An aerial photograph of a river network in a dry, textured landscape. The river channels are dark and winding, branching out across a light-colored, cracked, and uneven terrain. The overall appearance is that of a semi-arid environment where water has carved paths through the soil.

**La colonización de medios acuáticos por
anfibios como herramienta para su
conservación:el ejemplo de Arribes del Duero**

**The colonization by amphibians of newly created aquatic
environments as a conservation tool: the case of the Arribes del Duero**

**Gonzalo ALARCOS
Manuel E. ORTIZ
Miguel LIZANA
Antonio ARAGÓN
María José FERNÁNDEZ BENÉITEZ.**

La colonización de medios acuáticos por anfibios como herramienta para su conservación: el ejemplo de Arribes del Duero

The colonization by amphibians of newly created aquatic environments as a conservation tool: the case of the Arribes del Duero

GAKO HITZAK: anfibioak, putzuak, kolonizazioa, Arribes del Duero, proposamenak, kontserbazioa.

KEY WORDS: amphibians, ponds, colonization, Arribes del Duero, conservation, proposals.

PALABRAS CLAVE: anfibios, charcas, colonización, Arribes del Duero, propuestas, conservación.

Gonzalo ALARCOS
Manuel E. ORTIZ
Miguel LIZANA
Antonio ARAGÓN
María José FERNÁNDEZ BENÉITEZ

RESUMEN

Denboraldiko hezeguneen desagerepenak, populazioen isolamendu eta iraungipenaren bidez, anfibioei zuzenean eragiten die. Zamorako "Arribes del Duero" eskualdean 16 putzuren sortzea eta egokitzeaz baliatuz, horietan anfibioen kolonizazioa, bertan inplikaturiko faktoreak barne, ikertu zen. Hiru urte igaro ondoren, *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* eta *Triturus marmoratus* kolonizazio-gaitasun handien erakutsi duten espezieak dira. Landare-estaldurak eta kanpoko espezieen sartzapenek kolonizazio prozesua baldintzatu zuten. Hezeguneak sortzea anfibioen kontserbaziorako neurri eraginkorra da, epe motzera putzu horietan populazio egonkorak eratzeko gauza baitira. Guk lorturiko emaitzak kontuan harturik, anfioentzako hezeguneen sorrera hobetzeko xedez, hainbat neurri proposatzen ditugu.

SUMMARY

The disappearance of temporary aquatic media affects amphibians through the isolation and extinction of populations. Taking advantage of the creation or restoration of sixteen ponds in the Arribes del Duero (Zamora, Spain), the colonization by amphibians and factors affecting it were studied. *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* and *Triturus marmoratus* were the species with greatest capacity for colonization after three years. Aquatic vegetation cover and the presence of introduced species conditioned the process of colonization. The creation of aquatic media is an effective measure in the conservation of amphibians, stable populations being formed in a short-term period. We also propose a series of measures directed towards the improvement in the process of creation of aquatic media for amphibians originating in our results.

RESUMEN

La desaparición de medios acuáticos temporales afecta directamente a los anfibios a través del aislamiento y extinción de poblaciones. Aprovechando la creación o restauración de 16 charcas en los Arribes del Duero de Zamora, se estudió la colonización por anfibios y los factores implicados en ella. *Rana perezi*, *Hyla arborea*, *Pleurodeles waltl* y *Triturus marmoratus* fueron las especies con mayor capacidad de colonización tras tres años. La cobertura vegetal y la presencia de especies introducidas condicionaron el proceso de colonización. La creación de medios acuáticos es una medida eficaz en la conservación de los anfibios al ser capaces de formar poblaciones estables a corto plazo. Proponemos una serie de medidas encaminadas a mejorar la creación de medios acuáticos para Anfibios a partir de nuestros resultados.

INTRODUCCIÓN

El declive a nivel mundial de las especies y poblaciones de anfibios es un hecho reconocido (BLAUSTEIN *et al.*, 1994; HOULAHAN *et al.*, 2000). Entre las causas principales de este declive global de anfibios aparecen la alteración y fragmentación de hábitats (LIZANA *et al.* 2002) con el consiguiente aislamiento de las poblaciones (SINSCH, 1992; BAKER & HALLIDAY, 1999), y la pérdida, degradación y contaminación de los medios acuáticos reproductores (SADINSKI & DUNSON, 1992; SKELLY, 1996; JOLY *et al.*, 1999; OLDHAM, 1999; SPARLING, 2002). La creación, conservación y mejora de medios acuáticos es por tanto una medida de protección de las poblaciones de anfibios al constituir una acción frente a dos de las principales causas de declive de sus poblaciones como son la fragmentación de hábitats y la pérdida de medios acuáticos. Esta herramienta ha sido utilizada con éxito en algunas regiones de Europa para mejorar el estatus de anfibios amenazados cuyo principal factor de amenaza era la agricultura intensiva por parte del hombre (STUMPEL & BLEZER, 1999; VAN DER SLUIS *et al.*, 1999).

Tras el proyecto Life *Pond* realizado durante cuatro años (1995-1997) para el mantenimiento de charcas y otras masas de agua de pequeña entidad en zonas agrícolas, se hizo patente en toda la Unión europea el valor de estos medios tradicionales desde diferentes puntos de vista (ambiental, educativo, faunístico, piscícola, arqueológico) y la necesidad de su conservación o recuperación. El objetivo era además hacer compatible su uso tradicional agrícola o ganadero con aspectos recreativos y educativos, y el mantenimiento de la biodiversidad local (BOOTHBY, 1999). Así, la creación y recuperación de medios acuáticos ha adquirido gran importancia como medida para la conservación de las poblaciones de anfibios; algunos casos en España son la reciente creación de charcas en las proximidades de San Sebastián (Guipúzcoa) para conservación de la única población de ranita meridional (*Hyla meridionalis*) del País Vasco y la creación de charcas en el robledal de Orgi (Navarra) o la adaptación del humedal de Salburúa, en el entorno de Vitoria (C.E.A., 2002), para la rana ágil (*Rana dalmatina*), único anfibio español, junto a *Alytes muletensis*, considerado *En peligro de extinción* (GOSÁ, 2002). La comunidad de Madrid ha desarrollado así mismo un programa de mejora de medios acuáticos y adaptación para los anfibios en el parque de Peñalara (GARCÍA PARÍS *et al.*, 2002), con el fin de recuperar las poblaciones de sapo partero (*Alytes obstetricans*) que

sufrieron un drástico declive debido a la infección por hongos quitridios (BOSCH *et al.*, 2001).

En 1999 se inició el programa Life *Arribes del Duero* para la conservación de la Cigüeña negra y el Águila perdicera en la comarca de Los Arribes del Duero (Salamanca y Zamora) (VICENTE *et al.*, 2000). Una de las medidas acometidas durante dicho programa fue la creación o restauración de charcas con el fin de aumentar número y calidad de los medios acuáticos y, en consecuencia, de la disponibilidad trófica para la cigüeña negra (HERRERO, 2000). Aprovechando la nueva creación y restauración de charcas se propuso desarrollar un estudio preliminar para estudiar la colonización de estos medios acuáticos por parte de los anfibios y determinar los factores que pudiesen influir la misma.

Con este trabajo pretendemos evaluar la capacidad, rapidez y éxito de colonización de diversas especies de anfibios en el Parque Natural de Los Arribes del Duero (Zamora), aprovechando las actuaciones de creación y mejora de medios acuáticos para otra especie como la cigüeña negra, así como los factores implicados en el proceso de colonización que puedan ser útiles como guía a la hora de plantear la creación de medios acuáticos para favorecer el establecimiento de comunidades de anfibios.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

Se muestrearon un total de 16 charcas, ubicadas en el Parque Natural de Los Arribes del Duero desde Marzo hasta Diciembre de 2001 (Figura 1). El área de estudio se sitúa en el noroeste de la Península Ibérica y está incluida en su totalidad en la provincia de Zamora. Fitogeográficamente la zona se incluye en la provincia Carpetano-Ibérico-Leonesa, región Mediterránea (RIVAS MARTÍNEZ, 1987), apareciendo fundamentalmente dos pisos bioclimáticos: supramediterráneo (por encima de 600 m.) y mesomediterráneo (por debajo de 600 m), llegando a aparecer en las zonas más bajas de la región (120 m) el piso termomediterráneo. Las series de vegetación características son *Genisto hystricis-Quercetum rotundifoliae* y *Genisto falcata-Quercetum pyrenaicae* en el piso supramediterráneo, *Juniperus oxycedri-Quercetum rotundifolia* en el mesomediterráneo, y *Arbutus-Quercetum pyrenaica* en la zona de transición entre ambos pisos.

Los medios acuáticos son sistemas lénticos, de escasa o nula corriente, como describen en sus

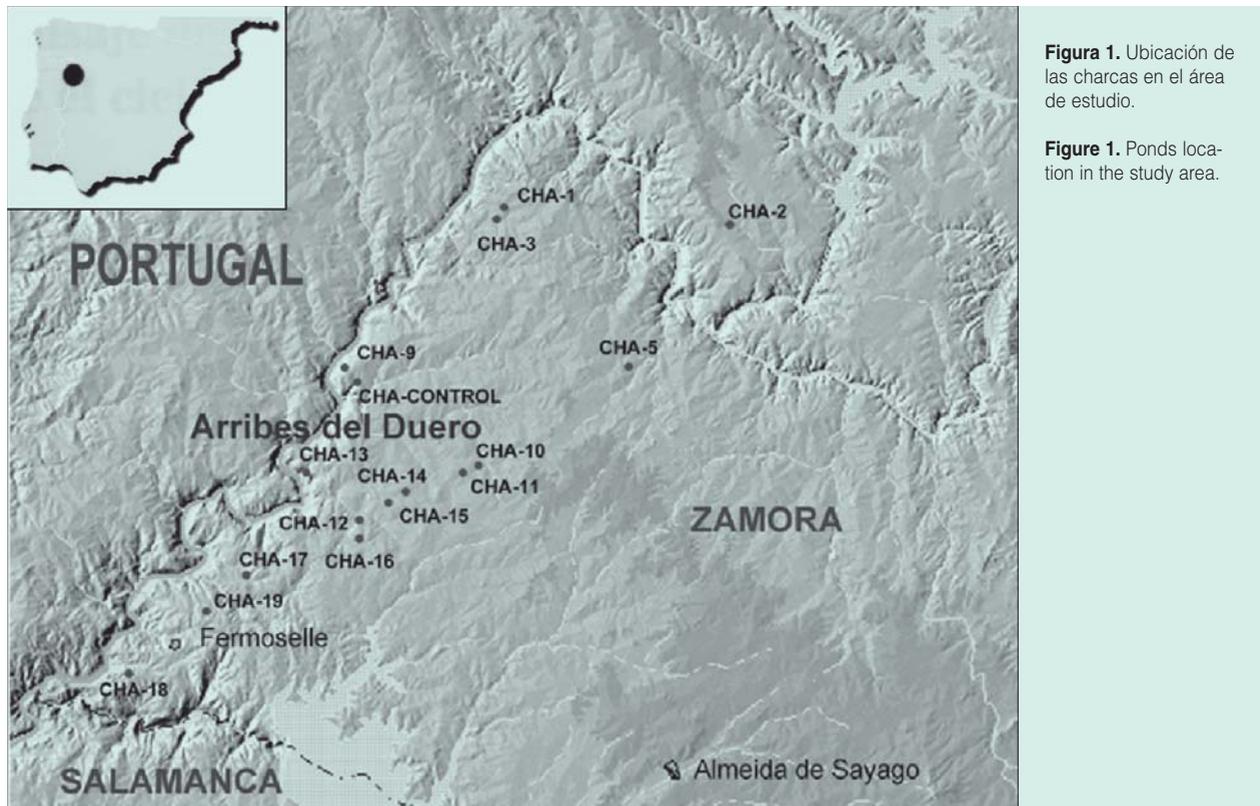


Figura 1. Ubicación de las charcas en el área de estudio.

Figure 1. Ponds location in the study area.

trabajos ALONSO & COMELLES (1983) y DUDLEY (1987) concluyendo que las charcas pueden ser muy variables y complejas dependiendo de factores como el clima, tamaño, profundidad, naturaleza del sustrato y tipo de drenaje. Las cubetas de las charcas de estudio tienen forma cónica invertida y superficie en general redondeada, la mayor con un diámetro máximo de 25 metros y una profundidad máxima de 3 metros. De carácter temporal, se secan completamente en el periodo estival. El uso principal es el ganadero, especialmente de vacuno.

Estudio y seguimiento de poblaciones

Entre las 16 charcas, 12 eran de nueva creación, 3 fueron restauradas y una charca más antigua que se utilizó como control y donde no se llevó a cabo ninguna actuación. Todas ellas se caracterizaron morfométricamente, midiendo la profundidad y el diámetro de la cubeta, así como la distancia al punto de agua más cercano. El muestreo de las poblaciones de anfibios se realizó periódicamente, utilizando una manga de piscina de 45 x 30 cm con luz de malla de 3 mm, para prospectar tanto las orillas como la zona central de la charca. A partir de los resultados de los muestreos se estimaron, además de la presencia y reproducción de especies en cada charca, las

abundancias larvarias y la abundancia de adultos en aquellas especies más acuáticas.

En el transcurso de los muestreos se recogió también información sobre la presencia en la charca de especies que pudieran depredar o competir con los anfibios, tales como el cangrejo de río americano (*Procambarus clarkii*), la tenca (*Tinca tinca*) o la culebra viperina (*Natrix maura*). Se recogieron datos sobre los factores que se estimaron que podían influir en la colonización, dividiéndolos en factores físico-químicos y bióticos. Entre los físico-químicos se analizaron *ex situ* las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y fosfatos con un equipo de valoración colorimétrica MACHEREY-NAGEL modelo *Visocolor ECO*. El resto de las variables físico-químicas (temperatura, pH, conductividad y diferencia de potencial redox) se tomaron *in situ* utilizando las sondas pHímetro - termómetro - sonda bipolar portátil marca HANNA modelo HI 8424 y un conductímetro portátil HANNA modelo HI 8733.

El análisis de los factores bióticos consistió en la estimación del tipo de hábitat en un radio de 150 metros, describiendo las comunidades dominantes de vegetación circundante y la cobertura vegetal de las mismas. Del mismo modo se estimó la vegetación acuática dominante, además de la cobertura vegetal de la misma.

Análisis de datos

Para relacionar la presencia o abundancia de anfibios con los diferentes factores ambientales se realizaron análisis estadísticos en los que se utilizaron la presencia de cada especie de anfibio, detección de reproducción, abundancia larvaria y abundancia de individuos adultos como variables dependientes. El análisis de los factores que influían en la presencia o reproducción de las especies se realizó mediante tablas de contingencia con variables independientes cuantitativas, utilizando la prueba de Chi-cuadrado como estadístico de contraste, y mediante regresiones logísticas binarias con variables independientes cualitativas. En el caso de las abundancias larvaria y de adultos se utilizaron ANOVAs no paramétricas de Kruskal-Wallis y regresiones múltiples. En todos los casos se utilizaron las variables ambientales como factores o, en el caso de la regresión, como variables independientes.

Respecto de los análisis estadísticos se ha considerado un nivel de significación (α) del 0,10 en lugar del $\alpha = 0,05$ establecido por convenio. La modificación del valor α considerado, aunque no muy frecuente, se realiza en determinados estudios dependiendo de las consecuencias de cometer un error estadístico tipo I (rechazar la hipótesis nula cuando es cierta) (KREBS, 1989). El presente estudio se centra en proponer, a partir de los datos obtenidos en el campo, una serie de medidas a considerar en la creación de charcas para anfibios, por lo que consideramos que asumir una mayor probabilidad de cometer un error tipo I no va a suponer una pérdida de

efectividad de nuestras propuestas. Además, considerando que trabajamos con un tamaño de muestra pequeño (16 charcas), cabe esperar una pérdida de potencia de los análisis estadísticos. Por todo ello asumimos un error tipo I mayor y modificamos, por tanto, el valor α a considerar. En consecuencia, en el siguiente capítulo se expondrán como significativos los resultados de aquellos análisis que hayan aportado un valor de significación inferior a 0,1.

RESULTADOS

Doce especies de anfibios aparecen en el área de estudio: 4 urodelos: salamandra común (*Salamandra salamandra*), gallipato (*Pleurodeles waltl*), tritón ibérico (*Triturus boscai*) y tritón jaspeado (*T.marmoratus*); y 8 anuros; sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), sapo partero común (*Alytes obstetricans*), sapo partero ibérico (*A.cisternasii*), sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*), sapo común (*Bufo bufo*), sapo corredor (*B.calamita*), ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) y rana verde común (*Rana perezi*). Ocho de las doce especies llegaron a utilizar y reproducirse en las charcas. *D.galganoi*, *A.obstetricans*, *B.bufo* y *B.calamita* fueron las especies que no llegaron a entrar en las charcas en estudio.

R.perezi fue la especie con un mayor éxito colonizador, apareciendo en todas las charcas (16) y reproduciéndose en 15. *H.arborea* apareció en 14 charcas, *P.waltl* y *T.marmoratus* en 13 y *A.cisternasii* en 10 (Tabla I). *S.salamandra* fue, entre las especies que colonizaron, la menos frecuente, apareciendo en una sola charca (Tabla I). *T.marmoratus* fue la espe-

Tabla I. grado de colonización de cada charca por las diferentes especies de anfibios. En blanco (no presente) Rayado (colonización) indica que la especie coloniza la charca pero no se reproduce en ella, y Gris (reproducción) indica que la especie se reproduce en la charca.

CHARCA	SS	PW	TB	TM	AC	AO	DG	PC	BB	BC	HA	RP	Total Coloniz	Total Reprod
1													6	4
2													5	5
3													6	4
5													5	5
9													5	2
10													4	4
11													6	5
12													5	4
13													5	4
14													6	5
15													3	3
16													6	5
17													5	5
18													5	5
19													3	2
Control													5	4
Total coloniz	1	13	5	13	10	0	0	8	0	0	14	16		
Total reprod	1	9	3	11	10	0	0	8	0	0	9	15		

Table I. colonization degree by amphibian species of each pond. White squares: absent. Dashed (colonization): species colonization but not breeding in the pond. Grey (reproduction): species breeding in the pond.

cie con mayor éxito reproductor en las charcas estudiadas, expresado en términos de abundancia larvaria, seguida de *R.perezi* y *P.cultripes* (Figura 2). En cuanto a los individuos adultos, *R.perezi* fue la especie más abundante, seguida de lejos por el resto de especies (Figura 3).

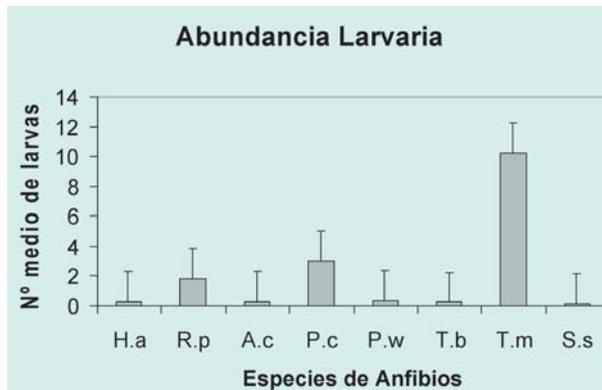


Figura 2. Promedio de la abundancia larvaria (número de larvas por muestreo) en el conjunto de charcas de los anfibios. A.c: *Alytes cisternasii*; H.a: *Hyla arborea*; P.c: *Pelobates cultripes*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; S.s: *Salamandra salamandra*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Figure 2. Average amphibian larval abundance (number of larvae per survey) in the ponds. A.c: *Alytes cisternasii*; H.a: *Hyla arborea*; P.c: *Pelobates cultripes*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; S.s: *Salamandra salamandra*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

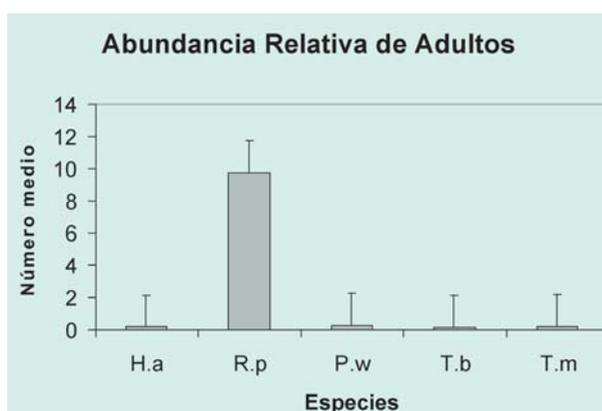


Figura 3. Abundancia promedio de individuos adultos de las especies más acuáticas encontradas en las charcas. H.a: *Hyla arborea*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Figure 3. Average adult individuals abundance of more aquatic species found in the ponds. H.a: *Hyla arborea*; P.w: *Pleurodeles waltii*; R.p: *Rana perezi*; T.b: *Triturus boscai*; T.m: *Triturus marmoratus*.

Un promedio de 5 especies diferentes utilizaron las charcas, variando entre 3 y 6, y un promedio de 4,1 especies se reprodujeron en ellas, con un intervalo de 2 a 5. Las charcas restauradas fueron utilizadas por una media de 5,67 especies y las de nueva creación por 4,83, aunque esta dife-

rencia no resultó significativa ($X^2_1 = 1,957$; $p = 0,162$). En cuanto al número de especies reproduciéndose en cada charca tampoco se detectaron diferencias entre las charcas restauradas, con 3,33 especies y las de nueva creación, con 4,33 ($X^2_1 = 2,663$; $p = 0,103$).

Las dos especies del género *Triturus* fueron las únicas que mostraron preferencias por un tipo concreto de charcas; así, *T.marmoratus* presentó una abundancia larvaria promedio de 8,04 larvas por charca y muestreo en las de nueva creación, no apareciendo larvas de esta especie en las restauradas ($X^2_1 = 3,333$; $p = 0,068$). *T.boscai*, por su parte, fue más frecuente en charcas restauradas (67% de las charcas) que en charcas de nueva creación (17%) ($X^2_1 = 3,068$; $p = 0,080$).

El tipo de vegetación más común que rodea a las charcas es el pastizal xerófilo, siendo la formación dominante en el entorno de un 63% de charcas, seguido del pastizal húmedo, formaciones arbustivas y formaciones tipo dehesa (12,5% en cada caso). No obstante, este factor no influyó en ningún caso en la colonización de las charcas. La vegetación acuática fue también muy variable entre las diferentes charcas; en 6 de ellas apenas se observó vegetación acuática, el mismo número en que aparecieron especies de algas del género *Chara* como tipo dominante. En las charcas restantes se observaron comunidades acuáticas dominadas por el género *Ranunculus* acompañado de otras especies de hoja blanda y ancha como *Calitriche* sp, *Glyceria* sp o *Potamogeton* sp. Las dos especies del género *Triturus*, así como *R.perezi*, se relacionaron positivamente con la presencia de vegetación acuática. *T.boscai* se reprodujo únicamente en charcas con predominio de *Ranunculus*, apareciendo en un 50% de las charcas de este tipo ($X^2_2 = 6,346$; $p = 0,042$). La abundancia larvaria promedio de *T.marmoratus* en charcas dominadas por *Ranunculus* fue superior a 22 larvas por charca y muestreo, mientras que en los otros dos tipos de charcas apenas apareció más de 1 larva por charca y muestreo ($X^2_2 = 9,493$; $p = 0,009$). *Rana perezi* se vio favorecida por la presencia de vegetación acuática, de modo que, mientras su abundancia media en charcas sin vegetación fue de 5,96 individuos, en charcas de cualquiera de los otros dos tipos superó los 10 individuos ($X^2_2 = 5,896$; $p = 0,052$). Además, se obtuvo una relación directa de la abundancia de *R.perezi* con la cobertura de vegetación sumergida ($B = 0,612$; $p = 0,020$).

El cangrejo americano, *Procambarus clarkii*, se detectó en un 25% de las charcas, mientras que

T.tinca y *N.maura* aparecieron en un 43% de las charcas. El éxito reproductor de *T.marmoratus* fue inferior en charcas ocupadas por *T.tinca*, obteniéndose abundancias larvianas medias superiores a 1 en charcas con peces e inferiores a 11 en charcas sin peces ($X^2_1 = 3,348$; $p = 0,067$). *P.clarkii* fue el depredador potencial que afectó en mayor medida a los anfibios; así, *T.marmoratus* fue más frecuente en charcas sin cangrejos (91%) que con cangrejos (50%) ($X^2_1 = 3,068$; $p = 0,080$), de la misma manera que *P.waltl* se reprodujo en un 73% de las charcas sin *P.clarkii* y en tan solo el 25% de las charcas ocupadas por el cangrejo ($X^2_1 = 2,784$; $p = 0,095$). Sin embargo, la presencia de *P.clarkii* se relacionó positivamente con la de algunas especies como *H.arborea*, que se reprodujo en todas las charcas en las que aparecía *P.clarkii* y sólo en el 45% de las charcas libres de éste ($X^2_1 = 3,636$; $p = 0,057$), o *R.perezi*, que mostró unos índices promedios de abundancia de 15 individuos por charca y muestreo en presencia de cangrejo y menos de 8 en ausencia del mismo ($X^2_1 = 3,835$; $p = 0,050$). Finalmente, la presencia de *N.maura* se relacionó negativamente con el éxito reproductor de *P.cultripes*, obteniéndose abundancias larvianas cercanas a 8 larvas por charca y muestreo en charcas sin *N.maura* e inferiores 0,2 en charcas con presencia del depredador ($X^2_1 = 3,203$; $p = 0,074$).

Finalmente, los parámetros físico-químicos medidos en las diversas charcas y periodos del año apenas mostraron variación. En ningún caso se hallaron valores anómalos en los parámetros físicos y ninguna de las sustancias químicas analizadas presentó valores elevados que pudieran ser susceptibles de afectar a los anfibios (Tabla II). Dada la falta de variabilidad entre parámetros físico-químicos; en ningún caso se hallaron relaciones con la presencia, reproducción o abundancia de las diferentes especies de anfibios.

DISCUSIÓN

A pesar del corto tiempo transcurrido desde la creación o mejora de los medios (2-2,5 años), se ha producido una rápida y efectiva colonización por parte de la mayoría de las especies. De las doce especies de anfibios que se encuentran en el área de estudio, ocho se han reproducido, lo que supone un proceso de colonización mucho más rápido de lo que señala BOOTHBY (1999), quien opina que se obtienen resultados concluyentes sobre procesos colonizadores después de al menos cinco años. La cercanía a otros medios acuáticos de calidad y la buena conservación del hábitat que rodea a las charcas habrían influido en la rápida colonización. Exceptuando la prohibición de vertidos en las charcas, no se ha producido ningún cambio en la actividad agraria y ganadera en la zona, y las charcas estudiadas son utilizadas del mismo modo que otros medios de características similares, lo que nos indica que las actividades tradicionales no son un impedimento para la estabilización de estas comunidades de anfibios.

En general, podemos agrupar los muchos factores citados en la bibliografía como importantes en la colonización por anfibios de nuevos medios en tres tipos: características del hábitat, como la distancia entre las charcas fuente y receptora (LAAN & VERBOOM, 1990; BAKER & HALLIDAY, 1999; KUPFER & KNEITZ, 1999; LEHTINEN *et al.*, 1999) y los efectos barrera o existencia de corredores (HITCHINGS & BEEBEE, 1998); las características de las especies, como su capacidad de dispersión (KUPFER & KNEITZ, 1999; VAN DER SLUIS *et al.*, 1999) y el número de dispersantes (LAAN & VERBOOM, 1990; KUPFER & KNEITZ, 1999), y por último las propiedades del medio a colonizar, entre las que incluiríamos la edad de la charca y todas las características físicas, químicas y biológicas de la misma (ver resumen en BOOTHBY, 1999).

	MÍNIMA	MÁXIMA	MEDIA
Nitrito (mg/l)	0	0,13	0,02
Nitrato (mg/l)	0	3,75	0,37
Amonio (mg/l)	0	1,75	0,29
Fosfato (mg/l)	0,14	0,77	0,34
Tª agua (°C)	8,5	13,4	11,25
pH	7,43	8,87	8,06
Conductividad (µs)	44	213	92,07
Potencial Redox (mv)	-43,5	-144	-91,7
Alcalinidad (mg/l CO32- - CO3Mg)	30	75,75	47,2
Dureza (mg/l CO32-)	18	56,8	30,8

Tabla II. Valores medios, máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos del agua medidos en las charcas en el conjunto de muestreos.

Table II. Mean, maximum and minimum values of physical and chemical parameters of water measured in pond during all the surveys.

Las cuatro especies que no han llegado a colonizar las charcas probablemente utilizarían otro tipo de medios acuáticos disponibles. Respecto a *B.bufo* y *B.calamita*, nuestro estudio se contradice con otros europeos en los que indican una rápida colonización de nuevas charcas por ellos (SINSCH, 1991; BEEBEE, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999). Aunque en la zona incluida en este estudio no se observó ningún síntoma de presencia de estas especies, en otro estudio similar inédito llevado a cabo por nosotros en los Arribes del Duero en Salamanca, se observó que *B.calamita* se reproducía en el 50% de los medios durante el primer año, en una única charca durante el segundo y en ninguna durante el tercer año. Esto podría indicarnos que podría haberse reproducido en las charcas estudiadas durante los primeros años por su buena y rápida capacidad colonizadora, como señalan DENTON *et al.* (1995) y GALÁN (1997), haciéndose más rara a medida que otras especies de anfibios y la vegetación acuática se van instalando (PHILLIPS *et al.*, 2002) y comenzaría un descenso de la supervivencia de la especie por posible competencia (TEJEDO & REQUES, 1994; BARDSLEY & BEEBEE, 1998). La falta de datos correspondientes a los dos primeros años de existencia de las charcas nos impide demostrar esta hipótesis.

Por otra parte, *B.bufo* utiliza en la zona de estudio otros medios de mayor entidad, tales como ríos y arroyos de cierta profundidad y corriente, al igual que indican para Holanda STUMPEL & VAN DER VOET (1998). *D.galganoi* y *A.obstetricans*, por su parte, son especies con una baja abundancia en la zona, lo que podría ser la causa de que no hayan entrado en las charcas; además, *D.galganoi* utiliza medios muy someros para reproducirse, evitando masas de agua de cierto volumen en las que aparezcan otras especies (BARBADILLO *et al.*, 1999; MARTÍNEZ-SOLANO, 2002).

La especie con mayor éxito colonizador es *R.perezi*, lo cual está en la línea de lo que señalan otros autores que apuntan a su capacidad adaptativa a todos los medios, incluso a los muy degradados (GARCÍA-PARÍS, 1985; BARBADILLO, 1987; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1989). Otras especies de gran éxito colonizador fueron *H.arborea*, *P.waltli*, *T.marmoratus*, *A.cisternasii* y *P.cultripipes*.

El caso de *H.arborea* sería el más llamativo si tenemos en cuenta que es considerada como una especie selectiva en cuanto a su hábitat reproductor prefiriendo medios más estables y, en general, de mayor tamaño que los dispuestos en nuestro trabajo (DÍAZ PANIAGUA, 1983). *T.boscai* es

el tritón con menor capacidad colonizadora, lo cual podría ser debido a sus preferencias por arroyos limpios y con aguas corrientes para la reproducción, al menos en la zona (LIZANA *et al.*, 2002), medios muy diferentes a los estudiados en el presente trabajo.

El hecho de que *T.marmoratus* posea la mayor abundancia larvaria en las charcas, nos plantea y sugiere la capacidad natural que posee esta especie de aprovechar las buenas condiciones que le brindan las charcas para la reproducción, llegando a superar en promedio de larvas/charca y muestreo a especies con tamaños de puesta mucho mayores, como *P.cultripipes* y *R.perezi* (BARBADILLO *et al.*, 1999). Además de indicarnos la relativa abundancia de la especie en el área de estudio. A pesar de la supuesta baja capacidad de dispersión (400-800 m), correspondientes a las especies del género *Triturus* (SIMMS, 1969; BAKER & HALLIDAY, 1999); *T.marmoratus* se encontró en muchas de las charcas, siendo el urodelo con mayor capacidad de colonización (Tabla I). Su alta presencia en las charcas puede deberse a que es una especie abundante y típica de zonas mediterráneas (GARCÍA-PARÍS, 1985; GIACOMA, 1988; DÍAZ PANIAGUA, 1990).

La capacidad de dispersión va a influir en la colonización de los medios nuevos, aunque en vista de nuestros resultados, no va a ser un factor concluyente; debido muy posiblemente a la gran cantidad de medios acuáticos cercanos y disponibles con características similares que pueden servir como medio-fuente de dispersión de las especies de anfibios.

Comentaremos el caso de las especies del género *Alytes*, con un área de campeo en torno a los 500 metros (LAAN & VERBOOM, 1990), hemos observado, por una parte, un caso de especie, *A.cisternasii*, con una capacidad colonizadora aceptable, mientras que *A.obstetricans* no ha conseguido entrar en ninguna de las charcas analizadas.

Es evidente que la edad de la charca va a influir también en el proceso de colonización. LAAN & VERBOOM (1990) exponen que la probabilidad de que una charca sea ocupada por anfibios es más alta cuanto mayor sea su edad, siendo una de las variables más importantes a contemplar. STUMPEL & VAN DER VOET (1998) indican que cada especie de anfibio necesita condiciones muy concretas de sucesión ecológica para optimizar su colonización. En nuestro estudio, por el contrario, no hemos encontrado diferencias en la aparición de anfibios entre las charcas restauradas y las nue-

vas, lo que coincide con lo apuntado por BAKER & HALLIDAY (1999) que no encontraron diferencias en cuanto a número de especies y el diferente grado de madurez de los medios acuáticos. GLANDT & HEINRICH (1999), por su parte, afirman que en las charcas antiguas disminuye la biodiversidad al ser las comunidades faunísticas más estables, apareciendo una mayor diversidad de predadores y siendo más acusada la selección natural.

La vegetación acuática juega un papel muy importante para los anfibios, actuando como fuente de alimento, lugar de puesta, refugio, etc (GREEN, 1984; DÍAZ PANIAGUA, 1986; BARBADILLO *et al*, 1999) e incluso contribuyendo a la depuración de sustancias y mantenimiento de la calidad del agua (ILDOS & ANCONA, 1994). Las dos especies del género *Triturus* se relacionaron positivamente con un tipo de vegetación acuática, reproduciéndose preferentemente en las charcas donde dominan las especies de hoja blanda, lo que sería atribuible a que las utilizan para depositar sus huevos, doblándolas posteriormente (GREEN, 1984; DÍAZ PANIAGUA, 1986), en detrimento de las charcas con predominio de Charales, que poseen hojas filamentosas, coriáceas y quebradizas, poco aptas para depositar los huevos. En general, todas las especies del género *Triturus* dependen fuertemente de la vegetación acuática (STUMPPEL & VAN DER VOET, 1998).

R.perezi fue más abundante cuanto mayor era la cobertura vegetal acuática. Ésta, tanto sumergida como superficial, es mayor y de mayor madurez cuanto más antigua es la charca (CIRUJANO & MEDINA, 2002) por lo que *R.perezi* aparecería coincidiendo con las etapas finales de la sucesión ecológica que acontece en los medios acuáticos, al igual que señala DÍAZ PANIAGUA (1983) en referencia a la fenología reproductora anual de las comunidades mediterráneas de anfibios en Doñana. En cualquier caso, a pesar de que *R.perezi* es más abundante en medios estables, con mayor cobertura vegetal, los subadultos se dispersan y colonizan rápida y eficazmente cualquier tipo de medio acuático, como se ha señalado en otros trabajos en Galicia (GALÁN, 1997) y en los Arribes del Duero de Salamanca (datos inéditos).

Las características físico-químicas del agua pueden afectar a los anfibios de muy diversas formas (DENTON, 1991; SADINSKI & DUNSON, 1992; SKELLY, 1996). Así, STUMPPEL & VAN DER VOET (1998) proponen la conductividad como una buena medida de calidad del agua y por tanto condicionante del estado de las poblaciones de anfibios. Por otra parte, se ha señalado como un pH ácido o los

compuestos químicos nitrogenados pueden afectar negativamente a la supervivencia de algunas especies de anfibios (BERGER, 1989; BEEBEE *et al.*, 1990; BEATTIE *et al.*, 1991; HECNAR, 1995; XU & OLDHAM, 1997; LANGTON & BURTON, 1998; MARCO *et al.*, 1999). Sin embargo, todos estos estudios señalan rangos de valores mucho más extremos que los que se han encontrado durante el presente estudio, en el que apenas existe variabilidad entre las diferentes charcas y mediciones en el tiempo, no habiéndose encontrado ningún valor alejado de los óptimos para las diferentes especies (Tabla II).

En numerosas ocasiones se ha demostrado que la introducción de peces alóctonos afecta a las poblaciones de anfibios (DOLCE & DRAMIS, 1977; DOLMEN, 1983; BRESSI & CASSOLA, 1989; BEEBEE, 1997; LIZANA & BARBADILLO, 1997; BAKER & HALLIDAY, 1999; BRESSI & STOCH, 1999). En nuestro estudio solo las larvas de *T.marmoratus* parecen ser vulnerables a la presencia de tencas, especie de alimentación fundamentalmente omnívora y sobre todo insectívora (DOADRIO, 2001). De este modo, la relación negativa quizá podría deberse a la eliminación de las puestas por el consumo de la vegetación que envuelve los huevos de *T.marmoratus*, unido a que sus larvas utilizan toda la columna de agua (DÍAZ PANIAGUA, 1979), al igual que sucede con *T.cristatus*, especie altamente vulnerable a los ataques de peces, que llega a desaparecer de aquellas charcas donde existe fauna piscícola (DOLMEN, 1983; BEEBEE, 1997). Esto explicaría la ausencia de interacciones entre *T.tinca* y *T.boscai* en nuestro estudio, ya que esta especie, al igual que *T.vulgaris* tienen larvas fundamentalmente bentónicas (DÍAZ PANIAGUA, 1979; BAKER & HALLIDAY, 1999), capaces de convivir con peces en la misma charca (BAKER & HALLIDAY, 1999). Un dato reseñable es que *H.arborea*, especie considerada muy sensible ante la presencia de peces (BRESSI & DOLCE, 1993; ILDOS & ANCONA, 1994), se ha mostrado indiferente en nuestro estudio.

La presencia de *T.marmoratus* y la reproducción de *P.waltl* son menores en los medios donde se encuentra el cangrejo introducido *P.clarkii*. En el caso de *P.waltl*, podría deberse a la depredación directa de huevos y larvas por parte del cangrejo, como se ha descrito para el tritón de California (*Taricha torosa*) por GAMRADT & KATS (1996). En el caso de *T.marmoratus*, la causa podría ser la ingestión, accidental o no, de los huevos por parte de los cangrejos adultos, fundamentalmente detritívoros y herbívoros (COLL MORALES, 1987) que quizá ingerirían los huevos

envueltos en las hojas. Por otra parte, el hecho de que *H.arborea* y *R.perezi* hayan mostrado una relación positiva con charcas donde se halla el cangrejo, podría deberse a la ausencia de otros anfibios competidores, e incluso a la eliminación de posibles depredadores, ya que los tritones adultos afectados por la presencia del cangrejo son también potenciales depredadores de larvas de anuros (BARBADILLO *et al.*, 1999). DÍAZ PANIAGUA (1990) afirma además que *R.perezi* es más abundante en medios donde la presencia de otras especies de anfibios es menor, lo que sería consecuencia en este caso de la presencia de *P.clarkii*. En el caso de *H.arborea*, la relación podría ser debida también a una coincidencia ecológica, utilizando esta especie charcas en zonas de vaguada que tienen mayor humedad y vegetación verde durante todo el año; *P.clarkii* utilizaría preferentemente este tipo de medios al estar facilitadas sus migraciones fuera del agua por la humedad ambiental que se crea en las vaguadas.

La presencia de *N.maura* presenta una relación negativa sólo con la presencia y abundancia de larvas de sapo de espuelas (*P.cultripipes*). *N.maura* es un ofidio muy especializado en la captura de larvas y adultos de anfibios (BARBADILLO *et al.*, 1999). No obstante, debemos considerar que, a diferencia de los otros dos depredadores considerados en el estudio, *N.maura* visita las charcas ocasionalmente, por lo que la periodicidad de los muestreos podría estar infravalorando su frecuencia de aparición. Además, habría que considerar las fenologías de las especies depredador y presa para evitar resultados casuales debidos a segregaciones temporales en la actividad de *N.maura* y las diferentes especies de anfibios.

Propuestas para la creación de medios acuáticos.

La creación, restauración o mejora de medios acuáticos puede resultar una herramienta muy útil para la conservación de las poblaciones de anfibios, especialmente en aquellos casos en que los impactos hayan producido un deterioro del hábitat y un aislamiento de las poblaciones. En el presente trabajo observamos como los requerimientos colonizadores de las especies de anfibios de la región Mediterránea de la Península Ibérica no son muy altos, sino que en un periodo de tres años la mayoría de las especies pueden establecer poblaciones en charcas nuevas incluso en zonas en las que no se han llevado a cabo actuaciones para la conservación del hábitat. No obstante, hay que considerar una serie de factores a tener en cuenta si se desea utilizar esta herramienta con el fin de

mejorar el estatus poblacional de los anfibios. A continuación exponemos propuestas para la creación de charcas basándonos en las observaciones realizadas durante este estudio:

- Ubicar las charcas a menos de 700 metros de una fuente de dispersión, para que todas las especies tengan posibilidad de colonizarlas. *T.cristatus*, una de las especies con menor área de campeo, puede desplazarse hasta 650 m (BUTGER *et al.*, 1999). Además, se debe tener en cuenta el régimen hidrológico, accesibilidad para los anfibios, ausencia de carreteras o parapetos que puedan dificultar las migraciones, etc, debiéndose facilitar la colonización con medidas sencillas de eliminación o modificación de estos obstáculos.

- Construir charcas de diferentes tamaños, unas más persistentes que mantuviesen agua durante la mayor parte del año o al menos durante los meses principales de la época de reproducción y desarrollo larvario, y otras más pequeñas que favorezcan a las especies que utilizan medios más someros. Lo más lógico sería ubicar las charcas pequeñas en los alrededores de las grandes para aprovechar el desagüe de las estas mismas.

- Aprovechar las vaguadas para la construcción de charcas para aumentar el rendimiento en cuanto al mantenimiento de agua, además de favorecer a determinadas especies, como los tritones, que aumentan su presencia por el flujo laminar que llega a las charcas en forma de arroyos (ALONSO TEMIÑO, 1992).

- Contemplar la posibilidad de que la charca pase cada varios años por un periodo de sequía, de manera que se eliminen algunos de los depredadores especializados en larvas de anfibios, especialmente peces. Hay que considerar que esto no tiene por qué influir, en principio, sobre los anfibios que aquí tratamos, ya que dado su carácter mediterráneo se encuentran adaptados a la temporalidad de los medios acuáticos. No obstante, deben evitarse periodos de sequía prolongados que pudieran afectar a los propios anfibios.

- Favorecer la aparición de vegetación acuática. Sobre todo de hoja blanda y ancha, ya que es este tipo de plantas las que utilizan algunos anfibios para proteger sus puestas (e.g. DÍAZ PANIAGUA, 1986). Además, se debe impedir el desarrollo de especies vegetales acuáticas superficiales invasoras como las de los géneros *Lemna* y *Azolla*, que impiden el desarrollo de la vegetación sumergida y reducen el oxígeno disuelto y disponible en el agua.

- No introducir especies exóticas, fundamentalmente peces. Tanto las especies herbívoras

como las carnívoras pueden dañar directa o indirectamente a las poblaciones de anfibios al deprimir sobre huevos y larvas, además de contribuir a la disminución de la biodiversidad (BRESSI & STOCH, 1999).

- Dar a conocer a la población local, especialmente escolares, agricultores y ganaderos, el importantísimo papel que juegan las charcas a todos los niveles sociales (económico, medioambiental, educativo, científico.....) (BOOTHBY, 1999).

AGRADECIMIENTOS

Al apoyo de Mariano Rodríguez Alonso y otros técnicos de la Consejería del Medio Ambiente en Zamora de la concesión y realización de este proyecto. También a Jaime Madrigal González, Jorge Muñoz Minguela y Sebastián Borrero Corte por su desinteresada colaboración en las salidas de campo.

REFERENCIAS

ALONSO, M. & COMELLES, M.

1983 Criterios básicos para la clasificación Limnológica de las masas de agua continentales de pequeño volumen de España. *Actas del Primer congreso Español de Limnología*: 35-42.

ALONSO TEMIÑO, C.

1992 *La comunidad de urodolos del Sur de Gredos: biometría y uso del espacio*. Tesis de Grado. Universidad de Salamanca. Salamanca.

BAKER, J.M.R. & HALLIDAY, T.R.

1999 Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal*, 9: 55-63.

BARBADILLO, L.J.; LACOMBA, J.I.; PÉREZ-MELLADO, V.; SANCHO, V. & LÓPEZ JURADO, L.F.

1999 *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta. Barcelona.

BARBADILLO, L.J.

1987 *La guía de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Incafo. Madrid.

BARDSLEY, L. & BEEBEE, T.J.C.

1998 Interspecific competition between *Bufo* larvae under conditions of community transition. *Ecology*, 79: 1751-1759

BEATTIE, R.C.; ALSTON, R.J. & MILNER, A.G.P.

1991 A field study of fertilisation and embryonic development in the common frog (*Rana temporaria*) with particular reference to acidity and temperature. *Journal of Applied Ecology*, 28: 346-357.

BEEBEE, T.J.C.

1997 Changes in dewpond numbers and amphibian diversity over 20 years and chalk downland in Sussex, England. *Biological Conservation*, 81(3): 215-219.

BEEBEE, T.J.C.; FLOWER, R.J. & STEVENSON, A.C.

1990 Decline of the natterjack toad *Bufo calamita* in Britain; palaeoecological, documentary and experimental evidence for breeding site acidification. *Biological Conservation*, 53: 1-20.

BERGER, L.

1989 Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. *Ecoogy. International Bulletin*, 17: 65-73.

BLAUSTEIN, A.R.; WAKE, D.B. & SOUSA, W.P.

1994 Amphibian declines: judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8: 60-71.

BOOTHBY, J. (ED.)

1999 *Pond & pond landscapes of Europe*. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.

BOSCH, J.; MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M.

2001 Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. *Biological Conservation*, 97(3): 331-337.

BRESSI, N. & CASSOLA, C.

1989 Stagno carsico o vasca ornametale?. *Bolletino WWF-Friuli-Venezia Giulia*, 38:7.

BRESSI, N. & DOLCE, S.

1993 Primi dati sulla situazione e la salvaguardia degli Anfibi in provincia di Trieste. *Quaderni Civico Stazione Idrobiologia*, 19: 93-100.

BRESSI, N. & STOCH, F.

1999 Karstic ponds and pools: history, biodiversity and conservation. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 39-52. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.

BUGTER, R.J.F.; VAN DER SLUIS, T. & VOS, C.C.

1999 Towards an expert system for pond networks: exploration and use of Life data. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 53-60. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.

CENTRO DE ESTUDIOS AMBIENTALES.

2002 *Salburúa, un Humedal que Renace*. Ayuntamiento de Vitoria-Gasteiz. Vitoria-Gasteiz.

- CIRUJANO, S.B. & MEDINA, L.D.
2002 *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico – CSIC & Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.
- COLL MORALES, J.
1987 *Cría del cangrejo de río*. Hispano Europea. Barcelona.
- DENTON, J.S.
1991 The distribution and breeding site characteristics of newts in Cumbria, England. *Herpetological Journal*, 1: 549-554.
- DENTON, J.S.; HITCHINGS, S.P. & BEEBEE, T.J.C.
1995 *Natterjack toad. Species Recovery Programme Project 1992-1995. Final report*. English Nature. Peterborough, United Kingdom.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1979 Estudio de las interacciones entre *Triturus marmoratus* y *Triturus Boscai* durante su periodo larvario. *Doñana Acta Vertebrata*, 6(1): 19-53.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1983 Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas de anfibios en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). *Doñana Acta Vertebrata*. 10 (1): 41-53.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1986 Selección de plantas para la ovoposición en *Triturus marmoratus*. *Revista Española de Herpetología*, 1: 315-318.
- DÍAZ PANIAGUA, C.
1990 Temporary ponds as breeding sites of amphibians at a locality in southwestern Spain; *Herpetological Journal*, 1(10) : 447.
- DOADRIO, I. (ED.)
2001 *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DOLCE, S. & DRAMIS, G.
1977 Problemi di conservazione degli stagni carsici e ripristino dello stagno di Colludrozza (Sgonico, TS). *Pro Natura Carsica, Trieste*: 1-24.
- DOLMEN, D.
1983 Diel rhythms and microhabitat preference of the newts *Triturus vulgaris* and *Triturus cristatus* at the northern border of their distribution area. *Journal of Herpetology*, 17: 23-31.
- DUDLEY, D.
1987 *The ecology of temporary waters*. Timber Press. USA.
- GALÁN, P.
1997 Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation*, 79: 187-195.
- GAMRADT, S.C. & KATS, L.B.
1996 Effect of introduce crayfish and mosquitofish on California newts. *Conservation Biology*, 10: 1155-1162.
- GARCÍA-PARÍS, M.
1985 *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍN, C.; DORDA, J. & ESTEBAN, M.
1989 *Los anfibios y reptiles de Madrid*. Servicio Extensión Agraria. Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍNEZ-SOLANO, I. & BOSCH, J.
2002 Anfibios de la Sierra del Guadarrama: Singularidad y Conservación. In: *Terceras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Páular*. Comunidad de Madrid (Ed.): 33-41.
- GIACOMA, C.
1988 Ecology and distribution of newts in Italy. *Annali del Istituto e Museo de Zoologia. Università di Napoli*, XXVI: 49-84.
- GLANDT, D. & HEINRICH, D.
1999 Effect of local habitat connectivity in agricultural landscapes - a case study of small pond and amphibians in North West Germany. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 83-88. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- GOSÁ, A.
2002 *Rana dalmatina*. In: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. J.M. Pleguezuelos; R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 120-122. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- GREEN, D.
1984 *A study of the great crested newt (Triturus cristatus) in Durham and the Tyne & Wear, South*. Unpublished report. Durham County Conservation Trust Ltd. Durham, United Kingdom.
- HECNAR, S. J.
1995 Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14: 2131-2137.

- HERRERO, J.C.P.
2000 Recuperación de pequeñas presas, charcas y pesqueras tradicionales. In *Arribes del Duero: el hogar del águila perdicera y de la cigüeña negra*. J.L. Vicente; J. Palacios; A. Martínez & M. Rodríguez (Eds.): 111-122. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. Zamora.
- HITCHINGS, S.P. & BEEBEE, T.J.C.
1998 Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, 11: 269-283.
- HOULAHAN, J.E.; FINDLAY, C.S.; SCHMIDT, B.R.; MEYER, A.H. & KUZMIN, S.L.
2000 Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- ILDOS, A. & ANCONA, N.
1994 Analysis of amphibian habitat preferences in a farmland area (Po plain, Northern Italy). *Amphibia-Reptilia*, 15(3): 307-316.
- JOLY, P., MIAUD, C., LEHMANN, A. & GROLET, O.
1999 Influence of the agricultural use in the matrix surrounding a pond on the occurrence of newts g. *Triturus*. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 149-150. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- KREBS, C.J.
1989 *Ecological Methodology*. Harper & Row. New York, USA.
- KUPFER, A. & KNEITZ, S.
1999 Colonisation processes and population dynamics of amphibians at semi-natural ponds within an agricultural landscape. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 161-168. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- LAAN, R. & VERBOOM, B.
1990 Effects of pool size and isolation on amphibian communities. *Biological Conservation*, 54: 251-262.
- LANGTON, M. & BURTON, J.A.
1998 Amphibians and Reptiles: Conservation management of species and habitats. Planning and Management Series. *Council of Europe Publishing*, 4: 96.
- LEHTINEN, R. M., GALATOWITSCH, S.M. & TESTER, J.R.
1999 Consequences of Habitat loss and Fragmentation for Wetland amphibian assemblages. *Wetlands*, 19(1): 1-12.
- LIZANA, M. & BARBADILLO, L. J.
1997 Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. In: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. J.M. Pleguezuelos (Ed): 477-516. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española. Granada.
- LIZANA, M.; POLLO, C.; LÓPEZ, J.; GARCÍA, F.; ESCALERO, C. V.; SILLERO, N. & MARTÍN, S.
2002 *Atlas de los anfibios y reptiles de Castilla y León: Distribución y estado de conservación*. Informe inédito. Junta de Castilla y León.
- MARCO, A.; QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A.R.
1999 Sensitivity to nitrate and nitrite in pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (12): 2836-2839.
- MARTÍNEZ SOLANO, I.
2002 *Discoglossus galganoi*. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. In: J.M. Pleguezuelos; R. Márquez & M. Lizana (Eds.): 85-86. Dirección General de Conservación de la Naturaleza & Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- OLDHAM, R.S.
1999 Amphibians and agriculture: double jeopardy. In: *Aquatic Life Cycle Strategies. Survival in a Variable Environment*. M. Whitfield; J. Matthews & C. Reynolds (Eds.): 105-124. The Marine Biological Association of the United Kingdom. Plymouth, United Kingdom.
- PHILLIPS, A.R.; PATTERSON, D. & SHIMMINGS, P.
2002 Increased use of ponds by breeding natterjack toads, *Bufo calamita*, following management. *Herpetological Journal*, 12: 75-78.
- RIVAS MARTÍNEZ, S.
1987 Nociones sobre fitosociología, biogeografía y bioclimatología. In: *La vegetación de España*. M. Peinado & S. Rivas Martínez (Eds.): 17-46. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid.
- SADINSKI, W. J. & DUNSON, W. A.
1992 A multilevel study of effects of low pH on amphibians of temporary ponds. *Journal of Herpetology*, 26: 413-422.
- SINSCH, U.
1991 The orientation behaviour of amphibians. *Herpetological Journal*, 1: 541-544.

- SINSCH, U.
1992 Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.
- SIMMS, C.
1969 Indications of the decline of breeding amphibians at in isolated pond in marginal land. *British Journal of Herpetology*, 4: 93-96.
- SKELLY, D.K.
1996 Pond drying, predators and the distribution of *Pseudacris* tadpoles. *Copeia*, 1996: 599-605.
- SPARLING, D. W.
2002 A review of the role of contaminants in amphibian declines. In: *Handbook of Ecotoxicology* D.J. Hoffman; B.A. Rattner; G.A. Burton & J. Cairns (Eds.): 1099-1128. 2nd edition. CRC Press. Boca Raton, FL, USA.
- STUMPEL, A.H.P. & BLEZER, F.
1999 The creation of concrete mini-ponds as an emergency measure to rescue the Yellow-bellied toad (*Bombina variegata*) in the Netherlands. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 223-226. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- STUMPEL, A.H. P. & VAN DER VOET, H.
1998 Characterizing the suitability of new ponds for amphibians. *Amphibia-Reptilia*, 19(2): 125-142.
- TEJEDO, M. & REQUES, R.
1994 Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos*. 71, 295-304.
- VAN DER SLUIS, T.; BUGTER, R.J.F. & VOS, C.C.
1999 Recovery of the Great crested newt (*Triturus cristatus* Laurentii, 1768) in Twente, Netherlands. In: *Ponds and pond landscapes of Europe*. J. Boothby (Ed.): 235-246. The Pond Life Project. Garstang, Lancashire, United Kingdom.
- VICENTE, J.L.; PALACIOS, J.; MARTÍNEZ, A. & RODRÍGUEZ, M.
2000 *Arribes del Duero: el hogar del águila perdicera y de la cigüeña negra*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León. Zamora.
- XU, Q. & OLDHAM, R.S.
1997 Lethal and sublethal effects of nitrogen fertilizer ammonium nitrate on common toad (*Bufo bufo*) tadpoles. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 32: 298-303.

Foto: Xabier Rubio

