



ESTABLECIMIENTO
DE NUEVOS MICRO-
HUMEDALES EN EL
CORREDOR VERDE DEL
RÍO GUADIAMAR PARA
LA CONECTIVIDAD
DE POBLACIONES DE
ANFIBIOS

R. REQUES

ORNITOUR S.L. ALEMANIA 72. AP. 534. 11300 LA LÍNEA (CÁDIZ).

reques@ornitour.com

DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA EVOLUTIVA. ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA CSIC.
AVDA. DE MARIA LUISA S/N. PABELLÓN DEL PERÚ. 41013 SEVILLA.

reques@ebd.csic.es

Resumen

Con el vertido de residuos mineros y las posteriores tareas de recuperación, se perdieron lugares de reproducción de anfibios próximos al cauce del río Guadiamar. Para la recuperación de estos sistemas se propone un diseño de creación de charcas que tenga en cuenta criterios de conectividad de poblaciones. La proximidad entre charcas es un factor importante para conseguir el establecimiento de individuos provenientes de poblaciones cercanas y la formación de estructuras metapoblacionales que asegure su viabilidad en el futuro.

Palabras clave: restauración, anfibios, conectividad, creación de charcas.

Abstract

The dumping of mining spill and the later recovering tasks caused the loss of amphibians reproductive sites next to the Guadiamar River course. In order to recover these systems a design of ponds creation has been proposed bearing in mind populations connectivity criteria. The closeness among ponds is an important factor to get the establishment of individuals coming from nearby populations and the creation of metapopulations structures that ensures the future viability.

Key words: restoration, amphibians, connectivity, pond creation.

Introducción

La pérdida de hábitats reproductivos es una de las principales causas locales de extinción de poblaciones de anfibios. El establecimiento de nuevas charcas para compensar la pérdida de los hábitats reproductivos originales es una medida apropiada para recuperar las poblaciones de anfibios que ha sido ensayada con éxito en otros países

europeos (Beebee, 1996). Sin embargo, es preciso conocer bien los requerimientos ecológicos de las diferentes especies, incluyendo el éxito de las poblaciones locales y la estructura metapoblacional (Semlitsch y Rothermel, 2003), para evitar algunos errores cometidos en programas similares. En un ambiente mediterráneo la pérdida de charcas naturales no puede ser compensada construyendo humedales con un hidropereodo estable ya que éstos no replican la variabilidad hidrológica (periodos de inundación seguidos de periodos de sequía) a la que están adaptados los organismos que allí desarrollan su fase acuáti-

ca (National Research Council, 2001; Reques, 2005). Por otro lado, la construcción de un humedal de gran tamaño tampoco compensa la pérdida de otros pequeños ya que al reducir la densidad de charcas se reduce la variabilidad de microhábitats lo cual repercute de manera negativa en la necesaria dinámica metapoblacional de los anfibios (Semlitsch y Bodie, 1998).

El éxito de estos nuevos medios acuáticos para las poblaciones de anfibios depende básicamente de las cualidades del nuevo hábitat y de la distancia a otras charcas próximas en las que se haya constatado su reproducción (Lehtinen y Galatowitsch, 2001). Por tanto, el modelo debe considerar la conectividad de las poblaciones y el mantenimiento de metapoblaciones. Algunos factores ambientales como la sequía, la densidad larvaria, los depredadores u otros artificiales como los episodios de contaminación de agua, la muerte por atropello, etc., pueden llevar a la extinción local de poblaciones. Su recuperación natural está basa-



Foto 1. *Pelodytes ibericus*. Foto: R. Reques.

Photo 1. *Pelodytes ibericus*. Photo: R. Reques.

da en una recolonización desde poblaciones cercanas que mantienen un flujo de intercambio genético más o menos continuo. Esta interdependencia es de gran importancia pero puede tener también efectos negativos ya que la destrucción de unos determinados hábitats puede contribuir a la extinción de otras poblaciones cercanas que no fueron afectadas de forma directa por dicha destrucción (Sinsch, 1992; Marsh y Trenham, 2001). El establecimiento de nuevos hábitats contiguos dentro del Corredor Verde puede ser un modelo válido y necesario para la conservación de las poblaciones de anfibios entre las que se encuentran especies amenazadas y endémicas del sur peninsular.

Como alternativa, en algunos programas de recupera-

ción de poblaciones de anfibios en charcas de nueva creación se ha procedido a la traslocación de huevos o larvas (ver por ejemplo Denton et al, 1997) pero su efectividad está poco probada (Semlitsch, 2002). En general se considera que la traslocación es necesaria cuando el lugar de reproducción ha sido destruido y existe un aislamiento completo que impide la colonización natural o bien si las poblaciones son pequeñas o limitadas geográficamente (Pechmann et al. 2001). Por tanto, siempre que sea posible, el diseño más efectivo debe basarse en la conexión entre charcas naturales conservadas (centros de origen) y las de nueva creación para implementar un sistema metapoblacional más complejo y estable.

DISEÑO GENERAL

En el mes de abril de 2005 se realizaron prospecciones a lo largo del espacio protegido del Corredor Verde y seleccionaron 15 zonas en las que es posible la ubicación de una charca o conjunto de charcas de diferentes tamaños (Figura 1A). Se han escogido áreas en las que se ha inferido la preexistencia de puntos de reproducción de anfibios en base a la información previa al accidente minero, fundamentalmente proveniente de la base de datos de la Asociación Herpetológica Española (AHE). Todas las zonas seleccionadas presentan un sustrato con saturación completa de agua en determinados momentos del año (suelos hidromorfos) y vegetación higrófila característica como pueden ser juncos y carrizos. Estos lugares han si-

do posteriormente corroborados en los muestreos realizados en el mes de octubre de 2006 tras unas intensas lluvias que evidenciaron las zonas encharcadizas propicias para la ubicación de los nuevos hábitats reproductivos de anfibios. El diseño general se basa en la creación de un conjunto de charcas en mosaico (SEPA, 2000) en cada una de las 15 áreas seleccionadas, con una charca principal de mayor tamaño y otras próximas de menor tamaño (charcas satélites; Figuras 1 B y C). A pesar de las condiciones de suelo hidromorfo preexistentes, en las charcas que vayan a ser construidas debe asegurarse su impermeabilización mediante una capa de arcilla compactada de entre 30 y 50 cm. e incluso, si fuera necesario, utilizar algún material sintético como puede ser el butilo (láminas de caucho butílico) o materiales similares (Beebee, 1996; SEPA, 2000).

Aunque el objetivo final sería regenerar los hábitats reproductivos de anfibios al menos en los 15 puntos propuestos, como experiencia piloto se propone una primera actuación en el sector de las Doblas por haber constancia de la existencia de charcas previas al accidentes minero, por haberse encontrado ejemplares juveniles de distintas especies de anuros (*Bufo calamita* y *Pelodytes ibericus*) en zonas próximas y por estar en contacto con fincas ganaderas (La Herrería) que conservan puntos de agua en los que se reproducen estas especies (centro de origen y dispersión teórico). Estas condiciones permiten ensayar la eficacia de constituir nuevos sistemas metapoblacionales sin tener necesidad de actuar fuera del espacio protegido del Corredor Verde (Figura 2).

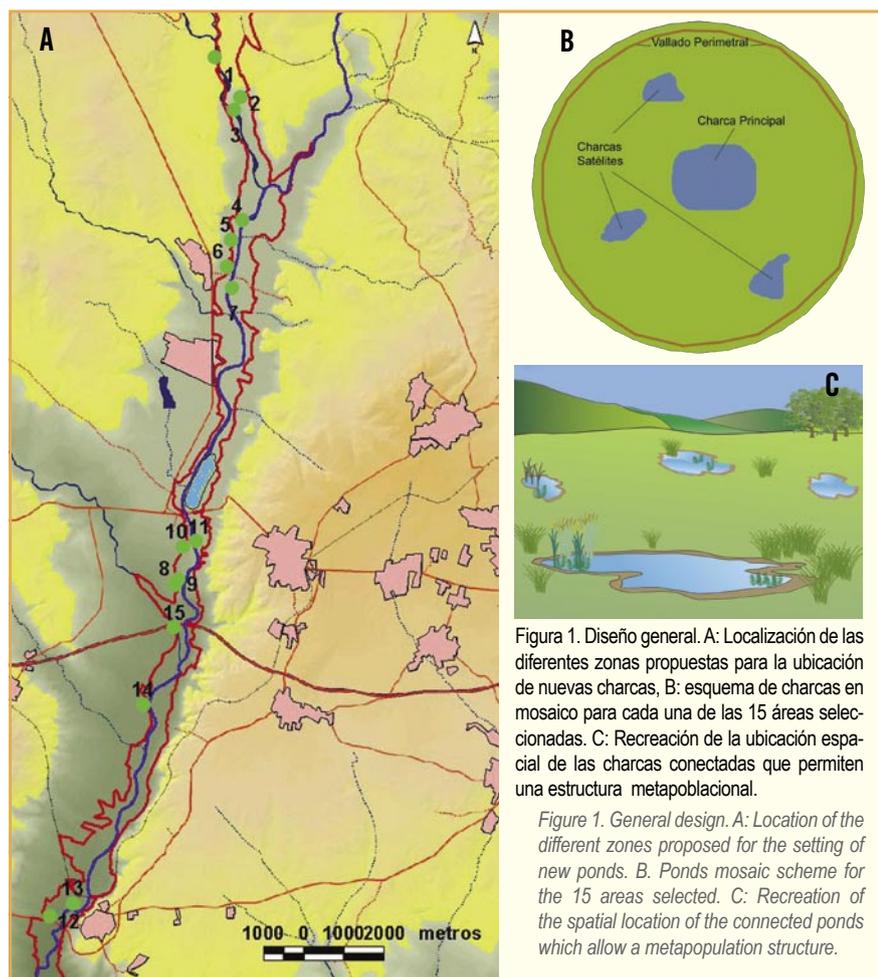


Figura 1. Diseño general. A: Localización de las diferentes zonas propuestas para la ubicación de nuevas charcas, B: esquema de charcas en mosaico para cada una de las 15 áreas seleccionadas. C: Recreación de la ubicación espacial de las charcas conectadas que permiten una estructura metapoblacional.

Figure 1. General design. A: Location of the different zones proposed for the setting of new ponds. B: Ponds mosaic scheme for the 15 areas selected. C: Recreation of the spatial location of the connected ponds which allow a metapopulation structure.

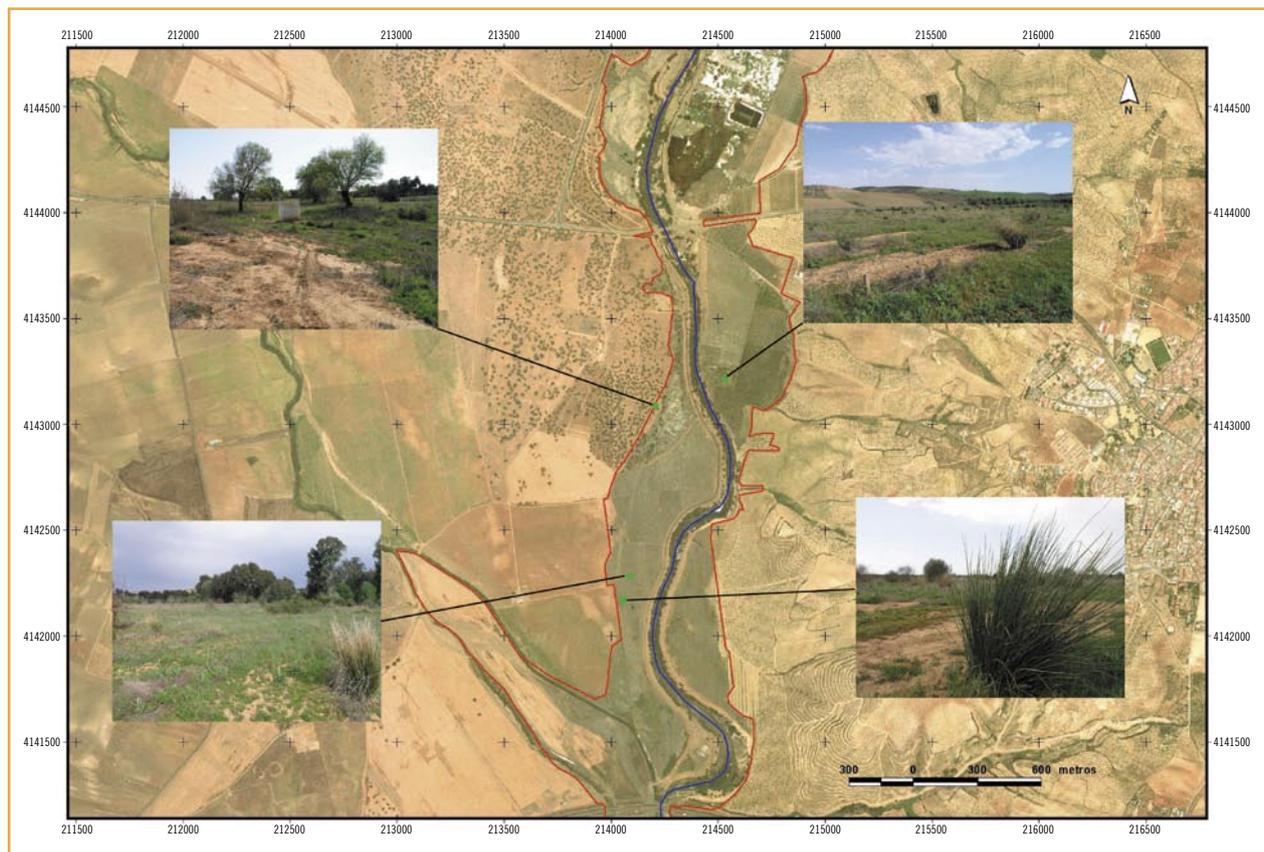


Figura 2. Sector Doblas donde se indica la posible ubicación del conjunto de charcas. En las fotografías se puede apreciar su estado actual (abril de 2005).

Figure 2. Doblas sector where a possible location of the ponds group is shown. Its present state can be seen in the photos (April, 2005).

MANEJO DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS

El diseño de estos elementos físicos que se incorporarán al paisaje ha de ser coherente con el entorno y el clima mediterráneo y tener en cuenta tres factores básicos: el hidroperiodo, el perfil de la charca y su superficie. Desde el punto de vista de la biodiversidad, una charca o laguna de tamaño grande y permanente no tiene necesariamente una mayor riqueza de especies de anfibios e invertebrados acuáticos que una de menor tamaño (Snodgrass et al, 2000). Los humedales con hidroperiodos cortos sostienen a un grupo de organis-

mos acuáticos que no pueden vivir en medios permanentes. En un ecosistema mediterráneo como al que pertenece el río Guadamar y su entorno, los humedales suelen ser estacionales, secándose en los meses de verano y llenándose de nuevo con las lluvias del otoño e invierno.

La superficie de las charcas de mayor tamaño no debe ser superior a los 100 m². Los modelos que obtienen resultados más positivos en cuanto al aumento de



Foto 2. Creación de charcas para la conservación de anfibios en Sierra Morena, Córdoba. Foto: R. Reques.

Photo 2. Ponds creation for the conservation of amphibians in Sierra Morena, Córdoba. Photo: R. Reques.

diversidad de especies utilizan conjuntos de pequeñas charcas muy próximas, con una disposición espacial en la que la charca de mayor tamaño y de mayor profundidad (charca principal) se sitúe en el centro. El resto de las charcas de alrededor (2 ó 3 charcas) deben tener un perfil suave y ser, por tanto, poco profundas y de menor durabilidad que las charcas principales. Las dimensiones de estas pequeñas charcas pueden ser de 40 ó 50 m² y su profundidad máxima de 0.5 ó 0.6 m. Esto permite una mayor disponibilidad de microhábitats, lo que

garantiza una mayor diversidad de especies. Previsiblemente las charcas satélites o periféricas serán ocupadas en primer lugar por especies como *Bufo calamita*, *Discoglossus galganoi* y *Pelodytes ibericus*. Las charcas principales, de mayor tamaño, podrán ser ocupadas por *Hyla meridionalis*, *Pelobates cultripes* y *Triturus pygmaeus*, entre otras. Es muy importante que las charcas mantengan un régimen hídrico natural, por tanto, deberán llenarse con las precipitaciones y se secarán en los meses de estiaje.

El perfil adecuado para crear distintos microhábitats en la charca principal debe incluir zonas con diferentes profundidades y diferentes pendientes donde, a su vez, se asienten diversas comunidades de plantas (Corbet, 1999). Por un lado, tienen que existir zonas con una pendiente suave que sirvan como lugar de puesta para especies como el sapo corredor (*Bufo calamita*) o el sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*), cuyo desarrollo embrionario demanda abundante oxígeno y, a la vez, una elevada insolación para mantener temperaturas altas. Por otro lado, deben existir lugares más profundos que mantengan agua durante un periodo más prolongado y donde puedan desarrollarse plantas acuáticas sobre las que realizan las puestas otras especies, como la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) (Figura 3).

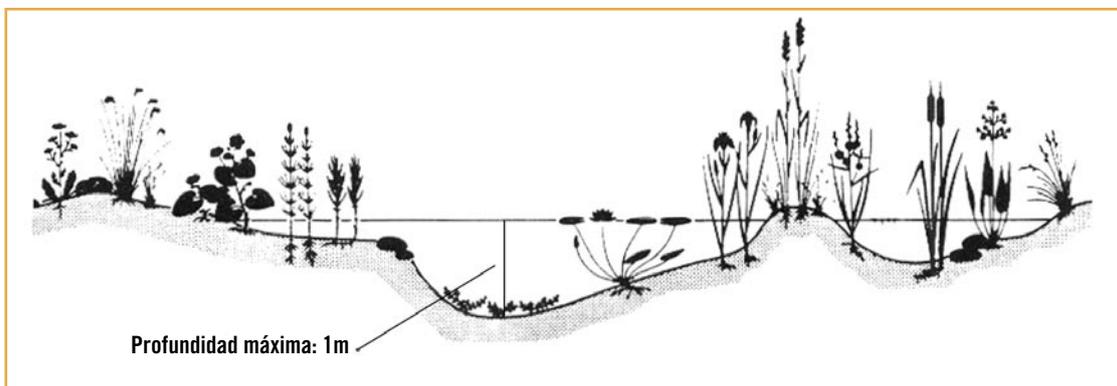


Figura 3. Sección vertical para las charcas de mayores dimensiones (charcas principales) donde pueden apreciarse zonas someras con suaves pendientes y otras zonas algo más profundas. Este tipo de hábitats es idóneo, además, para un gran número de invertebrados y plantas acuáticas (esquema modificado de Corbet, 1999).

Figure 3. Vertical section for the biggest ponds (main ponds) where shallow zones with smooth slopes and other ones deeper can be seen. Moreover, these habitats are ideal for the great number of invertebrates and aquatic plants (scheme modified from Corbet, 1999)

MANEJO INTEGRADO DE LOS HÁBITATS ACUÁTICOS Y TERRESTRES

Aunque la mayor parte de las investigaciones sobre ecología de anfibios han prestado mayor atención a los hábitats reproductivos, los medios terrestres son esenciales para este grupo ya que en ellos completan sus complejos ciclos de vida y de ellos obtienen los recursos necesarios para poder reproducirse.

El modelo integrado de hábitats acuáticos y terrestres propuesto se basa en el establecimiento de nuevas poblaciones en los hábitats creados con individuos provenientes de poblaciones cercanas (centros de origen y dis-

persión) mediante la colonización natural por dispersión de individuos. Este proceso actualmente es posible en lugares concretos dentro del espacio protegido del Corredor Verde del río Guadamar (ver ejemplo en Figura 4) donde se propone la construcción de varios núcleos de charcas relacionadas entre sí y con los centros de origen (distancias inferiores a 1 km). El objetivo final es, por tanto, consolidar un sistema metapoblacional que desapareció por causas artificiales.

Algunos autores han señalado la importancia del manejo

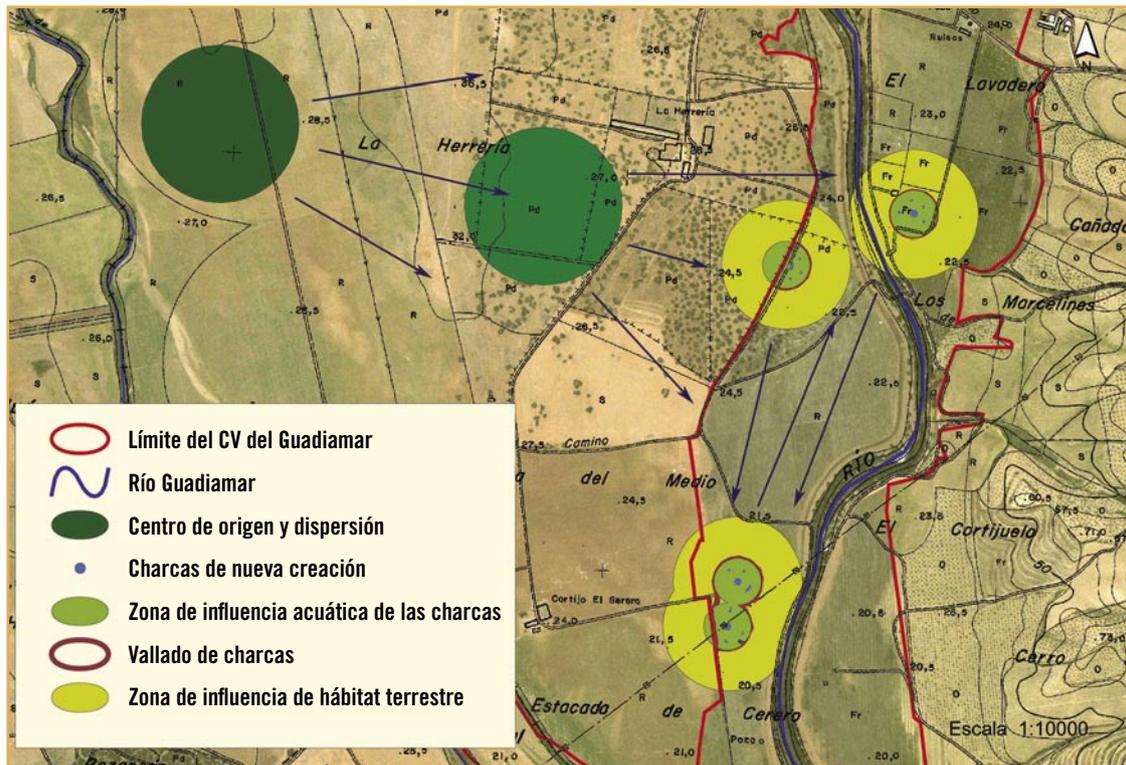


Figura 4. Relación espacial entre los centros de origen y los potenciales hábitats reproductivos de anfibios en el sector de Las Doblas con las áreas de influencia acuática.

Figure 4. Spatial relation between the original centres and potential amphibians reproductive habitats in the Doblas sector with the aquatic influence areas.



Foto 3. *Epidalea (Bufo) calamita*. Foto: R. Reques.

Photo 3. *Epidalea (Bufo) calamita*. Photo: R. Reques.



Foto 4. *Pelodytes ibericus*, larva. Foto: R. Reques.

Photo 4. *Pelodytes ibericus*, larva. Photo: R. Reques.

de la vegetación en el éxito de los corredores ecológicos. Por un lado, su presencia es necesaria por ser óptimos lugares de alimentación y de refugio. Sin embargo, parece que la abundancia de vegetación puede limitar, o, incluso, llegar a impedir el desplazamiento de individuos en dispersión. Los diseños con vegetación poco densa en las inmediaciones de las charcas incrementan la probabilidad de conexión de poblaciones y aumentan la persistencia de dichas poblaciones (Gibbs, 1993, Semlitsch y Bodie, 1998, Skelly et al. 1999). Por otro lado, la vegetación, tanto la de las propias charcas como la del resto de las zonas adyacentes, debe estar adaptada a los cam-

bios de estado sucesional (ver por ejemplo Denton et al. 1997) y, por tanto, deben de tolerar tanto los periodos de inundación como los de sequía. En estudios similares se ha estimado que tras la creación del nuevo hábitat y la revegetación de su periferia es necesario proteger, mediante un vallado, un perímetro de unos 40 metros alrededor de la charca (zona de influencia acuática) donde se limiten al máximo actuaciones silvícolas como pueden ser el arado mecánico del terreno o el desbroce (Rudolph y Dickson, 1990; Mc Comb et al. 1993, DeMaynadier y Hunter, 1995; Semlitsch y Rothermel, 2003). Además, esto minimiza el riesgo de colmatación de las charcas (DeMaynadier y Hunter, 1995).

Otros elementos de importancia lo constituyen los refugios, como pueden ser piedras y troncos secos de tamaños variables, distribuidos espacialmente de manera más concentrada en las inmediaciones de las charcas y de forma más dispersa y aleatoria a lo largo de las zonas de dispersión y de conectividad entre charcas. Esta disposición facilitaría que los juveniles recién metamorfoseados puedan encontrar refugio con facilidad en lugares próximos a la charca. Las distancias entre los medios acuáticos del sistema propuesto permiten el trasiego de individuos y, en definitiva, sería posible el establecimiento de metapoblaciones. Al ejecutar las obras los elementos físicos de nueva incorporación (charcas, vallado, etc.) se podrán adaptar a las condiciones particulares de cada zona según los usos actuales y las zonas de servidumbre.

Por último, en la gestión posterior de las nuevas charcas, deberá evitarse cualquier introducción de especies foráneas o su eliminación en el caso de que éstas las colonicen. Son numerosos los trabajos que demuestran que la causa de disminución e incluso la extinción de muchas poblaciones de anfibios se debe a la introducción de especies piscícolas depredadoras (ver por ejemplo Brönmark y Edenharn, 1994, Braña, et al. 1996, Diamond, 1996) o del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Cruz et al, 2006). En general, al haberse propuesto charcas de carácter temporal, los periodos de sequía limitan la posible presencia de peces introducidos y de otras especies foráneas que no están adaptadas a estas fluctuaciones con periodos prolongados de sequía.

B I B L I O G R A F Í A

- Beebee, T.J.C. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman & Hall. London.
- Braña, F., Frechilla, L. and Orizaola, G. 1996. Effects of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetological Journal* 6: 145-148.
- Brönmark, C. and Edenhamn, P. 1994. Does the presence of fish affect the distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)? *Conservation Biology* 8 (3): 841-845.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Corbet, P.S. 1999. Dragonflies. Behaviour and Ecology of Odonata. Harley Book. U.K.
- Cruz, M. J., Pascoal, S., Tejedo, M. And Rebelo, R. 2006. Predation by an Exotic Crayfish, *Procambarus clarkii*, on Natterjack Toad, *Bufo calamita*, Embryos: Its Role on the Exclusion of this Amphibian from its Breeding Ponds. *Copeia*, 2006, pp. 274-280.
- DeMaynadier, P.G. and Hunter, M.L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: A review of the North American literature. *Environmental Reviews* 3: 230-261.
- Denton, J.S., Hitchings, S.P. Beebee, T.J. and Gent, A. 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. *Conservation Biology* 11: 1329-1353.
- Diamond, J.M. 1996. A- bombs against amphibians. *Nature*, 383:386-387
- Gibbs, J.P. 1993. Importance of small wetlands for the persistence of local populations of wetland-associated animals. *Wetlands* 13:25-31.
- Hitchings, S.P. and Beebee, T.J. 1997. Genetic structuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: Implications for biodiversity conservation. *Heredity* 79: 117-127.
- Marsh, D.M. and Trenham, P.C. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. *Conservation Biology* 15(1): 40-49.
- McComb, W.C.K., McGarigal, K. and Anthony, R.G. 1993. Small mammal and amphibian abundance in streamside and upslope habitats of mature Douglas-fir stands, western Oregon. *Northwest Science* 67:7-15.
- Murphy, D.D., Freas, K.E. and Weiss, S.B. 1990. An environment metapopulation approach to population viability analysis for a threatened vertebrate. *Conservation Biology* 4: 41-51.
- National Research Council, 2001. Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. National Academy Press. Washington, D.C.
- Pechmann, J.H.K. Estes, R.A. Scott and Gibbons, J.W. 2001. Amphibian colonization and use of ponds created for trial mitigation of wetland loss. *Wetlands* 21: 93-111.
- Rudolph, D.C. and Dickson, J.G., 1990. Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. *Southwestern Naturalist* 35: 472-476.
- Reques, R. 2005. Conservación de la Biodiversidad en los Humedales de Andalucía. (2ª ed.) Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 328 pp.
- Semlitsch, R.D. 2002. Critical elements for biologically based recovery plans for aquatic breeding amphibians. *Conservation Biology* 16: 619-629.
- Semlitsch, R.D. and Bodie, J.R. 1998. Are small isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12: 1129-1133.
- Semlitsch, R.D. and Rothermel, B.B. 2003. A foundation for conservation and management of amphibians. En *Amphibian Conservation* (Semlitsch, R.D. and Wake, D.B. eds). Smithsonian Institution. Washington and London.
- Sinsch, U. 1992. Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia* 90: 489-499.
- SEPA (Scottish Environmental Protection Agency). 2000. Ponds, pools and lochans. Guidance on good practice in the management and creation of small waterbodies in Scotland.
- Skelly, D.K., Werner, E.E. and Cortwright, S. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. *Ecology* 80: 2326-2337.
- Snodgrass, J.W, Komoroski, M.J., Bryan JR, A.L. and Burger J. 2000. Relationship among isolated wetland size, hidroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. *Conservation Biology* 14(2): 414-419.