URIBEONDO J., 2000, Population genetic structure of the endangered crayfish species, *Austropotamobius pallipes* in Spain with inference to its colonization history, *Journal of Heredity* (enviado).
- HINDAR K., RYMAN N., UTTER F. M., 1991. Genetic effects of cultured fish on natural fish populations. *Can. J. Fish . Aquat. Sci.*, 48, 945-957.
- HOLDICH D.M., 1997. Negative effects of established crayfish introductions. En GHERARDI, F.(ed.) *The Introduction of Alien Species of Crayfish in Europe*. 9-11. Abstract Volume. Firenze.
- HOLDICH D.M., LOWERY R.S., 1988. (eds.) *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation*. Croom-Helm, London. 498 p.
- INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION, I.U.C.N.1996. En BAILLIE J. y GROOMBRIDGE B. (eds.) 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. IUCN, Gland, Switzerland.
- LEARY R.F.,1991. Why not stock? En STOLTZ J. & SCHNELL J. (eds), *Trout*. Stackpole Books. 346-350.
- OCHANDO M.D., BEROIZ B., ALONSO F., 1999. Resultados preliminares sobre la variabilidad genética en el cangrejo de río autóctono, *Austropotamobius pallipes*; comunicación presentada al II Congreso de la Sociedad Española de Genética (La Coruña, 22 a 24 de septiembre).
- REY A.,1994. *El cranc de riu a Catalunya*. Documento interno de la Dirección de Agricultura, Ramadería i Pesca. Girona.
- UNESTAM T., 1972. On the host range and origin of the crayfish plague fungus. *Rep. inst. Freshw. Res. Drottningholm* 52, 192-198.



Artículo publicado en la Revista AquaTIC nº 11, octubre 2000