

Expansión de la población introducida de *Triturus marmoratus* en la provincia de Lleida

Ramón Ruíz-Jarillo¹, Dani Villero^{2,3} & Albert Montori³

¹ Museu de Granollers-Ciències Naturals. Cl. Francesc Macià, 51. 08400 Granollers, Barcelona. C.e.: r_jari@yahoo.es

² Grup d'Ecologia del Paisatge, Àrea de Biodiversitat. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. 25280 Solsona. Lleida.

³ Departament de Biologia Animal. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 645. 08028 Barcelona.

Fecha de aceptación: 17 de junio de 2011.

Key words: introduction, Urodela, Amphibia.

La introducción voluntaria o involuntaria de especies fuera de su área de distribución puede comportar una desestabilización de los sistemas naturales y tener un efecto directo negativo sobre otras especies autóctonas (competencia, depredación, contaminación genética, introducción de patógenos) (Pleguezuelos, 2002; GEIB, 2006). Actualmente se considera que las especies invasoras son la segunda causa más importante de pérdida de biodiversidad a escala mundial, sólo por detrás de la destrucción de hábitats y la fragmentación del paisaje (Williamson, 1996). El comercio y el coleccionismo están beneficiando el movimiento y el desplazamiento de las especies con una intensidad sin precedentes (Mooney & Hobbs, 2000; McNeely *et al.*, 2001). Históricamente se han producido numerosas introducciones de fauna exótica en la Península Ibérica. Éste es el caso de algunas especies invasoras, como *Trachemys scripta*, *Lithobates catesbeianus* o *Natrix maura* (Baleares), entre otras, que son un agente de cambio y amenaza para la diversidad biológica nativa. Cabe también diferenciar aquellas especies exóticas introducidas de las especies autóctonas introducidas fuera de su área de distribución, pero dentro de una misma área administrativa o biogeográfica (Pleguezuelos, 2002). Cuando esto ocurre, según la terminología propuesta por este autor, hemos de referirnos a una traslocación. En este caso, algunas de estas espe-

cies introducidas pueden estar protegidas por la legislación vigente (estatal y/o autonómica), por lo que nos encontramos ante un conflicto legal. Este sería el caso de las poblaciones de *Mesotriton alpestris* en las lagunas de Peñalara (Arano *et al.*, 1991), consideradas como “En Peligro de Extinción” en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Martínez-Solano, 2006), *Triturus marmoratus* en Collserola (Barcelona) o *Lissotriton helveticus* en Collserola i el Montsià (Tarragona) (Sáez & Rivera, 1999; Montori *et al.*, 2010).

En 2001 fue detectada una población introducida de *T. marmoratus* (Vila-Farré & Vila-Farré, 2001) en la zona de Folquer (UTM: 31T343874 - 4653289). Esta población fue introducida hace más de 20 años a partir de ejemplares de Hostalets de Balenyà. Rivera *et al.* (2011) indican que existe una población introducida cerca de Artesa de Segre, refiriéndose supuestamente a la población antes descrita. En diciembre de 2010 se detectó un ejemplar macho de *T. marmoratus* en una charca cercana a la ermita de Sant Gil (UTM: 31T344055 - 4652116), situada aproximadamente 1 km más al sur de la localidad de introducción (Vila-Farré & Vila-Farré, 2001). Con la finalidad de comprobar la persistencia en el tiempo de la población y determinar si la especie había colonizado otros ambientes acuáticos, el pasado 6 de abril de 2011 se realizó una prospección de la zona. Durante la misma se corro-

boró la persistencia de la especie con la captura de una hembra en la charca de la ermita de Sant Gil, y un macho con la cresta muy desarrollada en la charca de la Casa Gran de Folquer (UTM: 31T344270 - 4651896), situada a unos 300 m de la primera. Se prospectaron también otros dos puntos de agua cercanos con resultados negativos (UTM: 31T343778 - 4653087 ; 31T344471 - 4652011). Como especies acompañantes se detectaron *Pelophylax perezi* y *Bufo calamita*. En la primera de las charcas también se localizó *Lymnaea stagnalis*, un gasterópodo pulmonado acuático muy utilizado en acuariología. Aunque los ejemplares de *T. marmoratus* capturados presentaban los caracteres típicos del periodo reproductor, no se hallaron indicios de reproducción (larvas o huevos) en ninguna de las dos charcas, a pesar de lo avanzado de la estación.

Se trata de la segunda población conocida de *T. marmoratus* introducida en Cataluña fuera de su área de distribución histórica. La primera de la que se tiene constancia se localiza en Collserola desde el año 1992 (Sáez & Rivera, 1999; Montori *et al.*, 2010). Esta población se ha mantenido durante todo este tiempo, sin haberse realizado ninguna acción de control de la misma. La segunda población introducida corresponde a la descrita en este artículo y localizada al norte de Artesa de Segre (Vila-Farré & Vila-Farré, 2001), a más de 50 km en línea recta de las poblaciones más próximas. En este caso, la población introducida ha colonizado charcas vecinas a la localidad

de suelta, aunque el bajo número de ejemplares observados se relacionaría con unas condiciones poblacionales subóptimas.

Cabe destacar que en los últimos años se han detectado numerosas introducciones de anfibios y reptiles en Cataluña, con objetivos inciertos, por ejemplo, *Xenopus laevis* en dos localidades de Barcelona (Pasqual *et al.*, 2007) o *Lissotriton boscai* en Montseny (Rivera *et al.*, 2011). La mayor parte de ellas se han producido de forma voluntaria sin tener en cuenta las consecuencias sobre los sistemas naturales, ni sobre los ejemplares liberados, que generalmente son depositados en hábitats inadecuados.

El proceso de invasión biológica *sensu lato* se presenta secuencialmente en las fases de llegada, asentamiento, propagación y saturación (Shigesada & Kawasaki, 1997). Mayoritariamente las especies introducidas fracasan en la fase de asentamiento (Ayres *et al.*, 2007), sin llegar a naturalizarse. Sin embargo, existe una proporción de especies que se naturalizan y pueden iniciar una fase de propagación. En este momento, algunas de estas especies pueden convertirse en especies invasoras, con consecuencias ecológicas y económicas nefastas, y con elevados costos relacionados con la gestión de sus poblaciones. Por ello, el principio de precaución debería gobernar las estrategias de gestión promovidas por los organismos competentes. Dichas estrategias deberían ir dirigidas al control y erradicación de las poblaciones introducidas en las fases tempranas del proceso de invasión (Epanchin-Niell & Hastings, 2010).

REFERENCIAS

- Arano, B., Arntzen, J.W., Herrero, P. & García-París, M. 1991. Genetic differentiation among Iberian populations of the Alpine newt, *Triturus alpestris*. *Amphibia-Reptilia*, 12: 409-421.
- Ayres, C., Diaz-Paniagua, C., Franch, M. & Llorente, G.A. 2007. *Problemática asociada a la liberación de galápagos exóticos en la Península Ibérica*. Informe inédito. Asociación Herpetológica Española.
- Epanchin-Niell, R.S. & Hastings, A. 2010. Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology Letters*, 13: 528-541.
- GEIB. 2006. *TOP20: Las 20 especies exóticas invasoras más dañinas presentes en España*. GEIB, Serie técnica, nº 2.
- Martínez-Solano, I. 2006. Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios de la comunidad de Madrid. *Graellsia*, 62(número extraordinario): 253-291.

- McNeely, J.A., Mooney, H.A., Neville, L.E., Schei, P., & Waage, J.K. (eds.). 2001. *A global strategy on invasive alien species*. IUCN Gland, Switzerland, and Cambridge, UK.
- Montori, A., Sancho, V., Santos, X., Mayol, J., Lacomba, J.L., Llorente G.A. & Franch M. 2010. Consideracions generals sobre la fauna d'amfibis. 313-326. *In: Diversos autors, Fauna i flora. Suplement de la Història Natural dels Països Catalans*. Barcelona. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press. Washington.
- Pasqual, G., Llorente, G.A., Montori, A. & Richter-Boix, A. 2007. Primera localización de *Xenopus laevis* en libertad en España. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 42-44.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. *In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.
- Rivera, X., Escoriza, D., Maluquer-Margalef, J., Arribas, O. & Carranza, S. 2011. *Amfibis i rèptils de Catalunya, País Valencià i Balears*. Lynx Edicions-SCH. Bellaterra I Barcelona.
- Sáez, R. & Rivera, X. 1999. Balanç de la situació dels amfibis i rèptils vinculats al Pantà de Vallvidrera. *Bulletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 14: 37-43.
- Shigesada, N. & Kawasaki, K. 1997. *Biological invasions: theory and practice*. Oxford University Press. Oxford.
- Vila-Farré, E. & Vila-Farré, M. 2001. Troballa de *Triturus marmoratus* (Latreille, 1800) (Urodela, Salamandridae) a les terres de Lleida (Catalunya). *Bulletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 15: 99-100.
- Williamson, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall. London.

Estatus de *Coronella austriaca* en Sierra Nevada (SE Península Ibérica)

Jesús Caro¹, Juan R. Fernández-Cardenete¹, Gregorio Moreno-Rueda² & Juan M. Pleguezuelos¹

¹ Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada. C.e.: jcaro@ugr.es

² Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). La Cañada de San Urbano. Ctra. Sacramento, s/n. 04120 Almería.

Fecha de aceptación: 7 de julio de 2011.

Key words: European smooth snake, biogeography, spatial distribution, Sierra Nevada, threatened populations, management implications.

Durante el Pleistoceno, muchas especies de flora y fauna de distribución eurosiberiana se establecieron en el sur de Europa (Huntley & Birks, 1983), un refugio durante los períodos glaciales (Bennett *et al.*, 1991; Hewitt, 1999; Arribas, 2004; Huntley & Allen, 2004). Finalizado el último de ellos, algunas especies pudieron recolonizar latitudes septentrionales a partir de las poblaciones de estos refugios (Lenk *et al.*, 1999; Gómez & Lunt, 2006). No obstante, algunas quedaron aisladas en las montañas del sur de Europa, donde el clima, fresco y húmedo, correspondía con el óptimo para algunas especies eurosiberianas (Blanca, 2001; Fochetti & Tierno de Figueroa, 2006; Santos *et al.*, 2008).

La biogeografía de la culebra lisa europea, *Coronella austriaca*, en la Península Ibérica Para ver Anexos ir a <<http://www.herpetologica.es/publicaciones/>>

depende de los cambios climáticos del Pleistoceno (Santos *et al.*, 2008). Se distribuye de manera homogénea en la región eurosiberiana y en la región mediterránea se restringe a los macizos montañosos en el piso bioclimático supramediterráneo y principalmente en el oromediterráneo, con poblaciones aisladas, relictas del período glacial (Galán, 2002). Estas poblaciones meridionales son más antiguas y presentan mayor diversidad genética que las septentrionales, sujetas al cuello de botella genético del efecto fundador (Taberlet *et al.*, 1998). Sin embargo, las meridionales actualmente están en peligro de extinción (Pleguezuelos *et al.*, 2001).

En Sierra Nevada se encuentra la principal población de culebra lisa europea de la mitad sur peninsular (Galán, 2002), aunque la infor-