

BOLETÍN

DE LA ASOCIACIÓN HERPETOLÓGICA ESPAÑOLA

Núm. 26(2) - 2015



SUMARIO nº 26(2) - 2015

Editorial	1	El lagarto de Gran Canaria (<i>Gallotia stehlini</i>) en otras islas del archipiélago canario. José A. Mateo	66
Introducción			
Especies y poblaciones de anfibios y reptiles alóctonos en España: una herramienta de conservación para las administraciones. Juan M. Pleguezuelos & José Antonio Mateo	2	La lagartija de las Pitiusas (<i>Podarcis pityusensis</i>) en la península ibérica y Mallorca. Alberto Gosá, Ion Garin-Barrio, Iñaki Sanz-Azkue & Carlos Cabido	68
Descripción de las especies introducidas			
El tritón alpino (<i>Mesotriton alpestris</i>) en el Macizo de Peñalara (Madrid). Jaime Bosch, Gemma Palomar & Judit Vörös	9	La lagartija italiana (<i>Podarcis sicula</i>) en la península ibérica y en las islas Baleares. Miguel A Carretero & Iolanda Silva-Rocha	72
El sapillo pintojo mediterráneo (<i>Discoglossus pictus</i>) en la península ibérica. Gustavo A. Llorente, Albert Montori & Eudald Pujol-Buxó	12	La lagartija colilarga (<i>Psammodromus algirus</i>) en Mallorca. Xavier Santos & Miguel A. Carretero.....	76
El sapo balear (<i>Bufoles balearicus</i>) en las islas Baleares. Iñigo Martínez-Solano	17	La lagartija de Marruecos (<i>Scelarcis perspicillata</i>) en las islas Baleares. Ana Perera	78
La ranita meridional (<i>Hyla meridionalis</i>) en la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias. Ernesto Recuero	20	La lagartija de Madeira (<i>Teira dugesii</i>) en Las Palmas de Gran Canaria. José A. Mateo	80
La rana común (<i>Pelophylax perezi</i>) en las islas Baleares e islas Canarias. Andrés Egea-Serrano.....	23	La culebra de cogulla argelina (<i>Macroprotodon cucullatus</i>) en las islas Baleares. Raquel Vasconcelos & Juan M Pleguezuelos	81
La rana norteafricana (<i>Pelophylax saharicus</i>) en las islas Canarias. José A. Mateo	27	La culebra de escalera (<i>Rhinechis scalaris</i>) en las islas Baleares. Miguel A. Carretero & Iolanda Silva Rocha.....	85
La tortuga mora (<i>Testudo graeca</i>) en la península ibérica y en las islas Baleares. Eva Graciá & Andrés Giménez	28	La culebra de herradura (<i>Hemorrhoids hippocrepis</i>) en las islas Baleares. Enrique Ayllón	88
La tortuga mediterránea (<i>Testudo hermanni</i>) en las islas Baleares. Albert Bertolero & Joan Lluís Pretus	36	La culebra bastarda (<i>Malpolon monspessulanus</i>) en las islas Baleares. José A. Mateo	92
El galápago leproso (<i>Mauremys leprosa</i>) en la península ibérica y en las islas Baleares. Guillermo Velo-Antón & Samuel Pinya	39	La culebra viperina (<i>Natrix maura</i>) en las islas Baleares. Xavier Santos & Daniela Guicking	95
El galápago europeo (<i>Emys orbicularis</i>) en la península ibérica y en las islas Baleares. Guillermo Velo-Antón & Samuel Pinya	42	Síntesis y conclusiones	
La camaleón común (<i>Chamaeleo chamaeleon</i>) en la península ibérica. Carmen Díaz-Paniagua & José A. Mateo	46	Síntesis de las introducciones de anfibios y reptiles en España	99
La salamanesa rosada (<i>Hemidactylus turcicus</i>) en la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias. Salvador Carranza & Oscar Arribas.....	51	Propuesta de revisión de los listados y catálogos nacionales y autonómicos de especies amenazadas y protegidas, y del catálogo nacional de especies invasoras	109
La salamanesa común (<i>Tarentola mauritanica</i>) en la península ibérica y en las islas Baleares. Catarina Rato	55	Conclusiones y propuestas de gestión de las poblaciones y especies de anfibios y reptiles alóctonos en España	114
La lisa dorada (<i>Chalcides viridanus</i>) en La Palma. José A. Mateo	58		
La lisa de Gran Canaria (<i>Chalcides sexlineatus</i>) en La Palma. José A. Mateo	60	Lista de autores de esta sección: Xavier Santos, Enrique Ayllón, Oscar Arribas, Albert Bertolero, Jaime Bosch, Carlos Cabido, Salvador Carranza, Miguel A. Carretero, Carmen Díaz-Paniagua, Andrés Egea-Serrano, Ion Garin-Barrio, Andrés Giménez, Alberto Gosá, Eva Graciá, Daniela Guicking, Gustavo A. Llorente, Iñigo Martínez-Solano, José A. Mateo, Albert Montori, Gemma Palomar, Ana Perera, Samuel Pinya, Joan L. Pretus, Eudald Pujol-Buxó, Catarina Rato, Ernesto Recuero, Iñaki Sanz-Azkue, Iolanda Silva-Rocha, Raquel Vasconcelos, Guillermo Velo-Antón, Judit Vörös & Juan M. Pleguezuelos	
El lagarto atlántico (<i>Gallotia atlantica</i>) en Gran Canaria. José A. Mateo	61		
El lagarto tizón (<i>Gallotia galloti</i>) en Fuerteventura. José A. Mateo	64	Normas de publicación	Interior contraportada



BOLETÍN

Boletín nº 26(2). Año 2015.

Editores:

Alex Richter, Xavier Santos y Andrés Egea

Departament de Biologia Animal, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 645, E-08028 Barcelona

Diseño y maquetación:

Marcos Pérez de Tudela
Url: <http://issuu.com/marcospdt>

Impresión:

igrafic
Url: www.igrafic.com

Junta Directiva

Presidente

Juan Manuel Pleguezuelos Gómez

Secretario General

Íñigo Martínez-Solano

Tesorería

Xavier Santos Santiró

Gerente

Enrique Ayllón López

Vocales

Jorge Sanchez Balibrea (Conservación)
Francisco Javier Diego Rasilla (Página web y promoción)
Cesar Ayres (Conservación del Galápagos Europeo)
Adolfo Marco Llorente (Tortugas marinas)
Jaime Bosch (Programa de seguimiento)
Daniel Villero Pi (Atlas)

Lista Patrón

Miguel Ángel Carretero Fernández

Revista Española de Herpetología (Editores)

Manuel Eloy Ortiz Santaliestra
Ana Perera Leg

Boletín de la AHE (Editores)

Andrés Egea Serrano
Alex Richter Boix
Xavier Santos Santiró

EDITORIAL

La presencia de especies exóticas en un territorio frecuentemente desemboca en procesos de competencia, depredación, contaminación genética o transmisión de enfermedades infecciosas. Como consecuencia, se considera que la presencia de estas especies es hoy en día una de las causas principales que amenazan a la biodiversidad, igual que la destrucción del hábitat y la contaminación. Así, junto al aumento del conocimiento sobre la autoecología de las especies exóticas y su impacto sobre la biota nativa, es fundamental fomentar una adecuada concienciación social que prevenga nuevas introducciones. En este contexto, la elaboración de un listado de especies introducidas y la descripción de su situación actual juega un papel destacado, pudiendo actuar como la herramienta que permita a las administraciones públicas priorizar recursos para la investigación y la conservación, así como regular la comercialización de especies exóticas dentro del territorio de su competencia.

España ha sido y es destino de muchas especies exóticas. Lamentablemente, los catálogos de especies amenazadas, tanto a escala nacional como regional, en ocasiones incluyen especies no nativas. Estas notables incongruencias son consecuencia de desconocimiento, negligencia y, tal vez, de intereses no relacionados realmente con la conservación del patrimonio biológico del país. Así, es necesario reflexionar sobre la definición de conceptos como *especie alóctona* o *invasión biológica*, y su aplicación al inventario de especies, para poder así asignar cada una de ellas a una categoría de manera correcta.

Conscientes de esta problemática, desde el *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* (BAHE) hemos alentado una iniciativa para definir, a tenor de la información científica actualmente disponible, las poblaciones y especies de anfibios y reptiles que deben considerarse introducidas en España. El segundo volumen del BAHE del 2015, por tanto, está totalmente dedicado a la presencia de especies de herpetos exóticos dentro del territorio español. En las páginas que siguen se podrá encontrar una serie de artículos independientes, aunque relacionados entre sí, que presentan una definición de los conceptos básicos utilizados a lo largo de todo el volumen, seguida por un conjunto de capítulos, cada uno de ellos dedicados específicamente a cada una de las especies exóticas. El volumen se cierra con tres artículos de síntesis donde se presentan las principales conclusiones extraídas del conjunto de artículos. Desde el BAHE, deseamos que esta información sirva para poner de relieve las dimensiones y complejidad que representa la amenaza de las especies exóticas para la herpetofauna española, y que las administraciones la usen para corregir defectos de los listados oficiales de especies amenazadas e introducidas, así como para elaborar políticas apropiadas que garanticen la conservación a largo plazo de nuestra riqueza herpetofaunística.

Especies y poblaciones de anfibios y reptiles alóctonos en España: una herramienta de conservación para las administraciones

Juan M. Pleguezuelos¹ & José Antonio Mateo²

¹ Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Cl. Severo Ochoa, s/n. 18071 Granada. C.e.: juanple@ugr.es

² Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca.

Key words: herps, introduced species, conservation, Spain.

Durante la evolución de la vida en nuestro planeta, las barreras naturales han aportado aislamiento a poblaciones y ecosistemas contribuyendo a incrementar la biodiversidad. Sin embargo, la aparición y el desarrollo de las diferentes culturas humanas, y el posterior crecimiento de los viajes y comercio, han permitido que muchas especies hayan podido salvar estas barreras, expandiendo sus áreas de distribución, cuando se han visto asistidas, de manera intencionada o no, por los humanos (SSC, 2000). Los costes medioambientales y económicos de estas introducciones son enormes (Pimentel *et al.*, 2005; Simberloff *et al.*, 2013).

La larga y compleja paleogeografía en el área ibero-balear ha favorecido la evolución hacia una elevada riqueza específica en la región, debida a sucesivos eventos de colonización natural desde África y Europa, y posteriores procesos de vicariancia (Busack, 1986). La proximidad de las costas del norte de África a nivel del Estrecho de Gibraltar ha permitido incluso que algunas de estas colonizaciones hayan ocurrido en repetidas ocasiones, dando lugar a la presencia en Iberia de más de un linaje evolutivo de la misma especie (e.g., *Tarentola mauritanica*; Rato *et al.*, 2016). Pero lo que nos interesa en el presente análisis es que la región mediterránea también ha albergado poblaciones humanas desde hace milenios, con movimientos a través del mar, transportando animales y vegetales entre sus orillas (Dobson, 1998; Palmer *et al.*, 1999), es decir, introduciendo

especies. Se conocen introducciones en la región desde antes del Neolítico (Vigne, 2005; Pascal *et al.*, 2006), en un proceso tan intenso, que a veces es problemática la diferenciación entre el carácter autóctono y alóctono de poblaciones y especies (Blondel *et al.*, 2010). El problema de las introducciones suele ser especialmente agudo en islas (véase Lever, 2003, para anfibios y reptiles); cuando las especies son introducidas en las islas, normalmente dejan detrás todo el cortejo de especies competidoras y depredadoras continentales (Whittaker & Fernández-Palacios, 2007) y se encuentran frente a especies insulares nativas que han perdido parte de sus defensas, morfológicas o de comportamiento. Las dos principales regiones insulares de España, islas Baleares e islas Canarias, han sido las más afectadas por introducciones de anfibios y reptiles (Pleguezuelos, 2002). El proceso pudo comenzar a afectar a la península ibérica 12.000 años antes de nuestra era, cuando se documentan los primeros casos de navegación y pesca en el Estrecho de Gibraltar (Savory, 1968; Straus, 2001; Broodbank, 2006); a las islas Baleares hace algo más de cuatro milenios (Bover *et al.*, 2008); y a las islas Canarias especialmente a partir del s. XV (Pether *et al.*, 2009). Desde entonces, el número de introducciones en el área de estudio no ha dejado de crecer. A escala global, muchas de las especies introducidas se han catalogado como especies invasoras, con rasgos de su historia natural que les están permitiendo capitalizar en su beneficio el cambio global (Dukes & Mooney, 1999).

Además, un sector de la comunidad conservacionista está planteando la utilidad de las especies introducidas en procesos de restauración ecológica (Ewel & Putz, 2004), llegando a realizar translocaciones para la conservación, debido a la pérdida de las condiciones ambientales adecuadas (principalmente derivadas del cambio climático) en las áreas donde algunas especies amenazadas son nativas (Griffith *et al.*, 1989; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2008; Müller & Eriksson, 2013). Incluso, se ha acuñado el término “conservación trans situ” (Thomas, 2011). Pero, como indican Vilà & Hulme (2011), estas propuestas muestran una pobre apreciación hacia los valores culturales y científicos de la biodiversidad nativa, y la viabilidad de estas acciones aún tiene poco soporte científico; la simple presencia de zonas con condiciones climáticas adecuadas no asegura la disminución del riesgo de extinción de las especies translocadas y es ingenuo asumir que estas introducciones no tienen riesgo para la biodiversidad nativa (Ricciardi & Simberloff, 2009; Vilà & Hulme, 2011).

A pesar de la fuerte amenaza para la biodiversidad que pueden representar las introducciones biológicas, a veces la administración pública carece de información sobre las especies introducidas o el peligro de introducciones futuras, por lo que no se desarrollan acciones para la conservación o se crea legislación adecuada (SSC, 2000). Recientemente se promulgó el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y el Catálogo Español de Especies Amenazadas (RD 139/2011, y sus actualizaciones por las órdenes AAA/75/2012, AAA/1771/2015). En relación a los anfibios y reptiles, en el listado aparecen especies con poblaciones introducidas en el territorio español, es decir, especies que no deberían figurar en un listado nacional de especies amenazadas (véase Ayllón *et al.*, 2015 en este volumen). Las especies introducidas suelen

ser generalistas, no amenazadas, y en caso de que lo estén, las acciones para su conservación deben desarrollarse preferentemente en las áreas donde son nativas, no donde han sido introducidas. También se promulgó el Listado y Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (RD 1628/2011). En parte derivado de los errores en el listado y catálogo de especies amenazadas, en este último catálogo no aparecen algunas especies de anfibios y reptiles cuya naturaleza invasora en España ha sido demostrada (e.g., *Discoglossus pictus*, *Podarcis sicula*, algunos colúbridos en Mallorca, Menorca e Ibiza), y el listado de potenciales especies exóticas invasoras dista de ser una lista negra completa de las especies que potencialmente pueden ser invasoras en el territorio español. Errores similares se pueden constatar en los catálogos regionales de especies amenazadas en algunas autonomías españolas (véase Ayllón *et al.*, 2015).

Este documento pretende proporcionar información actualizada sobre qué anfibios y reptiles son alóctonos en el territorio español y cuáles pueden ser considerados como invasores, basado en las evidencias científicas actualmente disponibles. Nuestro objetivo final es evitar que en los catálogos nacionales o regionales de especies amenazadas sigan apareciendo especies introducidas, por desconocimiento, capricho o interés de la sociedad (Preston *et al.*, 2004; Pysek *et al.*, 2004; Clavero, 2014). La correcta confección de los catálogos de especies amenazadas evita la aparición en ellos de especies no nativas, y que se dediquen a ellas recursos materiales en acciones para su conservación, en detrimento de los recursos dedicados a otras especies amenazadas nativas (Simberloff *et al.*, 2005). Además, con esta revisión, aportamos información sobre el impacto que las especies alóctonas ejercen sobre la biota nativa. Con ello contribuimos a cubrir

el objetivo sexto de la Guía de la UICN para la prevención de la pérdida de biodiversidad producida por especies exóticas invasoras, “Impulsar el desarrollo de un marco exhaustivo de legislación nacional ..., para regular la introducción de especies exóticas y el control y erradicación de especies exóticas invasoras” (SSC, 2000). También nos ajustamos a la Estrategia de Biodiversidad para 2020 de la Unión Europea, que contempla la problemática de las especies introducidas en su territorio, y en su objetivo 5 propone “Determinar y jerarquizar por orden de prioridad, no más tarde de 2020, las especies exóticas invasoras y sus vías de penetración, controlar o erradicar las especies prioritarias, y gestionar las vías de penetración para impedir la irrupción y establecimiento de nuevas especies”.

La identificación de las especies nativas e introducidas (respectivamente, autóctonas y alóctonas) despierta preocupación entre conservacionistas y se reconoce la necesidad de establecer cuáles son estas especies en cada región, por ejemplo, frente a las crecientes acciones de manejo que impliquen translocaciones para la conservación (Preston, 2009; Webber & Scott, 2012). Además, para los anfibios y reptiles españoles, la interacción entre recientes factores climáticos (Moreno-Rueda *et al.*, 2012) y antrópicos (Ferreira, 2013) que están conduciendo a cambios en sus áreas de distribución, hace más necesario este ejercicio (véase Webber & Scott 2012).

Los conceptos y acciones para la conservación relacionadas con las especies alóctonas y las invasiones biológicas no son todo lo precisos que sería deseable (Colautti & MacIsaac, 2004; Valéry *et al.*, 2008; Davis *et al.*, 2011; Simberloff, 2011), por lo que a continuación definimos los conceptos y principios básicos que hemos seguido en esta revisión:

- se consideran alóctonas las especies de anfibios y reptiles que, bajo la mejor de las evidencias (documentación histórica, ecología, marcadores moleculares), han tenido una introducción de origen antrópico en áreas del territorio español donde no estaban presentes de forma natural (considerando su potencial de dispersión natural), o que han llegado sin intervención humana, pero desde un área donde ya eran alóctonas. Son excepciones las translocaciones para la conservación dentro del rango geográfico actual o pasado de las especies (Webber & Scott, 2012), siempre que sean realizadas con la aprobación de la administración competente (Shyrey & Lamberti, 2010).

- se consideran especies introducidas invasoras aquellas que se han expandido rápidamente en un área determinada, donde son alóctonas (*sensu* Richardson *et al.*, 2000; los valores de “progresión rápida” son variables entre especies), y/o las que son agentes de cambio en los ecosistemas y amenazan la biodiversidad nativa en el área donde han sido introducidas (criterio del impacto, *sensu* Valéry *et al.*, 2008). Este significado doble del término es el recomendado por Davis & Thompson (2001), y no corresponde con el clásico de Elton (1958), que no limita el término a las invasiones de origen antrópico.

- reintroducción es un tipo de translocación para la conservación en la que se intenta establecer una especie en un área que fue una vez parte de su distribución histórica, pero de donde se ha extinguido (IUCN, 2013). Ejemplos son el restablecimiento de nuevas poblaciones de *Alytes muletensis* en la sierra de Tramuntana (Oliver *et al.*, 2009) y de *Testudo hermanni* en el noreste ibérico (Soler-Massana & Martínez-Silvestre, 2005).

- no existe un límite temporal para considerar un cambio en las áreas de distribución de las especies como natural o debido a introducción. Sin embargo, a efectos prácticos, podemos considerar como introducciones, intencionadas o no, las ocurridas a partir del inicio del Holoceno, o sea, desde hace unos 11.000 años. Este límite temporal, aunque es más moderno que los primeros movimientos de humanos en el Estrecho de Gibraltar (*vide supra*), al menos coincide con el usado en una revisión equivalente para Francia (Pascal *et al.*, 2006).

- el estatus de autóctono/alóctono, invasor/no invasor, otorgado a las poblaciones revisadas en este estudio no implica una decisión automática, simple, sobre su gestión (conservación *versus* erradicación o control; Webber & Scott, 2012). Cada caso tiene su propia historia, una potencialidad actual o futura de afectar a la biodiversidad española, y hay que considerarlo de manera independiente. Aunque para las especies alóctonas invasoras, la decisión sobre su manejo suele ser la erradicación.

Otros conceptos de uso común en el dominio de las invasiones biológicas (e.g., introducción intencionada, introducción no intencionada y especie autóctona), se pueden encontrar en la guía de la UICN sobre especies invasoras (SSC, 2000), así como en Richardson *et al.* (2000), CBD (2002) y Pyšek *et al.* (2004).

La lucha contra las introducciones e invasiones biológicas en base a criterios científicos (Blackburn *et al.*, 2009) y la comunicación de los resultados de la investigación sobre esta temática son prerequisites para la educación, concienciación y resolución del problema planteado por las especies introducidas (Simberloff *et al.*, 2005). Aquellos países en los que los investigadores dedican poco esfuerzo al problema de

las especies introducidas o la administración poca atención a legislar sobre el tema, carecen de evidencias sobre el impacto que producen y suelen verse inclinados a tolerar más especies alóctonas (Edelaar & Tella, 2012). Además, estos estudios nos ayudan a comprender la importancia de la acción del hombre en la constitución de las biotas actuales (Pascal *et al.*, 2006).

Si bien abogamos por la eliminación de los anfibios y reptiles introducidos en España de los catálogos nacionales o regionales de especies amenazadas, consideramos que estas especies han de seguir apareciendo en las listas de fauna y atlas de distribución, nacionales y regionales, de los anfibios y reptiles presentes en España, con su carácter de especies introducidas claramente indicado (Pyšek *et al.*, 2004).

A lo largo de este volumen especial del Boletín de la Asociación Herpetológica Española se exponen los casos de anfibios y reptiles que, basados en la evidencia actual, se han de considerar introducidos en una parte o en el conjunto del territorio español. En cada caso, y dependiendo de la información disponible, se indica la distribución donde la especie es nativa, donde ha sido introducida en el territorio español, la época y vía de entrada, los aspectos de su historia natural que pueden favorecer un potencial carácter de especie invasora, el riesgo que representa para la biodiversidad nativa, y las acciones de gestión que se están realizando (conservación, no acción, control, erradicación). Basándose en la información disponible, se resumen las zonas más afectadas por invasiones, épocas y modos en los que ocurrieron las invasiones, y los impactos sobre la biodiversidad nativa. Se sugieren líneas de gestión encaminadas a reducir el impacto de las especies introducidas, que a medio plazo pueden servir como guía para la priorización de acciones para la conservación a ejercer sobre las especies introducidas, en el sentido de Bauer & Woog (2011).

Tabla 1: Catálogo de anfibios y reptiles alóctonos en alguna región de España, con indicación de la zona donde fueron introducidos. Los números en la tercera columna indican las especies que tienen un texto específico en esta obra (1) y las que no son tratadas, bien porque corresponden a introducciones geográficamente muy puntuales de especies que son nativas de otras regiones españolas (2), a especies de claro origen exótico (3), o a poblaciones introducidas que actualmente se han extinguido (4), casos estos tres últimos que normalmente no plantean dudas para su gestión. Para estos últimos casos, consultar Pleguezuelo (2002), Mateo *et al.* (2011), y Pinya & Carretero (2011). Acrónimos: península ibérica (PI), islas Baleares (IB), islas Canarias (IC).

Nombre científico	Nombre común	Tipología	Zonas de introducción
ANFIBIOS			
<i>Alytes obstetricans</i>	sapo partero común	2	Menorca
<i>Bufo spinosus</i>	sapo común ibérico	2	Isla de Ons
<i>Amietophrynus mauritanicus</i>	sapo moruno	4	S ibérico
<i>Bufo balearicus</i>	sapo balear	1	IB
<i>Discoglossus pictus</i>	sapillo pintojo	1	NE ibérico
<i>Fejervaria sp.</i>	rana asiática de estanque	3	Mallorca
<i>Hyla meridionalis</i>	ranita meridional	1	PI, IB, IC
<i>Mesotriton alpestris</i>	tritón alpino	1, 2	Macizo de Peñalara, NE ibérico
<i>Lissotriton boscai</i>	tritón ibérico	2	NE ibérico
<i>Lissotriton heleticus</i>	tritón palmeado	2, 4	NE ibérico, Madrid
<i>Lithobates catesbeianus</i>	rana toro americana	4	Centro ibérico
<i>Ommatotriton ophryticus</i>	tritón de bandas norteño	3	NE ibérico
<i>Pelophylax perezi</i>	rana común	1	IB, IC
<i>Pelophylax saharicus</i>	rana norteafricana	4	IC
<i>Triturus marmoratus</i>	tritón jaspeado	2	NE ibérico
<i>Triturus pygmaeus</i>	tritón pigmeo	2	provincia de Alicante
<i>Xenopus laevis</i>	rana africana de uñas	3, 4	NE ibérico
REPTILES			
<i>Achalinus spinalis</i>	culebra cavadora china	3	Mallorca
<i>Agama planiceps</i>	agama de roca namibio	4	Isla de la Palma
<i>Anolis carolinensis</i>	anolis caballero	4	E península ibérica
<i>Blanus cinereus</i>	culebrilla ciega	2	Mallorca
<i>Chalcides sexlineatus</i>	lisa de Gran Canaria	1	Isla de la Palma
<i>Chalcides viridanus</i>	lisa dorada	1	Isla de la Palma
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	camaleón común	1	S península ibérica
<i>Emys orbicularis</i>	galápago europeo	1	IB
<i>Gallotia atlantica</i>	lagarto atlántico	1	Gran Canaria
<i>Gallotia caesaris</i>	lagarto de Lehrs	4	Tenerife
<i>Gallotia galloti</i>	lagarto tizón	1	Fuerteventura
<i>Gallotia stehlini</i>	lagarto de Gran Canaria	1	Fuerteventura
<i>Hemidactylus mabouia</i>	geco de las casas tropical	3	Tenerife
<i>Hemidactylus turcicus</i>	salamanquesa rosada	1	PI, IB, IC
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	culebra de herradura	1	IB
<i>Lampropeltis getula</i>	serpiente real de California	3	Gran Canaria
<i>Macroproton cucullatus</i>	culebra de cogulla argelina	1	Mallorca, Menorca
<i>Malpolon monspessulanus</i>	culebra bastarda	1	IB
<i>Mauremys leprosa</i>	galápago leproso	1	IB
<i>Natrix maura</i>	culebra viperina	1	IB
<i>Podarcis pityusensis</i>	lagartija de las Pitiusas	1	PI, Mallorca
<i>Podarcis sicula</i>	lagartija italiana	1	PI, Menorca
<i>Psammotromus algerius</i>	lagartija colilarga	1	Mallorca
<i>Psammotromus edwardsianus</i>	lagartija cenicienta oriental	2	Melilla
<i>Indotyphlops braminus</i>	serpiente de las macetas	3	PI, IB, IC
<i>Rhinechis scalaris</i>	culebra de escalera	1	IB
<i>Saurodactylus mauritanicus</i>	geco magrebí	4	Isla de Alborán
<i>Scelarcis perspicillata</i>	lagartija de Marruecos	1	IB
<i>Tarentola boettgeri</i>	perenquén de Boettger	2	NO ibérico
<i>Tarentola mauritanica</i>	salamanquesa común	1	PI, IB
<i>Teira dugesii</i>	lagartija de Madeira	1	Gran Canaria
<i>Testudo graeca</i>	tortuga mora	1	Doñana, IB
<i>Testudo hermanni</i>	tortuga mediterránea	1	IB
<i>Timon lepidus</i>	lagarto ocelado	2	Mallorca
<i>Trachemys scripta</i>	jacotea norteamericana	3	PI, IB, IC

La Tabla 1 muestra el catálogo de las 52 especies de anfibios y reptiles alóctonos en alguna región de España incluyendo la península ibérica, islas Baleares, islas Canarias, Ceuta y Melilla. Se incluyen todas aquellas especies de anfibios y reptiles que, siendo alóctonas, presentan poblaciones naturalizadas en España, es decir, que no solamente sobreviven en libertad, sino que, además, se reproducen y mantienen poblaciones. De las especies incluidas en la Tabla 1, a lo largo de este volumen solamente se desarrollan los textos de 27 especies. No se han

considerado especies con poblaciones alóctonas muy puntuales y de introducción reciente, ni aquellas procedentes del mercado de animales de compañía; éstas últimas, aún reconociendo su potencial invasor, no plantean dudas a la sociedad o a la administración sobre su carácter alóctono. Este es el caso por ejemplo de *Trachemys scripta* entre los galápagos procedentes de la acuariofilia (Díaz-Paniagua *et al.*, 2005; Soler *et al.*, 2010) en todo el área de estudio, o *Lampropeltis getula* en las islas Canarias (Monzón-Argüello *et al.*, 2015).

REFERENCIAS

- Ayllón, E. *et al.* 2015. Propuesta de revisión de los listados y catálogos nacionales y autonómicos de especies amenazadas y protegidas, y del catálogo nacional de especies invasoras. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26.
- Bauer, H.-G. & Woog, F. 2011. On the 'invasiveness' of non-native bird species. *Ibis*, 153: 204–206.
- Blackburn, T.M., Lockwood, J.L. & Cassey, P. 2009. *Avian Invasions: The Ecology and Evolution of Exotic Birds*. Oxford University Press. Oxford.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou, J.Y. & Boeuf, H. 2010. *The Mediterranean Basin – Biological Diversity in Space and Time*. Oxford University Press. Oxford.
- Bover, P., Quintana, J. & Alcover, J.A. 2008. Three islands, three worlds: Paleogeography and evolution of the vertebrate fauna from the Balearic Islands. *Quaternary International*, 182: 135–144.
- Broodbank, C. 2006. The origins and early development of Mediterranean maritime activity. *Journal of Mediterranean Archaeology*, 19: 199–230.
- Busack, S.D. 1986. Biogeographic analysis of the herpetofauna separated by the formation of the Strait of Gibraltar. *National Geographic Research*, 2: 17–36.
- Clavero, M. 2014. Shifting baselines and the conservation of non-native species. *Conservation Biology*, 28: 1434–1436.
- Convention on Biological Diversity. 2002. *Alien species that threaten ecosystems, habitats or species*. COP 6 Decision VI/23. <<http://www.cbd.int/decision/cop/?id=7197>> [Consulta: 15 diciembre 2015].
- Colautti R.I. & MacIsaac H.J. 2004. A neutral terminology to define 'invasive' species. *Diversity and Distributions*, 10:135–141.
- Davis, M. & Thompson, K. 2001. Invasion terminology: should ecologists define their terms differently than others? No, not if we want to be of any help! *Bulletin of the Ecological Society of America*, 82: 206.
- Davis, M.A., Chew, M.K., Hobbs, R.J., Lugo, A.E., Ewel, J.J., Vermeij, G.J., Brown, J.H., Rosenzweig, M.L., Gardener, M.R., Carroll, S.P., Thompson, K., Pickett, S.T., Stromberg, J.C., Del Tredici, P., Suding, K.N., Ehrenfeld, J.G., Grime, J.P., Mascaro, J. & Briggs, J.C. 2011. Don't judge species by their origin. *Nature*, 474: 153–154.
- Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J. & Porthault, A. 2005. *Manual de identificación de galápagos autóctonos y exóticos*. CSIC/Consejería de Medio Ambiente-Junta de Andalucía. Sevilla.
- Dobson, M. 1998. Mammal distributions in the western Mediterranean: the role of human intervention. *Mammal Review*, 28: 77–88.
- Dukes, J.S. & Mooney, H.A. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 135–139.
- Edelaar, P.I.M. & Tella, J.L. 2012. Managing non-native species: don't wait until their impacts are proven. *Ibis*, 154: 635–637.
- Elton C.S. 1958. *The Ecology of Invasions of Animals and Plants*. Methuen & Co. LTD. London.
- Ewel, J.J. & Putz, F.E. 2004. A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2: 354–360.
- Ferreira, D.S. 2013. *Changes in a reptile assemblage from northern Portugal: effects of global warming and forest fire in a 13-year period*. Internship Report no publicado. Universidad de Oporto. Oporto.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science*, 245: 477–480.
- Hoegh-Guldberg, O., Hughes, L., McIntyre, S., Lindenmayer, D.B., Parmesan, C., Possingham, H.P. & Thomas, C.D. 2008. Assisted colonization and rapid climate change. *Science*, 321: 345–346.
- IUCN/SSC 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations*. Version 1.0. UCN Species Survival Commission. Gland.
- Lever, C. 2003. *Naturalized reptiles and amphibians of the world*. Oxford University Press. Oxford.
- Mateo J.A., Ayres C. & López-Jurado L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España; historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2–42.

- Monzón-Argüello, C., Patiño-Martínez, C., Christiansen, F., Gallo-Barneto, R., Cabrera-Pérez, M.A., Peña-Estevez, M.A., López-Jurado, L.F. & Lee, P. 2015. Snakes on an island: independent introductions have different potentials for invasion. *Conservation Genetics*, 16: 1225-1241.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J.M., Pizarro, M. & Montori, A. 2012. Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology*, 26: 278-283.
- Müller, H. & Eriksson, O. 2013. A pragmatic and utilitarian view of species translocation as a tool in conservation biology. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1837-1841.
- Oliver, J.A., Manzano, X. & Pinya, S. 2009. Els plans de recuperació del ferreret (*Alytes muletensis* Sanchiz & Adrover 1979): 19 anys de seguiment de les poblacions a la Serra de Tramuntana. 47-48. In: *Jornades de Biodiversitat del Paratge Natural de la Serra de Tramuntana*. Espais de Natura Balear. Palma de Mallorca.
- Palmer, M., Pons, G.X., Cambefort, I. & Alcover, J.A. 1999. Historical processes and environmental factors as determinants of inter-island differences in endemic faunas: the case of the Balearic Islands. *Journal of Biogeography*, 26: 813-823.
- Pascal, M., Lorvelec, O. & Vigne, J.D. 2006. *Invasions biologiques et extinctions: 11000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Quae éditions. Versailles.
- Pether, J., Tersa, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de Reptiles Canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe inédito. Las Palmas de Gran Canaria.
- Pimentel, D., Zuniga, R. & Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. *Ecological Economics*, 52: 273-288.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pleguezuelos J.M. 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. 503-532. 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. Madrid.
- Preston, C.D., Pearman, D.A. & Hall, A.R. 2004. Archaeophytes in Britain. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 145: 257-294.
- Preston, C.D. 2009. The terms 'native' and 'alien' – a biogeographical perspective. *Progress in Human Geography*, 33: 702-713.
- Pyšek, P., Richardson, D.M., Rejmánek, M., Webster, G.L., Williamson, M. & Kirschner, J. 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, 53: 131-143.
- Rato, C., Harris, D.J., Carranza, S., Machado, L. & Perera, A. 2016. The taxonomy of the *Tarentola mauritanica* species complex (Gekkota: Phyllodactylidae): Bayesian species delimitation supports six candidate species. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 94: 271-278.
- Ricciardi, A. & Simberloff, D. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology and Evolution*, 24: 248-253.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D. & West, C.J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Savory, H.N. 1968. Spain and Portugal. The Prehistory of the Iberian Peninsula, Vol. 61. 22-51. In: G. Daniel (ed.), *Ancient Peoples and Places*. Frederick A. Praeger. New York and Washington.
- Shirey, P.D. & Lamberti, G.A. 2010. Assisted colonization under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Letters*, 3: 45-52.
- Simberloff, D. 2011. Non-natives: 141 scientists object. *Nature*, 475: 36.
- Simberloff, D., Parker, I.M. & Windle, P.N. 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 12-20.
- Simberloff D., Martin J.L., Genovesi P., Maris V., Wardle D., Aronson J., Courchamp F., Galil B., Garcia-Berthou E., Pascal M., Pysek P., Sousa R., Tabacchi E. & Vila M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 58-66.
- Soler, J., Martínez-Silvestre, A., Budó, J., Capalleras, X. & Juárez, J.L. 2010. Análisis de la presencia de tortugas terrestres alóctonas y autóctonas asilvestradas en Cataluña (NE España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 63-68.
- Soler-Massana, J. & Martínez-Silvestre, A. 2005. *La tortuga mediterrània a Catalunya*. Edicions l'Agulla de Cultura Popular. Tarragona.
- Species Survival Commission. 2000. *IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species*. IUCN, Species Survival Commission, Invasive Species Specialist Group. Auckland.
- Straus, L.G. 2001. Africa and Iberia in the Pleistocene. *Quaternary International*, 75: 91-102.
- Tersa, E., Pether, J. & Mateo, J.A. 2010. Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en Fuerteventura (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 104-109.
- Thomas, C. 2011. Anthropocene Park? No alternative. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 497-498.
- Valéry, L., Fritz, H., Lefeuvre, J.-C. & Simberloff, D. 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10: 1345-1351.
- Vigne, J. 2005. Premières manifestations de l'homme moderne en Corse et en Sardaigne: Nouvelles données et réflexions. 139-145. In: Tufferau, A. (éd.), *Peuplements humains et variations environnementales au Quaternaire*. Archaeopress BAR International Series, 1352. Oxford.
- Vila, M., & Hulme, P.E. 2011. Jurassic park? No thanks. *Trends in Ecology and Evolution*, 26: 496-497.
- Webber, B.L. & Scott, J.K. 2012. Rapid global change: implications for defining natives and aliens. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 305-311.
- Whittaker, R.J. & Fernández-Palacios, J.M. 2007. *Island biogeography: ecology, evolution, and conservation*. Oxford University Press. Oxford.

El tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en el macizo de Peñalara (Madrid)

Jaime Bosch^{1,2}, Gemma Palomar³ & Judit Vörös⁴

¹ Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Cl. José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid. C.e.: bosch@mncn.csic.es

² Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación. Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Cta. M-604, Km 27,6. 28740 Rascafría. Madrid.

³ Research Unit of Biodiversity (UO-CSIC-PA), Edificio de Investigación. Cl. Gonzalo Gutiérrez Quirós, s/n. 33600 Mieres. Asturias.

⁴ Department of Zoology. Hungarian Natural History Museum. Baross u., 13. Budapest H-1088. Hungría.

Mesotriton alpestris se distribuye por gran parte del continente europeo. Por el Norte alcanza Dinamarca, y por el Sur ocupa los Alpes y llega hasta los Apeninos septentrionales. Por el Oeste alcanza la costa noroccidental francesa y los Países Bajos, mientras que por el Este llega hasta el sur de Polonia, los Cárpatos ucraniano-rumanos y Bulgaria, y baja por la Península Balcánica hasta Grecia. Existen núcleos aislados en el sur de Italia y el norte de la Península del Peloponeso. En la península ibérica se distribuye por la Cornisa Cantábrica, desde Muniellos en el oeste de Asturias hasta la Sierra de Aralar y sur de Navarra, estando presente en el norte de las provincias de León, Palencia y Burgos, en Álava, y en algunas localidades de Vizcaya y Guipúzcoa (Recuero-Gil & Martínez-Solano, 2002).

Mertens & Müller (1928) citan la especie en las montañas madrileñas en 1928 y mantienen la cita en la edición posterior de 1940 de su lista de anfibios y reptiles europeos, mencionando, incluso, que existen ejemplares depositados en el museo Zoologische Staatssammlung München (ZSM). Sin embargo, esos supuestos ejemplares no aparecen en los registros del citado museo, los cuales incluyen los ejemplares destruidos durante la Segunda Guerra Mundial (F. Glaw, comunicación personal a Oscar Arribas).

En Europa se han registrado más de 10 poblaciones introducidas en países como

Francia, Inglaterra y Países Bajos (Bell & Bell, 1995; Denoël, 2005; Sillero *et al.*, 2014), y fuera de Europa ha sido introducido en Nueva Zelanda (Artzen *et al.*, 2016). En España ha sido introducido en el Prepirineo catalán (Fibla *et al.*, 2015), y desde 1985 se conoce una población en la Sierra de Guadarrama (Macizo de Peñalara, Madrid; Lope & Cuadrado, 1985) presuntamente introducida desde la Cornisa Cantábrica.

Los primeros ejemplares, un macho y una hembra en celo, se registraron en el Macizo de Peñalara en julio de 1984, en una única charca de las Charcas del Pico (Figura 1), a 2.119 msnm, en el antiguo camino de la Laguna Grande de Peñalara a la Laguna de los Pájaros (Lope & Cuadrado, 1985), pese a que la zona era visitada frecuentemente por herpetólogos con anterioridad (M. García-París, comunicación personal).

El carácter alóctono de la población del Macizo de Peñalara fue apuntado inicialmente por Arano *et al.* (1991) mediante un estudio de alozimas. El individuo incluido en este estudio lo situaba muy próximo a las poblaciones asturianas. Más recientemente, Recuero *et al.*, (2014) analizaron dos fragmentos de genes mitocondriales de tres ejemplares procedentes de Peñalara, apoyando la hipótesis de la introducción. Por último, nuestros análisis de los mismos fragmentos de genes mitocondriales, así como de nueve microsatélites, parecen confirmar también el carácter introducido de la población.



Figura 1: Probable lugar de introducción de *M. alpestris* en el Macizo de Peñalara, en el camino entre la Laguna Grande de Peñalara y la Laguna de los Pájaros.

En principio, el análisis de la red de haplotipos no aclara totalmente el origen de la población. Mientras que uno de los haplotipos encontrados en Peñalara es el más común en las poblaciones asturianas, otro es distinto del resto y sólo está presente en Peñalara, donde es el más frecuente por un posible efecto fundador. Por otro lado, nuestros análisis de microsatélites indican que la población de Peñalara está más cercana a las poblaciones asturianas que a las poblaciones cántabras, mucho más cercanas geográficamente. Esto podría ser el resultado de una introducción múltiple desde la Cornisa Cantábrica, incluyendo el Lago de Ercina y los Pozos de Lloroza.

Desde su presunta introducción en 1984, la especie no ha dejado de expandirse en el Macizo de Peñalara, ocupando progresivamente las charcas próximas. A finales de la década de 1990, la especie se reproducía ya en 18 charcas del Macizo de Peñalara (Martínez-Solano *et al.*, 2003), llegando a ocupar hasta 57 masas de agua diferentes (Bosch & Fernández-Beaskoetxea, 2014). Pese a que el total de la superficie de las masas de agua donde se reproduce de forma constante desde 1999 (unas

21) no superan los 900 m², el total de ejemplares adultos marcados individualmente en la zona supera los 600. La zona de introducción representa un hábitat alpino muy favorable para la especie, con multitud de charcas permanentes y temporales muy próximas entre sí, y gran abundancia de refugios terrestres.

Aparentemente, la especie no muestra en la zona ninguna preferencia por las características de las masas de agua donde se reproduce, siendo, de hecho, la posición espacial de las masas de agua la única variable que explica su ocupación (Bosch & Martínez-Solano, 2003). Por otro lado, el progresivo aumento de la temperatura en la zona que ha favorecido la expansión en altura de otras especies como *Triturus marmoratus*, *Pelophylax perezii* e *Hyla molleri* (Bosch & Fernández-Beaskoetxea, 2014) ha podido también contribuir a la expansión de la especie en la zona. Por último, la casi completa desaparición en el Macizo de Peñalara de *Alytes obstetricans* y el descenso de la abundancia larvaria en las masas de agua permanentes de *Salamandra salamandra* por el brote de quitridiomycosis (Bosch *et al.*, 2001; Bosch & Martínez-Solano, 2006; Medina *et al.*, 2015) han podido también contribuir a su expansión desde finales de la década de 1990.

Se desconocen las consecuencias para la biodiversidad de la zona en profundidad, pero, además del presumible efecto de competencia con el resto de las especies de anfibios presentes, es conocido su papel como depredador y reservorio de la quitridiomycosis. En el Macizo de Peñalara existe la mayor población conocida del odonato amenazado *Aeshna juncea*, cuyas larvas de pequeño y prolongado desarrollo podrían verse afectadas por la depredación y el estrés por parte de *M. alpestris* (V. Salvador & Á. Rubio, comentarios personales). Además, los ejemplares adultos de la especie depredan frecuentemente

sobre las larvas de pequeño tamaño de otros anfibios, incluyendo las de *A. obstetricans* (J. Bosch, datos no publicados) que se encuentra en peligro de extinción en la zona. Por otro lado, tanto las larvas como los adultos de la especie presentan prevalencias elevadas de infección por *Batrachochytrium dendrobatidis* (J. Bosch, datos no publicados), con cargas bajas de zoosporas, lo que les convierte en eficaces reservorios de la quitridiomycosis en la zona.

Es previsible que la especie siga extendiéndose hasta ocupar todas las masas de agua del Macizo de Peñalara. De hecho, y aunque aún no se ha constatado su reproducción fuera de la zona conocida como Los Llanos de Peñalara, se han observado ejemplares en celo en localizaciones alejadas de su área de ocupación, como la Hoya de Pepe Hernando y la Laguna Grande de Peñalara (Figura 2). La colonización definitiva de la Laguna Grande por parte de la especie haría,



Figura 2: Macho en celo de *M. alpestris* en una pequeña charca recientemente colonizada del Macizo de Peñalara.

probablemente, muy complicada su erradicación del Macizo de Peñalara, por lo que parece recomendable su erradicación inmediata o, al menos, un fuerte control de la población.

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.
- Arntzen, J.W., King, T.M., Denöel, M., Martínez-Solano, I. & Wallis, G.P. 2016. Provenance of *Mesotriton alpestris* (Caudata: Salamandridae) introductions to France and New Zealand assessed by mitochondrial DNA analysis. *The Herpetological Journal*, 26: 49-56.
- Bell, B.D. & Bell, A.P. 1995. Distribution of the introduced alpine newt *Triturus alpestris* and of native *Triturus* species in north Shropshire, England. *Australian Journal of Ecology*, 20: 367-375.
- Bosch J. & Fernández-Beaskoetxea S. 2014. 15 años de seguimiento de las poblaciones de anfibios del Macizo de Peñalara (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Madrid). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 25: 28-35.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. 2003. Factors influencing occupancy of breeding ponds in a montane amphibian assemblage. *Journal of Herpetology*, 37: 410-413.
- Bosch, J. & Martínez-Solano, I. 2006. Chytrid fungus infection related to unusual mortalities of *Salamandra salamandra* and *Bufo bufo* in the Peñalara Natural Park (Central Spain). *Oryx*, 40: 84-89.
- 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: 331-337.
- Denöel, M. 2005. Persistence et dispersion d'une population introduite de triton alpestre (*Triturus alpestris*) dans les causses du Larzac (sud de la France). *Revue d'Ecologie-La Terre et La Vie*, 60: 139-148.
- Fibla, M., Ubach, A., Oromi, N., Montero-Mendieta, S., Camarasa, S., Pascual-Pons, M., Martínez-Silvestre, A. & Montori, A. 2015. Población introducida de tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en el Prepirineo catalán. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: 46-51.
- Lope, M.J., & Cuadrado, J.A. 1985. Nota sobre la presencia del tritón alpino (*Triturus alpestris*) en el centro de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata*, 12: 317-318.
- Martínez-Solano, I., Bosch, J. & García-París, M. 2003. Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conservation Biology*, 17: 238-244.
- Medina, D., Garner, T.W.J., Carrascal, L.M. & Bosch, J. 2015. Delayed metamorphosis of amphibian larvae facilitates *Batrachochytrium dendrobatidis* transmission and persistence. *Diseases of Aquatic Organisms*, 117: 85-92.
- Mertens, R. & Müller, L. 1928. Liste der Amphibien und Reptilien Europas. *Abhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gesellschaft*, 41: 1-62.
- Recuero-Gil, E. & Martínez-Solano, I. 2002. *Triturus alpes-*

tris. 58-61. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente - Asociación Herpetológica Española. Madrid.

Recuero, E., Buckley, D., García-París, M., Arntzen, J.W., Cogalniceanu, D. & Martínez-Solano, I. 2014. Evolutionary history of *Mesotriton alpestris* (Caudata, Salamandridae) inferred from the combined analysis of nuclear and mitochondrial

markers. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 81: 207-220.

Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Crnobrnja-Isailović, J., Denoël, M., Fisetola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R. & Vences, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1-31.

El sapillo pintojo mediterráneo (*Discoglossus pictus*) en la península ibérica

Gustavo A. Llorente, Albert Montori & Eudald Pujol-Buxó

Departament de Biologia Animal (Vertebrats) y Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avda Diagonal, 643. 08028 Barcelona. C.e.: glllorente@ub.edu

El sapillo pintojo mediterráneo, *Discoglossus pictus* (Figura 1), se distribuye por el norte de África (Marruecos, Argelia y Túnez tanto en la parte continental como en las islas adyacentes) así como en las islas de Sicilia, Malta y Gozo (Lanza *et al.*, 1986). Su distribución en Europa continental se circunscribe a una pequeña área en el noreste de la península ibérica y el sur de Francia (Geniez & Cheylan, 1987; Llorente *et al.*, 1995, 1997; Fradet & Geniez, 2004).

El origen de las poblaciones que se distribuyen por Cataluña y el sur de Francia no tiene ningún soporte paleobiogeográfico y únicamente se puede interpretar como fruto de una introducción. Los datos moleculares también apuntan a esta interpretación para explicar su distribución actual en la península ibérica (Martínez-Solano, 2004). Todos los datos disponibles indican que fue introducido a finales del siglo XIX o, más probablemente, a principios del XX, en la zona francesa de Banyuls de la Marenda (Knoepffer, 1962; Lanza, 1989). También fue introducido a finales del siglo XIX en Saint-Hilaire (Val-de-Marne), en Amboise (Indre-et-Loire), en el Indre y en el Jardin des Plantes en París (Frétey *et al.*, 2003),

donde parece ser que es el único lugar donde sobrevive además de las poblaciones del Languedoc-Roussillon y del nordeste ibérico.

La primera cita corresponde a Wintrebert y está datada en el año 1906 (Wintrebert, 1908). Desde su introducción, se ha expandido hacia el norte por el departamento de Pirineos Orientales, sobrepasando Narbona, así como a otras localidades de los departamentos del Aude y del Hérault. Su expansión hacia el nordeste ha alcanzado más de 70 km (Fradet & Geniez, 2004) y actualmente ya se encuentra en las proximidades de Montpellier. Hacia el sur ha penetrado en la península ibérica unos 110 km. No obstante, la excesiva distancia (51 años) entre la primera cita en territorio francés (1906) y la primera en territorio español (1957) sugiere que muy probablemente esta especie debió colonizar el nordeste ibérico bastantes años antes. Es muy probable que la ausencia de observaciones sea debida a la ausencia de estudios herpetológicos entre las décadas 1920-1970 (Montori *et al.*, 1985). Por otra parte, la presencia en Perpiñán en 1948, sólo a unos 35 km al norte de Banyuls (Yakowleff, 1948) apoya esta hipótesis, ya que la frontera

española se sitúa a tan sólo unos 6 km de esta localidad y no existe ninguna razón aparente que dificulte o limite una expansión hacia el Sur de esta especie de carácter mediterráneo.

En la península ibérica, hasta la década de 1980, su distribución se centraba en las comarcas del Alt y Baix Empordà, y en el Pla de l'Estany, penetrando sólo levemente en el Gironés. En la década de 1990 colonizó la citada comarca y La Selva, alcanzando en la década de 2000 la cuenca del río La Tordera hacia el Sur, por donde colonizó por primera vez la provincia de Barcelona, y La Garrotxa hacia el Oeste (Montori *et al.*, 2007). Actualmente su límite meridional de distribución está llegando a la población de Sant Celoni (Vallés Oriental), y entre Malgrat de Mar y Pineda de Mar (comarca del Maresme).

Recientemente se ha encontrado una población reproductora en el delta del río Llobregat (Franch *et al.*, 2007), en la provincia de Barcelona, a unos 60 km al sur oeste del límite del área de distribución conocida de la especie. En esta área presenta una expansión constante y rápida, colonizando gran parte de la llanura deltaica y aledaños, y mostrando poblaciones con un buen número de efectivos.

Discoglossus pictus en Cataluña ha mantenido una expansión constante y paulatina desde su introducción, inicialmente hacia el Sur y posteriormente también hacia el Oeste. La expansión hacia el Sur es mayor que hacia el interior, habiéndose estimado una tasa de dispersión media de 1,53 km / año \pm 0,8 km (1,14 km / año \pm 0,4 km hacia el Oeste y 2,70 km / año \pm 0,34 km hacia el Sur; Montori *et al.*, 2007).

Las poblaciones europeas continentales están asignadas a la subespecie *Discoglossus pictus auritus* y con toda probabilidad corresponden a poblaciones argelinas (Busack, 1986; Glaw & Vences, 1991; Veith & Martens, 1992; García-París



Figura 1: Morfos rayado y moteado de *D. pictus*, encontrados en la misma charca en las proximidades de Riudarenes (Girona).

& Jockusch, 1999; Fromhage *et al.*, 2003; Martínez-Solano, 2004; Martínez-Solano *et al.*, 2004; San Mauro *et al.*, 2004; Real *et al.*, 2005; Zangari *et al.*, 2006). Todos estos autores sugieren o demuestran que las poblaciones del nordeste ibérico y sureste de Francia proceden de Argelia y pertenecen a dicha subespecie, aunque el estudio realizado a partir de datos moleculares por Zangari *et al.* (2006) duda de la validez subespecífica de *D. p. pictus* y *D. p. auritus*.

En lo que se refiere a las vías de penetración, la más lógica es por la franja litoral, por Port Bou. Sin embargo, la colonización del Alt Empordà debe haberse producido por diversos puntos de forma casi simultánea, ya que el Macizo de l'Albera posee en promedio una altitud insuficiente como para constituirse en una barrera geográfica insalvable. Sin embargo, Martens & Veith (1987) no tuvieron en cuenta esta última posibilidad, y únicamente consideraron la zona costera y el puerto de Le Perthus (290 msnm) como las probables zonas de penetración hacia el Sur. En apoyo de la hipótesis de una colonización

más continua Norte-Sur se cuentan los datos de presencia de la especie en L'Albera publicados por Knoepffler (1962). Este autor indicó que *D. pictus* es abundante en Les Albères hasta los 900 msnm, aunque escasea a partir de los 600 msnm, y que en el bosque de La Massana, limítrofe con el Alt Empordà y con zonas de contacto con altitudes inferiores a los 600 msnm, era abundante. Ante esta situación, es difícil aceptar que la colonización se produjo únicamente por dos vías y parece más lógico aceptar una penetración por diversos puntos, siempre por zonas de altitud no muy elevada como podría ser el Coll de Banyuls (356 msnm).

Se han localizado poblaciones en la península ibérica presentes desde el nivel del mar hasta unos 500 msnm, generalmente en áreas de escaso relieve. De manera excepcional existen poblaciones a mayor altitud, a 980 msnm en Girona (Escoriza *et al.*, 2007) y hasta 1.250 msnm en Francia (Duguet & Melki, 2003). Esta situación difiere de la que se encuentra en las poblaciones autóctonas (1.800 msnm en Argelia o 1.500 msnm en Sicilia, en el Etna; Lanza, 1983).

En la península ibérica la especie es fundamentalmente termofílica (Escoriza & Boix, 2012a), y se distribuye por zonas con un rango de pluviosidad de entre 600 y 900 mm y temperatura media anual de 14-15°C (Llorente *et al.*, 1995) en biotopos típicamente mediterráneos. Los individuos casi siempre pueden encontrarse próximos al agua, preferentemente en zonas de poca profundidad y con abundante substrato herbáceo en las proximidades. Toleran bien la salinidad (Llorente *et al.*, 1997).

Como especie introducida y en un proceso de expansión continuada, podría sospecharse de una interferencia con otras especies de anfibios. Los pocos datos que se poseen de

la fase adulta indican que *Bufo calamita* y *D. pictus* presentan dietas similares (Montori *et al.*, 2007). Estos resultados no coinciden con los aportados por Veith & Martens (1987), quienes obtienen una semejanza de dietas mucho mayor entre *D. pictus* e *Hyla meridionalis*. Sin embargo, la excesiva simplificación en el número de categorías de presas usado por estos autores (siete frente a 25), es probable que enmascare la realidad. La escasez de estudios sobre este tema impide extraer conclusiones fehacientes sobre la posible competencia trófica de los adultos.

Sin embargo existe abundante información sobre la fase larvaria. *Discoglossus pictus* se reproduce en acequias, canales de riego, riachuelos, charcos naturales e incluso en charcos de agua de mar con alta salinidad. Prefiere charcas de ciclo hidrológico temporal o efímero, y se han observado puestas desde finales de invierno hasta otoño, aunque éstas se concentran fundamentalmente en primavera (Llorente *et al.*, 1997).

Discoglossus pictus puede solapar su periodo larvario con todas las especies presentes en su área de distribución. Sin embargo, y debido a que esta especie utiliza preferentemente charcas temporales y/o secundariamente efímeras, las especies con las que solapa mayoritariamente son *B. calamita* y *Pelodytes punctatus* siendo la primera de ellas la especie con la que más competiría en estado larvario.

El desarrollo larvario en charcas de carácter efímero puede conllevar riesgos de desecación, a los cuales *D. pictus* responde acortando el período larvario, acelerando la metamorfosis y modificando su morfología gracias a su gran plasticidad fenotípica. La escasez de alimento es un factor determinante que puede modificar esta respuesta, pues en estas condiciones disminuye la tasa de creci-

miento, se retrasa la metamorfosis, se generan metamórficos de menor tamaño y masa corporal, y cambia la longitud de las patas, lo que modifica la mecánica del salto (Enríquez-Urzelai *et al.*, 2013). La plasticidad fenotípica también se manifiesta cuando las larvas de *D. pictus* son expuestas a diferentes depredadores, generando una cola más alta y una talla mayor (Pujol-Buxó *et al.*, 2013).

En experimentos realizados en el laboratorio en presencia de larvas de *D. pictus*, las larvas de *B. calamita* reducen la actividad y la talla corporal, aumentan la duración del periodo larvario y reducen su supervivencia. Estudios con isótopos estables de carbono y nitrógeno realizados con larvas de *D. pictus* y *B. calamita* procedentes de charcas en las que convivían y de charcas en las que se encontraba una sola de ellas sugieren un desplazamiento del nicho de *B. calamita* hacia recursos no preferidos y muestran una mayor capacidad competitiva de *D. pictus*. Esta última especie muestra un nicho más amplio en las dos condiciones (convivencia y no convivencia), lo que indica una mayor capacidad para explotar la diversidad de los recursos. Ello, en definitiva, puede favorecer indirectamente a su capacidad invasora, mostrando un cierto nivel de competencia con la especie nativa (San Sebastián *et al.*, 2015a).

Por otra parte, *D. pictus* muestra capacidad de escoger alimento de alta calidad. En condiciones de posible competencia con larvas de *B. calamita* cuando las dos especies se encuentran en alta densidad y comparten los recursos alimentarios, *D. pictus* mostró valores de actividad y alimentación más altos que los de las larvas de *B. calamita* (desplazado al alimento de menor calidad). Así, *D. pictus* presenta rasgos tróficos que son favorables para la invasión y que podrían limitar la ap-

titud de *B. calamita* cuando los recursos son limitados o se corre el riesgo de desecación del estanque (San Sebastián *et al.*, 2015b).

Aunque estos estudios indican el posible carácter de especie invasora de *D. pictus*, no se ha detectado un descenso de las poblaciones de los competidores nativos en su área de distribución aunque algunos autores indican que la capacidad invasora de *D. pictus* en Cataluña depende más de las características abióticas favorables, que de una ventaja adaptativa sobre las especies nativas (Escoriza *et al.*, 2014).

Es probable que, en definitiva, la invasión por *D. pictus* pudiera estar dando lugar a comunidades de anfibios menos estructuradas (Richter-Boix *et al.*, 2013). Además, *D. pictus* muestra en Cataluña una correlación positiva entre su presencia y la riqueza de especies, lo que, según Escoriza & Boix, (2012b), sugiere una pérdida en la estructura de la comunidad. El seguimiento de la expansión de *D. pictus* se está llevando a cabo desde hace más de 10 años, lo que permite calcular la tasa de expansión de esta especie y comprobar la colonización de nuevos territorios en tiempo real. Numerosos estudios se han realizado (y se están realizando) sobre las interacciones entre esta especie y las poblaciones autóctonas, mayormente en su fase larvaria, por lo que se puede afirmar que ya se posee un conocimiento importante sobre la magnitud del impacto que está causando *D. pictus* en la comunidad de anfibios. Aunque no hay datos fiables de densidad de población se puede aseverar que éstas son abundantes. Aunque en condiciones de estrés es probable que *D. pictus* presente una ventaja sobre *B. calamita*, ello no es suficiente para recomendar que se deban realizar medidas conducentes a la limitación de la expansión de *D. pictus*, ni a especiales medidas de conservación.

REFERENCIAS

- Busack, S.D. 1986. Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of *Discoglossus* and the description of a new species from southern Spain (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Annals Carnegie Museum*, 55: 41-61.
- Duguet, R. & Melki, F. (eds.). 2003. *Les Amphibiens de France, Belgique et Luxembourg*. Collection Parthénope, Editions Biotope. Mece.
- Enríquez-Urzelai, U., San Sebastián, O., Garriga, N. & Llorente, G. A. 2013. Food availability determines the response to pond desiccation in anuran tadpoles. *Oecologia*, 173: 117-127.
- Escoriza, D. & Boix, D. 2012a. Assessing the potential impact of an invasive species on a Mediterranean amphibian assemblage: a morphological and ecological approach. *Hydrobiologia*, 680: 233-245.
- Escoriza, D. & Boix, D. 2012b. Reproductive habitat selection in alien and native populations of the genus *Discoglossus*. *Acta Oecologica*, 59: 97-103.
- Escoriza, D., Espejo, D. & Comas, M.M. 2007. Nuevo límite altitudinal para *Discoglossus pictus* (Orth, 1837) (Anura: Discoglossidae) en el nordeste de Cataluña. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 24-25.
- Escoriza, D., Ben Hassine, J. & Boix, D. 2014. Factors regulating the invasive success of an alien frog: a comparison of the ecology of the native and alien populations. *Hydrobiologia*, 730: 127-138.
- Frader, V. & Geniez, P. 2004. La répartition du Discoglosse peint *Discoglossus pictus* Orth, 1837 (Amphibien, Anoure, Discoglossidés) dans le Sud de France: note sur sa présence dans le département de l'Hérault. *Bulletin de la Société d'Herpétologie de France*, 109: 35-41.
- Franch, M., Llorente, G., Montori, A., Richter-Boix, A. & Carranza, S. 2007. Discovery of an introduced population of *Discoglossus pictus* beyond its known distributional range. *Herpetological Review*, 38: 356-359.
- Fretey, T., Lescure, J. & Lorvelec, O. 2003. Le Discoglosse peint: *Discoglossus pictus* Orth, 1837. In: Pascal, M., Lorvelec, O., Vigne, J.-D., Keith, P. & Clergeau, P. (coords.), *Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France: invasions et disparitions*. Institut National de la Recherche Agronomique. Informe Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysage) Ed. Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- Fromhage, L., Vences, M. & Veith, M. 2003. Testing alternative vicariance scenarios in Western Mediterranean discoglossid frogs. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 31: 308-322.
- García-París, M. & Jockusch, E.L. 1999. A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia: Anura). *Journal of Zoology (London)*, 248: 209-218.
- Geniez, P. & Cheylan, M. 1987. *Atlas de Distribution des Reptiles et des Amphibiens du Languedoc-Roussillon*. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés. Montpellier.
- Glaw, F. & Vences, M. 1991. Bioacoustic differentiation in painted frogs (*Discoglossus*). *Amphibia-Reptilia*, 12: 385-394.
- Knoepfler, L.P. 1962. Contributions a l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie et Milieu*, 13: 1-94.
- Lanza, B. 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 27. Anfibi, Rettili (Amphibia, Reptilia). Consiglio Nazionale delle Ricerche. Verona.
- Lanza, B. 1989. *Discoglossus pictus*. 62-63. In: Castanet, J. & Guyotant, R. (coords.), *Atlas de Repartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société Herpétologique de France. Paris.
- Lanza B., Nascetti G., Capula M. & Bullini L., 1986. Les Discoglosses de la région méditerranéenne occidentale (Amphibia; Anura; Discoglossidae). *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 40 : 16-27.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 1995. *Atlas dels Anfíbis i Reptils de Catalunya i Andorra*. Edicions El Brau. Barcelona.
- Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. 1997. *Discoglossus pictus*. 137-139. In: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfíbios y Reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española – Universidad de Granada. Granada.
- Martens, H. & Veith, M. 1987. Consideration on the origin and chorology of *Discoglossus pictus* Orth, 1837 in eastern Pyrenees. 267-269. In: Gelder, J.J., Strijbosch, H. & Berger, P.J.M. (eds.), *Proceedings of the Fourth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Nijmegen.
- Martínez-Solano, I. 2004. Phylogeography of Iberian *Discoglossus* (Anura: Discoglossidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 42: 298-305.
- Martínez-Solano, I., Gonçalves, H.A., Arntzen, J.W. & García-París, M. 2004. Phylogenetic relationships and biogeography of midwife toads (Discoglossidae: *Alytes*). *Journal of Biogeography*, 31: 603-618.
- Montori, A., Maluquer-Margalef, J. & Pascual, X. 1985. Síntesi històrica dels estudis herpetològics als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural*, 50: 173-185.
- Montori, A., Llorente, G.A., Richter-Boix, A., Villero, D., Franch, M. & Garriga, N. 2007. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas. *Munibe*, 25: 14-27.
- Pujol-Buxó, E., San Sebastián, O., Garriga, N. & Llorente, G. A. 2013. How does the invasive/native nature of species influence tadpoles' plastic responses to predators? *Oikos*, 122: 19-29.
- Real, R., Barbosa, M., Martínez-Solano, I. & García-París, M. 2005. Distinguishing the distributions of two cryptic frogs (Anura: Discoglossidae) using molecular data and environmental modeling. *Canadian Journal of Zoology*, 83: 536-545.
- Richter-Boix, A., Garriga, N., Montori, A., Franch, M., San Sebastián, O., Villero, D. & Llorente, G.A. 2013. Effects of the non-native amphibian species *Discoglossus pictus* on the recipient amphibian community: niche overlap, competition and community organization. *Biological Invasions*, 15: 799-815.
- San Mauro, D., García-París, M. & Zardoya, R. 2004. Phylogenetic relationships of discoglossid frogs (Amphibia: Anura: Discoglossidae) based on complete mitochondrial

- genomes and nuclear genes. *Gene*, 343: 357-366.
- San Sebastián, O., Navarro, J., Llorente, G.A. & Richter-Boix, Á. 2015a. Trophic Strategies of a Non-Native and a Native Amphibian Species in Shared Ponds. *PLoS ONE*, 10: e0130549.
- San Sebastián, O., Pujol-Buxó, E., Garriga, N., Richter-Boix, A. & Llorente, G.A. 2015b. Differential trophic traits between invasive and native anuran tadpoles. *Aquatic Invasions*, 10: 475-484
- Veith, M. & Martens, H. 1987. What's the part of *Discoglossus pictus*? analysis of an ecological niche in a frog community. 433-436. In: van Gelder, J.J., Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds.), *Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Nijmegen. Netherlands.
- Veith, M. & Martens, H. 1992. A morphometric study of an introduced population of *Discoglossus pictus* in southern France. 467-471. In: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, 19-23 August 1991, Budapest, Hungary.
- Wintrebert, P. 1908. Présence à Banyuls-sur-Mer (Pyrénées-Orientales) du *Discoglossus pictus* Otth. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 33: 54
- Yakowleff, O. 1948. Sur la présence de *Discoglossus pictus* à Perpignan (Pyrénées-Orientales). *La Feuille des Naturalistes*, 3: 81.
- Zangari, F., Cimmaruta, R. & Nascetti, G. 2006. Genetic relationships of the western Mediterranean painted frogs based on allozymes and mitochondrial markers: evolutionary and taxonomic inferences (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Biological Journal of the Linnean Society*, 87: 515-536.

El sapo balear (*Bufo balearicus*) en las Islas Baleares

Íñigo Martínez-Solano

Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC). Avda. Americo Vespucio, s/n. 41092 Sevilla. C.e.: inigomsolano@gmail.com

Estudios recientes han revisado las relaciones filogenéticas y la sistemática del complejo de especies de sapos verdes (*Bufo viridis*) de la región Paleártica, incluidas las poblaciones de Europa Occidental, tradicionalmente adscritas a *B. viridis* y en la actualidad consideradas tres especies bien diferenciadas: *Bufo balearicus*, *Bufo siculus*, y *Bufo viridis sensu stricto* (Stock *et al.*, 2006, 2008). Aunque aún existe cierta confusión (véase Sillero *et al.*, 2014, donde se presenta la distribución del complejo de especies en su conjunto, en lugar de cada especie por separado), los estudios moleculares existentes permiten una delimitación general de las áreas de distribución de cada especie, así como de sus zonas de contacto secundario. Así, *B. balearicus* (Figura 1), la especie presente en las islas Baleares y cuya localidad tipo es de hecho Palma de Mallorca, tiene como área de distribución natural la mayor parte de la península itálica, así como las islas de Córcega y Cerdeña. Existen además poblaciones en Sicilia, donde podrían haber llegado en un proceso de colonización natural desde Calabria en el Pleistoceno, formando una

zona de contacto con *B. siculus*, la especie endémica de esta isla, en su extremo noreste (Stock *et al.*, 2008; Colliard *et al.*, 2010). En la península itálica, *B. balearicus* contacta con *B. viridis* en el noreste, en la llanura aluvial de la desembocadura del río Po, mientras que en el Norte los Alpes actúan como barrera natural entre ambas especies (Stock *et al.*, 2008; Dufresnes *et al.*, 2014). En las islas Baleares, *B. balearicus* se encuentra presente en Mallorca y Menorca, donde es relativamente común, y en Ibiza, donde es mucho menos abundante. Se han registrado observaciones puntuales de ejemplares aislados en Formentera, donde no obstante no hay constancia de la existencia actual de poblaciones reproductoras (Muntaner-Yangüela, 2002).

Hemmer *et al.* (1981) analizaron la distribución de *B. balearicus* (refiriéndose a esta especie como *B. viridis balearicus*) en el Mediterráneo Occidental y, basándose en evidencias moleculares, morfológicas, bioacústicas, y en restos arqueológicos atribuidos a la Edad de Bronce, infirieron que las poblaciones baleares proceden muy probablemente de Córcega y Cerdeña. Si bien existen



Foto Daniel Hinckley

Figura 1: Amplexus de *B. balearicus* en Lluçmajor (Mallorca).

restos fósiles que han sido atribuidos al Pleistoceno Superior en Mallorca (Martín & Sanchiz, 2015), existen dudas acerca de su cronología, considerándose en la actualidad que son intrusiones, es decir, restos actuales que han sido incorporados a los estratos fosilíferos en tiempos recientes (Alcover, 2008; Salvador, 2014). Aparte de estos fósiles, existen también yacimientos arqueológicos holocénicos tanto en Mallorca como en Menorca (yacimientos talaióticos y romanos datados entre los siglos XII y II aC) que contienen huesos de *B. balearicus* (Martín & Sanchiz, 2015). No se han realizado dataciones directas sobre ninguno de estos restos fósiles, por lo que su edad precisa es incierta (Alcover, comunicación personal en Salvador, 2014).

Por otro lado, los datos genéticos muestran la existencia de cierta estructura genética en *B. balearicus*, aunque los resultados distan de ser concluyentes al estar basados en un número reducido de muestras y marcadores moleculares. Por un lado, según análisis basados en secuencias de 541 pares de bases de la región control mitocondrial, los individuos de Menorca presentan haplotipos exclusivos y, conjuntamente con un clado formado por haplotipos de la península itálica, forman un clado con el máximo soporte estadístico, mientras que los haplotipos encontrados en individuos procedentes de Córcega y Cerdeña formarían otro clado, aunque

con menor soporte estadístico (Stock *et al.*, 2008). Por otro lado, análisis basados en secuencias de 580 pares de bases de un gen nuclear (un intrón del gen de la alfa-tropomiosina) muestran muy poca resolución, y las muestras procedentes de Mallorca y Menorca presentan haplotipos idénticos a los observados en ejemplares de toda la península itálica, Sicilia, Córcega y Cerdeña (Dufresnes *et al.*, 2014). Por tanto, los datos publicados no permiten establecer con seguridad el origen preciso de las poblaciones baleares, aunque los datos mitocondriales sugieren una mayor afinidad con las poblaciones de la península itálica. Sea como fuere, tanto los datos fósiles como los moleculares indican un origen muy reciente de las poblaciones baleares de *B. balearicus*, que sólo puede explicarse mediante una introducción reciente, bien desde la Península itálica, bien desde Córcega o Cerdeña.

Las poblaciones baleares de *B. balearicus* se encuentran fragmentadas y en regresión debido a la pérdida de lugares de reproducción y al uso de pesticidas. En España está catalogada como especie Vulnerable, de acuerdo al criterio A1ac de la UICN (reducción de población observada, estimada, o inferida en por lo menos un 20% durante los últimos 10 años o tres generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en a) observación directa y c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat) (Muntaner Yangüela, 2002). En el Libro Rojo de Baleares se considera asimismo Vulnerable (VU A4ac: reducción sospechada de su población de, por lo menos, un 30% en los últimos 10 años o tres generaciones del pasado y el futuro, y la reducción -o sus causas- no han cesado, no son del todo entendidas y alguna es irreversible, todo ello basado en a) observación directa y c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y calidad del hábitat). En la isla de Ibiza se ha catalogado como

En Peligro (EN A2ace, por regresión en 10 años de más del 50% de la población entre 1970 y 1980) (Viada Sauleda, 2006).

No se han estudiado posibles interacciones negativas con otras especies nativas. Las únicas especies de anfibios con las que coexiste *B. balearicus* en las islas Baleares son *Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi*, ambas igualmente introducidas.

No se han tomado medidas para frenar su posible impacto sobre especies nativas. Más bien al contrario, se han adoptado medidas para favorecer a sus poblaciones, al ser una especie en regresión. Por ejemplo, se han restaurado puntos de reproducción y se han realizado translocaciones de ejemplares en estado larvario dentro y entre islas (Muntaner Yangüela, 2002). Siendo una especie introducida podría cuestionarse la necesidad de conservar sus poblaciones; sin embar-

go, dado que podría tratarse (o no) de una introducción antigua, sin (aparentemente) efectos adversos conocidos sobre especies nativas, y considerando también que se trata de una especie en clara regresión, cabe plantearse la continuidad de los planes de conservación hasta disponer de evidencia adicional que esclarezca definitivamente aspectos aún por resolver acerca del tiempo y modo de colonización de las islas Baleares (basados en datación directa de fósiles y estudios moleculares más exhaustivos y con marcadores genéticos de rápida evolución), así como de las interacciones con especies nativas.

AGRADECIMIENTOS: J.A. Alcover aportó valiosos comentarios que han mejorado el manuscrito. D. Hinkley aportó la fotografía para la Figura 1. Mi trabajo está financiado por un contrato postdoctoral “Severo Ochoa” (SEV-2012-0262).

REFERENCIAS

- Alcover, J.A. 2008. The First Mallorcans: Prehistoric Colonization in the Western Mediterranean. *Journal of World Prehistory*, 21: 19–84.
- Colliard, C., Sicilia, A., Turrisi, G., Arculeo, M., Perrin, N. & Stöck, M. 2010. Strong reproductive barriers in a narrow hybrid zone of West-Mediterranean green toads (*Bufo viridis* subgroup) with Plio-Pleistocene divergence. *BMC Evolutionary Biology*, 10: 232.
- Dufresnes, C., Bonato, L., Novarini, N., Betto-Colliard, C., Perrin, N. & Stöck, M. 2014. Inferring the degree of incipient speciation in secondary contact zones of closely related lineages of Palearctic green toads (*Bufo viridis* subgroup). *Heredity*, 113: 9–20.
- Hemmer, H., Kadel, B. & Kadel, K. 1981. The Balearic toad (*Bufo viridis balearicus* (Boettger, 1881)), human bronze age culture, and Mediterranean biogeography. *Amphibia-Reptilia*, 2: 217–230.
- Martín, C. & Sanchiz, B. 2015. Lisanfos KMS. Version 1.2. Museo Nacional de Ciencias Naturales, MNCN-CSIC. Madrid. <<http://www.lisanfos.mncn.csic.es/>>. [Consulta: 21 octubre 2015].
- Muntaner-Yangüela, J. 2002. *Bufo viridis* (Laurenti, 1768). Sapo verde. 110-113. 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 y Asociación Herpetológica Española (Segunda impresión). Madrid.
- Salvador, A. 2014. Sapo balear – *Bufo balearicus*. In: Salvador, A. & Martínez-Solano, I. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>>. [Consulta: 21 octubre 2015].
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Crnobrnja-Isailovic, J., Denoel, M., Fice-tola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R. & Vences, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1–31.
- Stöck, M., Moritz, C., Hickerson, M., Frynta, D., Dujsebayaeva, T., Eremchenko, V., Macey, J., Papenfuss, T. & Wake, D.B. 2006. Evolution of mitochondrial relationships and biogeography of Palearctic green toads (*Bufo viridis* subgroup) with insights in their genomic plasticity. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 41: 663–689.
- Stöck, M., Sicilia, A., Belfiore, N., Buckley, D., Brutto, L., Valvo, L. & Arculeo, M. 2008. Post-Messinian evolutionary relationships across the Sicilian channel: mitochondrial and nuclear markers link a new green toad from Sicily to African relatives. *BMC Evolutionary Biology*, 8: 56.
- Viada Sauleda, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares*. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears (Tercera Edición). Mallorca.

La ranita meridional (*Hyla meridionalis*) en la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias

Ernesto Recuero

Laboratorio de Zoología, Facultad Ciencias Naturales. Universidad Autónoma de Querétaro. Avd. de las Ciencias, S/N. Juriquilla. 76230 Querétaro (México). C.e.: ernestorecuero@gmail.com

Hyla meridionalis (Boettger, 1874) (Figura 1) es una especie ampliamente distribuida por el Mediterráneo occidental. Se trata del único representante de la familia Hylidae presente en el Magreb, extendiéndose desde la costa atlántica marroquí hasta Túnez, con las poblaciones más orientales conocidas localizadas en la zona de Cabo Bon (Salvador, 1996; Ben Hassine & Nouria, 2012). En el continente europeo presenta dos núcleos de distribución principales, uno en el cuadrante suroeste de la península ibérica y otro que se extiende desde Cataluña hasta el sur de Francia y la región de Liguria en Italia, con poblaciones aisladas en el País Vasco (Tejedo & Reques, 2002). Existen además diversas poblaciones insulares, en la isla de Menorca en el Mediterráneo, así como en las islas Canarias en el Océano Atlántico (Tejedo & Reques, 2002). También ha sido citada en Madeira, aunque las poblaciones en esta última isla están probablemente extintas (Jesus *et al.*, 2013).

En esta especie se han identificado dos linajes genéticos fuertemente diferenciados (Recuero *et al.*, 2007) que podrían representar dos especies diferentes (Stöck *et al.*, 2008, 2012). El linaje oriental está presente en Túnez y el noreste de Argelia, mientras que el linaje occidental corresponde a las poblaciones de Marruecos, donde presenta la mayor diversidad genética, y a las poblaciones europeas (Recuero *et al.*, 2007). No existen datos genéticos publicados para la mayor parte de po-

blaciones argelinas, donde podría existir una zona de contacto entre ambos linajes, ni para la isla de Menorca.

Estudios con ADN mitocondrial y aloenzimas (Busack, 1986; Recuero *et al.*, 2007; Busack & Lawson, 2008) muestran una diversidad genética reducida en todas las poblaciones estudiadas fuera del Magreb. El conjunto de poblaciones del suroeste de la península ibérica se agrupan con un sub-linaje presente en el sur del área de distribución de la especie en Marruecos (Recuero *et al.*, 2007). La escasa diferenciación a nivel mitocondrial y la baja diversidad haplotípica en estas poblaciones ibéricas, concentrada en localidades costeras de Cádiz y Huelva, indican una colonización de las costas andaluzas durante el Holoceno o finales del Pleistoceno y una rápida expansión hacia el norte. La aparente ausencia de este sub-linaje en el lado africano del estrecho de Gibraltar apoya la hipótesis de una introducción. Sin embargo la ausencia de haplotipos compartidos podría indicar una colonización natural. Ambas hipótesis deben ser estudiadas a partir de muestreos más extensos en Marruecos y del uso de marcadores moleculares adicionales. La presencia de restos fósiles atribuibles a *H. meridionalis* en algunos yacimientos pleistocénicos en el centro y sur de la Península sugieren una presencia antigua en la zona, al menos desde hace entre 0,3 y 1,3 millones de años (Blain *et al.*, 2011, 2014). Estas observaciones no son compatibles con los datos genéticos disponibles, por lo que sugieren

procesos de extinción durante el Pleistoceno en la península ibérica, bien de la misma *H. meridionalis*, bien de otra especie afín indistinguible con los restos fósiles disponibles. Esto explicaría también la presencia de fósiles asignados a *H. meridionalis* en zonas fuera de su área de distribución actual (Holman, 1992).

El núcleo poblacional del noreste de la península ibérica y sur de Francia, así como las poblaciones del País Vasco, se incluyen en el sub-linaje del norte de Marruecos. Estas poblaciones se caracterizan por la presencia de un único haplotipo mitocondrial ampliamente distribuido y presente también en poblaciones africanas (Recuero *et al.*, 2007). La explicación más parsimoniosa a este patrón filogeográfico es la introducción de la especie en tiempos históricos, aunque los datos disponibles no permiten determinar la antigüedad de la misma. La especie ya estaría distribuida por parte del sureste de Francia, Guipúzcoa y probablemente la costa atlántica francesa al menos desde la segunda mitad del siglo XIX (Herón-Royer, 1884; Lataste, 1876; Boscá, 1880a, 1880b), lo que implicaría una introducción bastante anterior a ese periodo para permitir la expansión geográfica de la especie o bien la existencia de múltiples introducciones o translocaciones en la zona. Son necesarios estudios adicionales para poder caracterizar de forma más detallada el origen de este núcleo poblacional.

Las poblaciones canarias son también el resultado de introducciones históricas. Éstas podrían haber comenzado al menos durante el último cuarto del siglo XV (Mateo *et al.*, 2011). Según documentación histórica revisada por estos autores se trató de una introducción intencionada con el objetivo de combatir plagas en cultivos, comenzando en La Gomera y siguiendo con Lanzarote, Fuerteventura y El Hierro. La expansión al resto de islas mayores del archipiélago seguramente también ha estado mediada por actividad humana. Existen

Foto Jesús Manzanilla



Figura 1: Ejemplar de *H. meridionalis* de Castelló d'Empúries, Girona.

registros en Tenerife al menos desde la primera mitad del siglo XIX (Gervais, 1839).

No existen publicados datos genéticos para las poblaciones menorquinas, aunque se la considera una especie exótica para la fauna de esa isla (Alcover & Mayol, 1981; Esteban *et al.*, 1994). La aparente existencia de restos fósiles datados entre los siglos III y II a.e.c. (Rivera & Arribas, 1993; Mateo *et al.*, 2011) indican que, de confirmarse el origen antrópico de estas poblaciones, *H. meridionalis* podría llevar más de 2.000 años presente en Menorca, algo ya sugerido para otras especies de anfibios y reptiles de las islas Baleares (Pinya & Carretero, 2011).

Las poblaciones presentes en Europa continental muestran claros signos de expansión reciente de su área de distribución, preferentemente ocupando áreas sin presencia de otras especies pertenecientes al género *Hyla*. La presencia de poblaciones fuertes de otros congéneres podría haber frenado la expansión de *H. meridionalis*, como parecen indicar los patrones de distribución generalmente parapátricos de las especies pertenecientes al género *Hyla* presentes en Europa occidental (Recuero *et al.*, 2007). Sin embargo, especialmente en el suroeste de la península

ibérica, existen núcleos poblacionales en los que se observa presencia simpátrica de *H. meridionalis* e *Hyla molleri* (Tejedo & Reques, 2002). Nuevos registros en la Meseta Norte parecen indicar una expansión progresiva hacia zonas más septentrionales (Balmori *et al.*, 2015), aunque estudios de modelado de distribución potencial no apoyan claramente la existencia de procesos actuales de expansión (Sillero, 2009, 2010).

No existen estudios que reflejen un posible impacto sobre la biodiversidad nativa. Por contra, al menos en la península ibérica, puede considerarse como una especie integrada en las comunidades de anfibios locales y que convive aparentemente sin problemas con la mayoría de especies ibéricas de anfibios. En zonas de simpatria con *H. molleri* se han registrado casos de hibridación, pero por lo general parecen eventos aislados y con nula incidencia en la integridad genética de ambas especies (Rosa & Oliveira, 1994). No se han desarrollado medidas para el control de esta especie ni son ne-

cesarias en la actualidad, ya que se encuentra perfectamente naturalizada e integrada en las comunidades bióticas nativas. Se ha desarrollado un plan para recuperar la población de Guipúzcoa, con medidas especialmente encaminadas a la creación y recuperación de puntos de reproducción, así como a la translocación de individuos desde poblaciones dentro de la misma zona geográfica (Rubio & Etxezarreta, 2003). *Hyla meridionalis* de Mendizorrotz ha tenido un gran impacto social y se ha convertido en especie bandera de la conservación de la biodiversidad a nivel local, siendo a su vez paraguas para la protección de otras especies de fauna y flora amenazadas y de hábitats de interés comunitario.

Son necesarios estudios genéticos adicionales para determinar el origen preciso de las poblaciones menorquinas y también si el origen del grupo poblacional del suroeste se debe a una introducción o a una colonización natural reciente.

REFERENCIAS

- Alcover, J.A. & Mayol, J. 1981. Espècies reliquies d'amfibis i de rèptils a las Balears i Pitiusès. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 25: 151–167.
- Balmori, A., Caballero, J.M., de la Calle, I., Calderón, T. & Balmori-de la Puente, A. 2015. Nuevo avance de *Hyla meridionalis* en la provincia de Salamanca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: 40–43.
- Ben Hassine, J. & Nouira, S. 2012. The amphibians of Tunisia: Biodiversity, distribution, status and major threats. *FrogLog*, 101: 32–34.
- Blain, H.A., Bailon, S., Agustí, J., Martínez-Navarro, B. & Toro, I. 2011. Paleoenvironmental and paleoclimatic proxies to the Early Pleistocene hominids of Barranco León D and Fuente Nueva 3 (Granada, Spain) by means of their amphibian and reptile assemblages. *Quaternary International*, 243: 44–53.
- Blain, H.A., Santonja, M., Pérez-González, A., Panera, J. & Rubio-Jara, S. 2014. Climate and environments during Marine Isotope Stage 11 in the central Iberian Peninsula: the herpetofaunal assemblage from the Acheulean site of Áridos-1, Madrid. *Quaternary Science Review*, 94: 7–21.
- Boscá, E. 1880b. *Hyla perezii*, especie nueva de anuro europeo. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 9: 181–184.
- Boscá, E. 1880b. Catalogue des reptiles et amphibiens de la Péninsule Ibérique et des Iles Baléares. *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 5: 240–287.
- Busack, S.D. 1986. Biogeographic analysis of the herpetofauna separated by the formation of the Strait of Gibraltar. *National Geographic Research*, 2: 17–36.
- Busack, S.D. & Lawson, R. 2008. Morphological, mitochondrial DNA and allozyme evolution in representative amphibians and reptiles inhabiting each side of the Strait of Gibraltar. *Biological Journal of the Linnean Society*, 94: 445–461.
- Esteban, I., Filella, E., García-París, M., Menorca GOB, Martín, C., Pérez-Mellado, V. & Zapirain, E.P. 1994. Atlas provisional de la distribución geográfica de la herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19–28.
- Gervais, P. 1839. Animaux d'Afrique. *Extraits des procès-verbaux des séances (Société philomathique de Paris)*, 1839: 4.
- Herón-Royer, L.F. 1884. Note sur une forme de rainette nouvelle pour la faune française (*Hyla barytonus*). *Bulletin de la Société Zoologique de France*, 9: 221–237.
- Holman, J.A. 1992. *Hyla meridionalis* from the late Pleistocene (last interglacial age: Ipswichian) of Britain. *British Herpetological Society Bulletin*, 41: 12–14.
- Jesus, J., Gonçalves, R., Spínola, C. & Brehm, A. 2013. First record of *Ramphotyphlops braminus* (Daudin, 1803) on

- Madeira Island (Portugal). *Herpetozoa*, 26: 106–109.
- Lataste, F. 1876. Essai d'une faune herpétologique de la Gironde. *Actes de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 30: 193–544.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2–42.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59–80.
- Recuero, E., Iraola, A., Rubio, X., Machordom, A. & Garcia-Paris, M. 2007. Mitochondrial differentiation and biogeography of *Hyla meridionalis* (Anura: Hylidae): an unusual phylogeographical pattern. *Journal of Biogeography*, 34: 1207–1219.
- Rivera, J. & Arribas, O. 1993. Anfibios y reptiles introducidos de la fauna española. *Quercus*, 84: 12–16.
- Rosa, H.D. & Oliveira, M.E. 1994. Genetic differentiation of the Iberian tree frogs *Hyla arborea malleri* and *Hyla meridionalis* (Amphibia: Anura). *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung*, 32: 117–128.
- Rubio, X. & Etxezarreta, J. 2003. Plan de reintroducción y seguimiento de la rana meridional (*Hyla meridionalis*) en Mendizorrotz (Guipuzkoa, País Vasco). *Munibe, suplemento*, 16: 160–177.
- Salvador, A. 1996. Amphibians of Northwest Africa. *Smithsonian Herpetological Information Service*, 109: 1–43.
- Sillero, N. 2009. Potential distribution of the new populations of *Hyla meridionalis* in Salamanca (Spain). *Acta Herpetologica*, 4: 83–98.
- Sillero, N. 2010. Modelling suitable areas for *Hyla meridionalis* under current and future hypothetical expansion scenarios. *Amphibia-Reptilia*, 31: 37–50.
- Stock, M., Dubey, S., Klutsch, C., Litvinchuk, S.N., Scheidt, U. & Perrin, N. 2008. Mitochondrial and nuclear phylogeny of circum-Mediterranean tree frogs from the *Hyla arborea* group. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 49: 1019–1024.
- Stock, M., Dufresnes, C., Litvinchuk, S.N., Lymberakis, P., Biollay, S., Berroneau, M., Borzee, A., Ghali, K., Ogielka, M. & Perrin, N. 2012. Cryptic diversity among Western Palearctic tree frogs: postglacial range expansion, range limits, and secondary contacts of three European tree frog lineages (*Hyla arborea* group). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 65: 1–9.
- Tejedo, M. & Reques, R. 2002. *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874). Rana meridional. 117–119. In: Pleguezuelos, J.M., Marquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente -Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid.

La rana común (*Pelophylax perezi*) en las islas Baleares e islas Canarias

Andrés Egea-Serrano

Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Estadual de Santa Cruz. Rodovia Jorge Amado, km 16. 45662-900 Ilhéus. Bahia (Brasil).
C.e.: aegea@um.es

Pelophylax perezi (Seoane, 1885) (Figura 1) es endémico de la península ibérica y del sur de Francia. Está ampliamente distribuido en todas las comunidades autónomas de España, y las discontinuidades observadas en su área de distribución corresponden en realidad a un deficiente esfuerzo de muestreo, y no a la ausencia de la especie (Llorente *et al.*, 2002).

En España, fuera de su área de distribución natural, *P. perezi* se encuentra naturalizado en las islas Baleares (Mallorca, Ibiza y Formentera) y en las islas Canarias (La Palma, Tenerife, Gran Canaria y Fuerteventura) (Llorente *et al.*, 2002; Pleguezuelos, 2002). En los

últimos 10 años se ha convertido en una especie rara en s'Albufera de Mallorca, donde era muy abundante (S. Pinya, comunicación personal). Aunque en Menorca ha sido citado (Margalef, 1952; Compte, 1968), en la última década no se ha detectado ningún individuo (V. Pérez-Mellado, comunicación personal). Del mismo modo, en La Gomera se lo considera muy raro o incluso extinguido (Pleguezuelos, 2002; Mateo *et al.*, 2011).

Se desconoce la fecha de la introducción en las islas Baleares (Pleguezuelos, 2002). Sin embargo, algunos autores datan la fecha en una época tan antigua como el siglo I a.e.c. (Mateo,



Foto Samuel Pinya

Figura 1: Ejemplar adulto de *P. perezii* (Bàltx, Fornalutx, Mallorca).

2015). Se ha asociado su introducción en las islas Baleares con el control de plagas (Mayol, 1997). Por lo que respecta a las poblaciones de las islas Canarias, se ha sugerido que su origen es posterior al siglo XV (Mateo *et al.*, 2011). En el siglo XVIII *P. perezii* ya era común en Gran Canaria y Tenerife (Viera & Clavijo, 1799).

Pelophylax perezii es una especie estrechamente asociada al medio acuático (Lizana *et al.*, 1989) cuya distribución no parece estar determinada por las condiciones climáticas (Llorente & Arano, 1997; Llorente *et al.*, 2002). Ocupa una gran diversidad de hábitats, tanto naturales como de origen antrópico (Egea-Serrano *et al.*, 2005) (Figura 2), muestra una notable tolerancia a la contaminación por nitrógeno (Egea-Serrano *et al.*, 2008, 2009; Egea-Serrano & Tejedo, 2014), y algunos autores la han definido como un depredador generalista, considerando la gran variedad de presas capturadas (Hódar *et al.*, 1990). Todas estas características hacen que *P. perezii* sea muy adaptable a una gran variedad de ambientes y que, por lo tanto, su distribución esté condicionada fundamental-

mente por la disponibilidad de cuerpos de agua. En este sentido, se ha descrito que en las islas Canarias la proliferación de balsas de riego está favoreciendo la dispersión de la especie (Pleguezuelos, 2002).

Es escasa la información existente sobre la relación entre *P. perezii* y otras especies nativas de las áreas donde aquélla fue introducida. No obstante, se ha descrito el consumo de *Alytes muletensis* en Mallorca (Bush, 1993; Román & Mayol, 1997), y de *Gallotia galloti* en Tenerife (Nogales *et al.*, 1989). Asimismo, se ha sugerido que sus larvas pueden competir con las de *A. muletensis* (Román, 2002). Adicionalmente, el impacto de *P. perezii* en las especies nativas podría ser indirecto. En Mallorca el área de distribución de *P. perezii* es literalmente idéntico al de *Natrix maura* (Moore *et al.*, 2004), otra especie introducida en la isla y cuya dieta está compuesta en una proporción muy elevada por anfibios (Santos, 2004). Así, la presencia de *P. perezii* favorecería el crecimiento poblacional de *N. maura* en la isla (Moore *et al.*, 2004), lo que incrementaría el riesgo de depredación para otras especies de anfibios.

Como consecuencia de las relaciones entre *P. perezii* y las especies nativas, aquélla podría afectar negativamente a la viabilidad de las poblaciones de éstas últimas. De hecho, se ha sugerido que *P. perezii* podría haber contribuido significativamente al declive de *A. muletensis* en Mallorca (Bloxam & Tonge, 1995). Así, sería necesario proceder al control de sus poblaciones en las áreas donde ha sido introducido para evitar su impacto. No obstante, hasta la fecha no se conocen medidas dirigidas al control de las poblaciones de *P. perezii* en las islas Baleares o islas Canarias. A pesar de ello, una estrategia que debería ser prioritaria, dados los hábitos acuáticos

de la especie, consistiría en el control de la creación de nuevos cuerpos de agua, y en su gestión adecuada para impedir el establecimiento de la especie. En este sentido, las balsas de riego son seleccionadas negativamente por la especie (Egea-Serrano *et al.*, 2005). Sin embargo, y siempre que se demuestre que ello no afectará negativamente al resto de las especies que potencialmente podrían utilizar esos cuerpos de agua de reciente creación, también habría que limitar el crecimiento de la vegetación, tanto en la ribera como dentro del cuerpo de agua, ya que *P. perezi* selecciona negativamente cuerpos de agua con escasa cobertura de vegetación de ribera como hábitat reproductor (Egea-Serrano *et al.*, 2005) y se ha descrito adicionalmente que la reproducción tiene lugar fundamentalmente en ambientes con vegetación sumergida (Malkmus, 2002). Adicionalmente, *P. perezi* es una especie de tamaño mediano (Egea-Serrano, 2006) que escapa de los depredadores saltando al agua (Martín *et al.*, 2005a,b). Estas características permiten que la captura directa de ejemplares adultos sea factible mediante el empleo de pesca eléctrica (A. Egea-Serrano, datos no publicados), lo que contribuiría a la reducción del tamaño de las poblaciones ya establecidas. Además, siempre que ello no afecte a otros organismos acuáticos y que el tamaño del cuerpo de agua lo permita, durante el fin de la primavera y verano se puede proceder a la desecación de los cuerpos de agua. Con ello se garantizaría la eliminación de embriones y larvas, impidiendo el reclutamiento de nuevos individuos a la población. Si ello no es posible, mediante el empleo de nasas y trampas del tipo “minnow trap” se puede proceder a la captura manual de larvas (A. Egea-Serrano, datos no publicados). Aun-

Foto Samuel Pinya



Figura 2: Ejemplo de hábitat donde puede ser encontrado *P. perezi* (Parque Natural de s'Albufera de Mallorca, Mallorca).

que todos estos métodos de control probablemente tengan una eficacia limitada en el caso de especies que ocupen hábitats que se extiendan por grandes superficies, el hecho de que *P. perezi*, a pesar de tener cierta capacidad de dispersión por el medio terrestre (Malkmus, 1982; Díaz-Paniagua & Rivas, 1987), se aleje poco de los cuerpos de agua (Lizana *et al.*, 1989) hace que la combinación de la modificación de hábitat, la captura directa, el control de la creación de nuevos cuerpos de agua y, en su caso, la desecación de los existentes pueda ser una herramienta adecuada para el control de sus poblaciones tanto en las islas Baleares como en las islas Canarias.

AGRADECIMIENTOS: Agradezco a S. Pinya y a V. Pérez-Mellado sus comentarios sobre las poblaciones de *P. perezi* en las islas Baleares. S. Pinya proporcionó y autorizó el uso de las fotografías que ilustran el texto. Durante la realización de este trabajo, el Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico y Tecnológico—CNPq de Brasil me financió a través de la beca postdoctoral ref.370592/2013-1.

REFERENCIAS

- Bloxam, Q.M.C. & Tonge, S.J. 1995. Amphibians: suitable candidates for breeding-release programmes. *Biodiversity and Conservation*, 4: 636-644.
- Bush, S.L. 1993. *Courtship and male parental care in the Mallorcan midwife toad (Alytes muletensis)*. Ph. D. Thesis. University of East Anglia. Norwich.
- Compte, A. 1968. La fauna de Menorca y su origen (Síntesis de la fauna de Menorca, su naturaleza y un ensayo acerca de su origen). *Revista de Menorca, Número extraordinario*: 1-212.
- Díaz-Paniagua, C. & Rivas, R. 1987. Datos sobre actividad de anfibios y pequeños reptiles de Doñana (Huelva, España). *Mediterranea*, 9: 15-27.
- Egea-Serrano, A. 2006. Rana común. *Pelophylax perezi*. In: Salvador, A. & Martínez-Solano, I. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 8 noviembre 2015].
- Egea-Serrano, A. & Tejedo, M. 2014. Contrasting effects of nitrogenous pollution on fitness and swimming performance of Iberian waterfrog, *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885), larvae in mesocosms and field enclosures. *Aquatic Toxicology*, 146: 144-153.
- Egea-Serrano, A., Oliva-Paterna, F.J. & Torralva, M. 2005. Selección de hábitat reproductor por *Rana perezi* Seoane, 1885 en el NO de la Región de Murcia (SE península ibérica). *Revista Española de Herpetología*, 19: 113-125.
- Egea-Serrano, A., Tejedo, M. & Torralva, M. 2008. Analysis of the Avoidance of Nitrogen Fertilizers in the Water Column by Juvenile Iberian Water Frog, *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885), in Laboratory Conditions. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80:178-183
- Egea-Serrano, A., Tejedo, M. & Torralva, M. 2009. Populational divergence in the impact of three nitrogenous compounds and their combination on larvae of the frog *Pelophylax perezi* (Seoane, 1885). *Chemosphere*, 76: 869-877.
- Hódar, J.A., Ruiz, I. & Camacho, I. 1990. La alimentación de la rana común (*Rana perezi* Seoane, 1885) en el sureste de la península ibérica. *Miscelánea Zoológica*, 14: 145-153.
- Lizana, M., Ciudad, M.J. & Pérez-Mellado, V. 1989. Actividad, reproducción y uso del espacio en una comunidad de anfibios. *Treballs de la Societat Catalana d'Ictologia i Herpetologia*, 2: 92-127.
- Llorente, G.A. & Arano, B. 1997. *Rana perezi* Seoane, 1885. 164-166. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, nº 3. Editorial Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española. Granada.
- Llorente, G.A., Montori, A., Carretero, M.A. & Santos, X. 2002. *Rana perezi*. 126-128. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Malkmus, R. 1982. Beitrag zur Verbreitung der Amphibien und Reptilien in Portugal. *Salamandra*, 18: 218-299
- Malkmus, R. 2002. Zur Laichplatzwahl von *Rana perezi* in Portugal. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, 9: 109-123.
- Margalef, R. 1952. Materiales para la hidrobiología de la isla de Menorca. *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada*, 11: 5-112.
- Martín, J., Luque-Larena, J.J., López, P. 2005a. Collective detection in escape responses of temporary groups of Iberian green frogs. *Behavioral Ecology*, 17: 222-226.
- Martín, J., Luque-Larena, J.J., López, P. 2005b. Factors affecting escape behavior of Iberian green frog (*Rana perezi*). *Canadian Journal of Zoology*, 83: 1189-1194.
- Mateo, J.A. 2015. Los Anfibios y los Reptiles Introducidos en Baleares: un repaso a lo que sabemos y un ejemplo de puerta de entrada. 447-454. In: Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Govern de les Illes Balears (ed.), *Llibre verd de protecció d'espècies a les balears*. Servei de Reprografia Digital, Servei de Publicacions del Govern de les Illes Balears.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Mayol, J. 1997. Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de las Islas Baleares. 371-379. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Vol. 3. Monografías de Herpetología. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada. Granada.
- Moore, R.D., Griffiths, R.A. & Román, A. 2004. Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators. *Biological Conservation*, 116: 327-332.
- Nogales, M., Luis, R. & Alonso, M. 1989. Presencia de un *Gallotia galloti* (Sauria: Lacertidae) en estómago de *Rana perezi* (Amphibia, Ranidae). Tenerife. *Revista Española de Herpetología*, 3: 295-296.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. 501-532. In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Román, A. 2002. *Alytes muletensis*. 79-81. 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. Madrid.
- Román, A. & Mayol, J. 1997. La recuperación del Ferreret, *Alytes muletensis*. *Documents Tècnics de Conservació. IIª època*, 1: 1-80.
- Santos, X. 2004. Culebra viperina. *Natrix maura*. In: Carrascal, L.M. & Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 3 octubre 2015].
- Viera y Clavijo, J. 1799. *Diccionario de Historia Natural de las Islas Canarias: o Índice Alfabético Descriptivo de sus tres reinos Animal, Vegetal y Mineral*. Edición 2005, Nivaria Ediciones. La Laguna.

La rana norteafricana (*Pelophylax saharicus*) en las Islas Canarias

José Antonio Mateo

Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

Pelophylax saharicus presenta una distribución natural que incluye la totalidad de Marruecos, el norte del Sáhara Occidental, el norte de Argelia, Túnez, el litoral libio, el extremo noroccidental de Egipto y varias poblaciones aisladas en el desierto del Sahara, incluyendo numerosos oasis y las montañas del Hoggar y el Tassili'n'Ajjer (Donaire *et al.*, 2009).

De acuerdo con Mateo (1997) y Pleguezuelos (2002) esta especie también podía encontrarse en la isla de Gran Canaria a finales del siglo XX, donde habría sido introducida en el Monumento Natural de Amagro (28°07'21"N / 15°40'45"W) y en el barranco de Juan Grande (27°48'21"N / 15° 28'22"W). La población de Juan Grande se consideró extinguida o genéticamente diluida durante la primera década del tercer milenio, pero la de Amagro siguió existiendo hasta hace muy pocos años (Mateo *et al.*, 2011).

La montaña de Amagro es un afloramiento de coladas antiguas situado a medio camino de Gáldar y Agaete y recubierto por vegetación del piso basal árido, en el que abundan tabaibas, cardones (*Euphorbia aphylla*, *Euphorbia balsamifera*, y *Euphorbia canariensis*) y otras plantas de porte arbustivo (Gobierno de Canarias, 2009). En la actualidad, la montaña de Amagro forma parte de la red de espacios protegidos de las islas Canarias, pero su aridez determina que los únicos puntos en los que pueden reproducirse las ranas sean cuatro depósitos artificiales situados en su ladera meridional. Sin embargo, a pocos cientos de metros de los límites del área protegida existen balsas de regadío y depósitos para el uso de

los polígonos industriales de las localidades de Las Rosetas, Cueva de las Cruces y San Isidro.

Alrededor del año 1985 se introdujeron varias ranas adultas procedentes de la Seguiat el Hamra (Sáhara Occidental) en un estanque de pequeñas dimensiones, desde el que se dispersaron hasta alcanzar otros tres depósitos (Mateo *et al.*, 2011; B. Langerwerf, comunicación personal). Los ejemplares adultos presentaban siempre un tamaño relativamente pequeño, las patas traseras muy cortas, y una coloración dorsal predominantemente verde y con línea vertebral clara que coincide con la morfología descrita para ranas verdes del sur de Marruecos y la Seguiat el Hamra (Bons & Geniez, 1996).

Una década más tarde la población ya contaba con varios cientos de individuos adultos y un número muy elevado de renacuajos que habían colo-

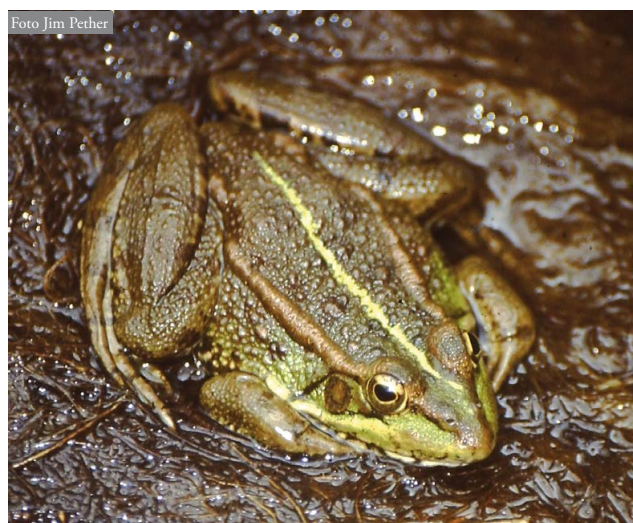


Figura 1: Ejemplar de *P. saharicus* en un depósito de agua de Montaña Amagro (Gáldar, Gran Canaria). Principio de la década de 1990.

nizado los cuatro depósitos de la ladera meridional (J.A. Mateo, datos no publicados). De acuerdo con informaciones no publicadas hasta ahora, el número de individuos fue progresivamente reduciéndose durante la primera década del siglo XXI y, coincidiendo con el vaciado de los cuatro depósitos en 2012 para su limpieza, acabaron por extinguirse. Tras varios años sin que se vieran ranas en

la zona, en la primavera de 2015 volvieron a verse dos ejemplares pardos con el dorso manchado y una línea vertebral clara, que coincide con la morfología que presentan otras ranas del noroeste de Gran Canaria identificadas como *Pelophylax perezii* (Mateo *et al.*, 2011; J. Pether, comunicación personal). Las poblaciones de *Pelophylax saharicus* parecen, por tanto, extinguidas en las islas Canarias.

REFERENCIAS

- Bons, J. & Geniez Ph. 1996. Amphibiens et Reptiles du Maroc. *Asociación Herpetológica Española*. Barcelona.
- Donaire-Barroso, D., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Recuero, E., Slimani, T., El Mouden, H., Geniez, Ph., Slimani, T., Joger, U. & Baha El Din, S. 2009. *Pelophylax saharicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T58707A11826925. [Consulta: 21 Octubre 2015].
- Mateo, J.A. 1997. Las especies introducidas en la península ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores. 465-475. *In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada/AHE. Granada.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España. Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. 501-532. *In: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.), Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Gobierno de Canarias. 2009. Monumento Natural de Amagro (C-13). <<http://www.gobiernodecanarias.org/cmayot/espaciosnaturales/espaciosnaturales/grancanaria/c13.html>> [Consulta: 23 octubre 2015].

La tortuga mora (*Testudo graeca*) en la península ibérica y en las islas Baleares

Eva Graciá & Andrés Giménez

Dpto. de Biología Aplicada, Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad, s/n. 03202 Elche. Alicante. C.e.: egracia@umh.es

La tortuga mora (*Testudo graeca* L.) es la especie de mayor distribución del género *Testudo*, ya que ocupa tres continentes, Europa, Asia y África. Se extiende de forma discontinua aproximadamente 6.500 Km en dirección Este-Oeste, desde el este de Irán hasta la costa Atlántica en Marruecos, y alrededor de 1.600 Km en dirección Norte-Sur, desde el delta del río Danubio hasta la Península Cirenaica en Libia, diferenciándose en diez subespecies (Figura 1). Según estimaron Fritz *et al.* (2009) mediante análisis de reloj molecular, el linaje del Mediterráneo Occidental di-

vergió de las subespecies del este entre 4,2 y 1,8 millones de años atrás, mientras que la aparición de las diferentes subespecies del norte de África se produjo entre 1,4 y 0,7 millones de años.

El origen de las poblaciones del oeste de Europa parece mucho más reciente en términos filogeográficos. En este ámbito, *T. graeca* se halla presente en la península ibérica (en Doñana y en el sureste, entre las provincias de Murcia y Almería) y en las islas de Mallorca, Cerdeña y Sicilia (Figura 1). Originariamente existían dos hipótesis principales acerca del origen de estas poblacio-

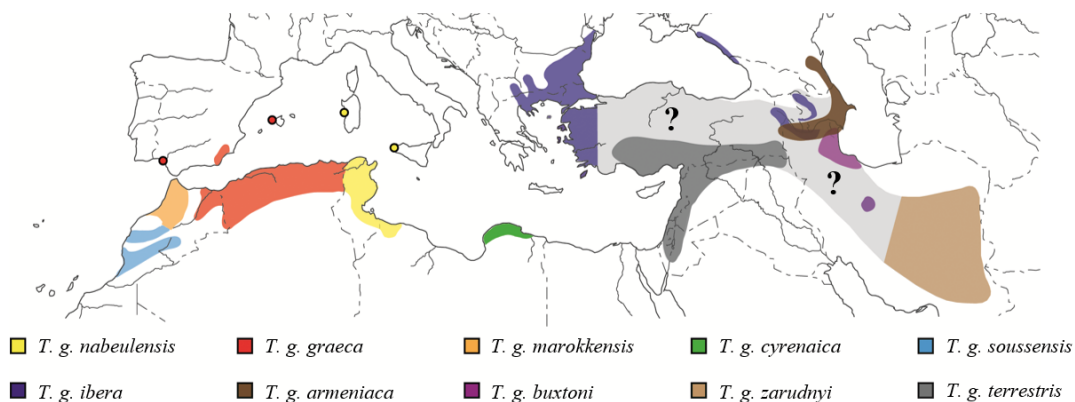


Figura 1: Distribución de las subespecies de *T. graeca* según diversos autores (Fritz *et al.*, 2007, 2009; Mikulíček *et al.*, 2013). El color gris claro hace referencia a aquellos lugares de Asia en donde se desconoce qué subespecies se hallan presentes. Las poblaciones del oeste de Europa están representadas por círculos por su escasa distribución, a excepción del sureste ibérico, para la que sí se muestra el área que aproximadamente ocupa. Figura tomada con modificaciones de Graciá *et al.* (2015a).

nes. La primera sugería que las tortugas del oeste de Europa eran restos aislados de una antigua población mucho más amplia proveniente del este de Europa, que habría colonizado el norte de África cruzando el Estrecho de Gibraltar antes de su apertura (Loveridge & Williams, 1957; Bons, 1967). La segunda hipótesis apostaba por un origen norteafricano de estas poblaciones, bien por la conexión de ambos continentes durante la Crisis Messiniense en el Mioceno (Salvador, 1974), o bien por introducción (Boscá, 1877; Lortet, 1887), tal y como sugería la ausencia de registro fósil para la especie en el oeste de Europa (véase la revisión sobre restos fósiles del género *Testudo* en la península ibérica de Morales-Pérez & Sanchís-Serra, 2009). Los primeros estudios genéticos que secuenciaron ADN mitocondrial revelaron que el origen de estas poblaciones estaba en el norte de África y no en el Cáucaso (Álvarez *et al.*, 2000; Fritz *et al.*, 2007, 2009). Estos autores encontraron bajos niveles de diversidad genética en las poblaciones del oeste de Europa y escasa diferenciación respecto a las poblaciones del norte de África, descartando de manera definitiva que la especie llegara a la península ibérica antes de la apertura del Estrecho

de Gibraltar, hace aproximadamente 5 millones de años. Estos hallazgos dejaban abierta la posibilidad de que las tortugas fueran introducidas en tiempos históricos o prehistóricos, o de que se dispersaran a través del Mediterráneo de forma natural por “rafting”, tal y como ha sido descrito en otras especies de tortugas de tierra (Caccone *et al.*, 1999; Gerlach, 2006).

Como se expone en los siguientes apartados, algunos estudios posteriores que han ampliado el número de muestras y que han utilizado marcadores moleculares con diferentes tasas de mutación han permitido profundizar en la caracterización del origen y de la historia biológica de las diferentes poblaciones.

***Testudo graeca* en el sureste ibérico.** Esta población es la de mayor entidad en el oeste de Europa, ocupa una extensión de 2.600 km² de sistemas semiáridos litorales y prelitorales entre las provincias de Murcia y Almería (Figura 2a), y alberga tortugas pertenecientes a la subespecie *Testudo graeca graeca*, que se distribuye principalmente en el norte de Argelia, alcanzando Marruecos (Figura 1). La comparación del patrón

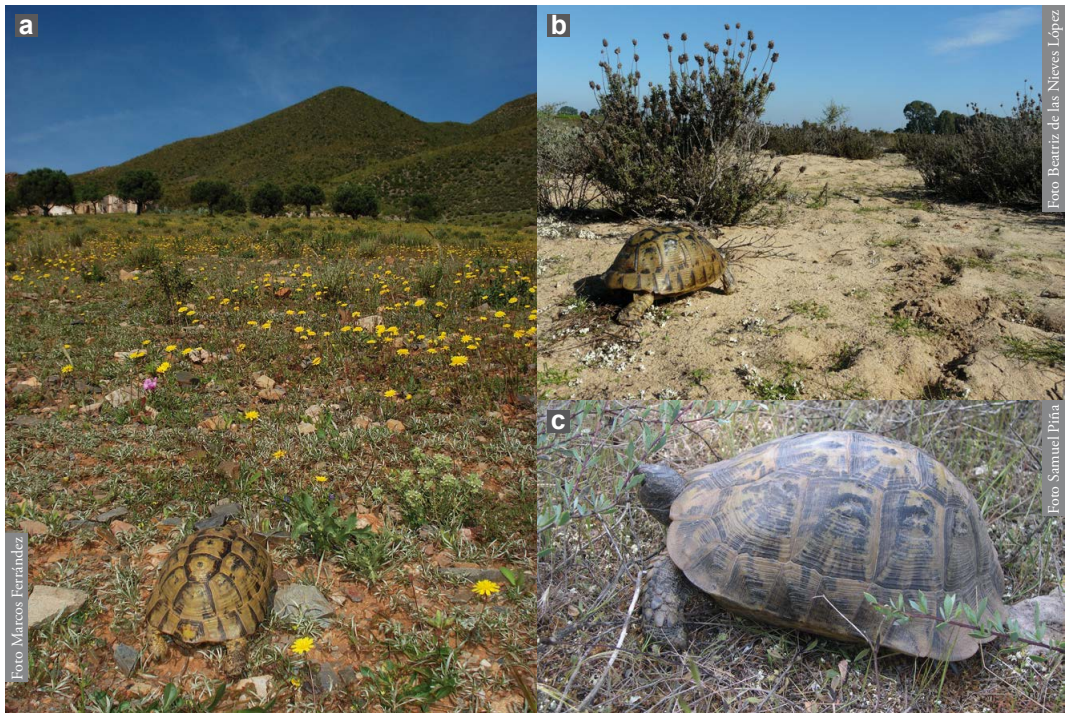


Figura 2: *Testudo graeca* habitando sistemas áridos y semiráridos del sureste ibérico (a), Doñana (b) y Mallorca (c).

genético de la especie a ambos lados del Mediterráneo y el empleo de marcadores moleculares altamente polimórficos ha permitido acotar el intervalo temporal para el origen de la población y esclarecer si la dispersión de las tortugas en el sureste ibérico fue mediada por el ser humano (Graciá *et al.*, 2011, 2013a, b). En estos estudios se muestrearon más de cuatrocientas tortugas en localidades del norte de África y del sureste ibérico. Se obtuvieron secuencias de ADN mitocondrial (citocromo *b*) que resultaron en un total de 36 haplotipos distintos, conectados y diferenciados unos de otros por pocas mutaciones. De ellos, dos son compartidos entre el sureste ibérico y el norte de África y cuatro son exclusivos del sureste ibérico, mostrando coherencia espacial en su distribución (Figura 3). Por otra parte, se generaron genotipos con siete marcadores microsatélites que también evidenciaron menores niveles de diversidad genética en las tortugas del

sureste ibérico, y mostraron diferenciación entre éstas y las del norte de África ($F_{ST} = 0,14$). Estos marcadores han permitido inferir la zona de Orán en el norte de Argelia como originaria del linaje ibérico, y la zona que comprende la Cuenca de Vera y las Sierras de Bédar y Cabrera como el área donde probablemente se inició la expansión de la especie en el sureste ibérico. Al comparar entre sí los lugares muestreados en la población murciano-almeriense, se encontró un patrón significativo de aislamiento por distancia, siendo éste el patrón genético esperado en las expansiones del área de distribución de organismos en la que operan procesos naturales (la propia capacidad de dispersión de la especie). Cabe por tanto descartar que el ser humano actuara como agente dispersor de la especie a lo largo del sureste ibérico. Finalmente, se dató la llegada de *T. graeca* empleando análisis demográficos basados en coalescencia, que datan y cuantifican expan-

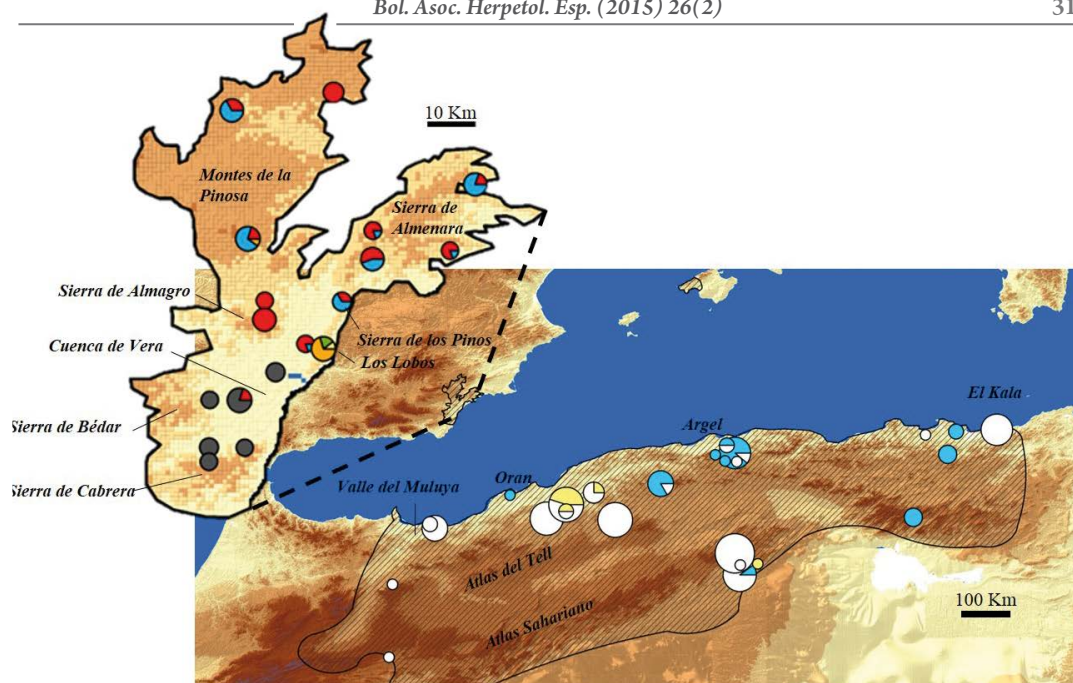


Figura 3: Patrón genético espacial de la población de *T. graeca* en el sureste ibérico obtenido mediante secuenciación de ADN mitocondrial. Cada color representa un haplotipo encontrado en el sureste ibérico, los sectores circulares representan su proporción en los diferentes lugares muestreados de Murcia y Almería, y del norte de África. Figura tomada con modificaciones de Graciá *et al.* (2015a).

siones o cuellos de botella pasados. Este análisis evidenció un cuello de botella antiguo datado en 20.000-30.000 años atrás, que podría estar vinculado con el proceso de expansión de la especie desde el norte de África. A la luz de estos resultados cabe pensar que *T. graeca* llegó al sureste ibérico desde el norte de África en un período anterior a la expansión marítima de los griegos y fenicios en el Mediterráneo Occidental, pero con posterioridad al último máximo glacial. Sin embargo, el papel que desempeñó el ser humano en su viaje desde África sigue siendo incierto, pues aún se desconoce cuándo se produjeron las primeras migraciones de humanos a través del Estrecho de Gibraltar (Straus, 2001; Broodbank, 2006). La ausencia de registro fósil podría quedar entonces explicada por un tamaño inicial bajo de la población, que ocuparía un área reducida. De una manera parecida, los fósiles de *Testudo hermanni*, que son frecuentes hasta este momento,

se vuelven prácticamente inexistentes en toda la península ibérica, lo cual se explica por la reducción de su distribución (en este caso por aridificación del territorio) y/o por un cambio en las presiones por consumo de los humanos modernos (Morales-Pérez & Sanchís-Serra, 2009). Atendiendo a estos resultados, y bajo un principio de precaución, esta población debe ser considerada como una población autóctona a todos los efectos. Finalmente cabe apuntar que el estudio del origen de esta población ha servido para corroborar “en campo” recientes hallazgos sobre los mecanismos evolutivos que operan los procesos de expansión de especies (Graciá *et al.*, 2013b, 2013c). Concretamente, esta población ha sido trasladada a la comunidad científica como uno de los primeros ejemplos empíricos de “surfing” genético en vertebrados, un fenómeno recientemente descrito y característico de la

expansión de especies con poca capacidad de dispersión (Klopfstein *et al.*, 2006).

***Testudo graeca* en Doñana.** Se trata de una población estimada en una decena de miles de tortugas, cuyo núcleo principal se encuentra en el sector central de la Vera, el ecotono húmedo entre las arenas y la marisma, y los alrededores de las lagunas peridunares (Figura 2b). Además, presenta pequeños núcleos de población dispersos entre las dunas, en pequeños valles interdunares en el sur del Parque Nacional (López-Jurado *et al.*, 1979; Andreu *et al.*, 2000). Las citas más antiguas de la especie en el entorno de Doñana se remontan a mediados del siglo XVIII (Granados, 1987), pero también se tiene constancia de refuerzos durante el siglo XX por la introducción de aproximadamente un centenar de animales procedentes de Marruecos (Valverde, 1967). Cabía entonces preguntarse si el patrón genético de esta población podría reflejar diferentes orígenes (Blanco & González, 1992).

Para caracterizar el origen de esta población se muestrearon 85 animales en Doñana, que se analizaron para obtener secuencias del citocromo *b* y genotipos con trece marcadores microsatélite (Graciá *et al.*, 2014, 2015b). Se incluyeron en los análisis datos moleculares de trabajos previos que abarcaron las poblaciones del sureste ibérico y del norte de África (norte de Marruecos y Argelia). Las secuencias mitocondriales evidenciaron la presencia de individuos de dos subespecies en Doñana, *Testudo graeca marokkensis* y *T. g. graeca*, siendo esta última más frecuente (87 % de las muestras). Los microsatélites también reflejaron la existencia de dos grupos genéticos diferentes, con mayor proporción de genotipos asignados al grupo de *T. g. graeca* e identificando a algunos individuos como híbridos entre las dos subespecies. Las tortugas de la subespecie que por su mayor frecuencia puede ser asumida

como anterior *T. g. graeca*, presentaron menores niveles de diferenciación con la población del suroeste ibérico, que con las del norte de África ($F_{ST} = 0,07$, entre Doñana y el suroeste ibérico; $F_{ST} = 0,17$, entre Doñana y el norte de África).

Aunque estos resultados indican que la gestión de la especie durante el último siglo ha alterado parcialmente el patrón genético inicial de la población de Doñana, la gran similitud genética de su población original con la población del sureste Ibérico permiten descartar que ambas estuvieran conectadas en el pasado por una población de mayor entidad que ocupara el sur de la península ibérica. En este sentido, cabría esperar más diferenciación genética teniendo en cuenta que ambas poblaciones se encuentran a 400 km, y que se alcanzan mayores niveles de diferenciación genética por aislamiento por distancia entre poblaciones de tortugas mucho más cercanas (e.g., en la población del sureste ibérico, cuyas distancias máximas no alcanzan los 100 km). En cualquier caso, futuros análisis podrían dilucidar mejor el origen de la población inicial de tortugas en Doñana y las relaciones entre las dos poblaciones Ibéricas y sus originarias en el norte de África.

***Testudo graeca* en Mallorca.** El origen de las tortugas baleáricas es probablemente reciente. Según Barceló (1876), pudo ser importada desde Argel en tiempos históricos como objeto de curiosidad para ser introducida en parques y jardines. Su distribución histórica pudo ser mayor a la actual, habiéndose reducido principalmente por procesos de fragmentación y pérdida de hábitat (Pinya, 2011). En la actualidad se halla únicamente presente en Mallorca, entre los municipios de Andraxt, Puigpunyent, Palma de Mallorca y Calvià, pero ha sido recientemente reintroducida en Formentera, que al igual que en Ibiza se con-

sideraba extinguida (Mayol, 2003; Figura 2c).

Hasta la fecha, únicamente se ha secuenciado el citocromo *b* de 12 tortugas procedentes de la zona de Calvià, resultando en dos haplotipos de la subespecie *T. g. graeca*, ampliamente distribuidos en el norte de África (entre el este de Marruecos y el interior y la costa de Argelia; Fritz *et al.*, 2007, 2009; Graciá *et al.*, 2013b). Pese a que el número de muestras analizadas es bajo, la ausencia de haplotipos exclusivos apoya el origen reciente de la población. Estudios de mayor profundidad, como los realizados con las poblaciones ibéricas, podrían dar mayores pistas sobre su origen geográfico y temporal.

Las poblaciones de *Testudo graeca* como objeto y herramienta de conservación.

En base a los estudios anteriormente mencionados, cabe concluir que la historia de cada población de *T. graeca* es distinta y abarca desde procesos en el Pleistoceno Superior, hasta la gestión reciente de la especie en tiempos históricos. Por tanto, estas poblaciones pueden ser entendidas como un caso paradigmático que permiten discutir acerca de cuándo una población es considerada autóctona y qué valor de conservación se le atribuye.

A nivel nacional la especie ha gozado de protección desde la década de 1970, estando en la actualidad reconocida como “Vulnerable” según el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Este estatus de conservación es compartido también a nivel autonómico por el Catálogo de especies amenazadas de la región de Murcia, y el Catálogo Balear de especies amenazadas; pero se le clasifica como “En Peligro de Extinción” según el Catálogo andaluz de especies amenazadas. Sin embargo, en las últimas décadas la apertura del debate científico sobre el origen de las poblaciones se ha trasladado al ámbito conservacionista, poniendo en tela de juicio el estatus de conser-

vación de la especie. Cabe apuntar en este sentido que estas poblaciones deben ser entendidas como un importante legado biológico y cultural, que evidencian la complejidad de procesos biogeográficos y culturales en el Mediterráneo Occidental y que por tanto, deben ser preservadas garantizando su viabilidad a largo plazo. Se trata de una especie que cumple funciones ecológicas relevantes en los ecosistemas que ocupa, pudiendo destacar su papel como dispersora de semillas en Doñana (Cobo & Andreu, 1988), o como sustento de especies amenazadas como el águila real (*Aquila chrysaetos*) en lugares con escasez de conejos del sureste ibérico (*Oryctolagus cuniculus*; E: Graciá & A. Giménez, datos no publicados). Además, y con la única excepción de la población de Doñana (cuyo hábitat ya se encontraba protegido), estas poblaciones funcionan a modo de “especie bandera” y de “especie paraguas”, ya que por su consideración en los Anexos II y IV de la directiva Hábitats (92/43/CEE) han permitido designar zonas para su conservación (LICs). Este último aspecto es fundamental para preservar los sistemas litorales y prelitorales que habitan las tortugas, pues alivia en parte la presión que se ejerce sobre ellos por el desarrollo urbano-turístico y la conversión de cultivos tradicionales a regadíos intensivos.

Pese a su estatus de conservación, las principales amenazas a las que se enfrenta la especie son la pérdida y la fragmentación del hábitat (que aísla y hace más pequeñas y vulnerables a las poblaciones) y la erosión poblacional por recolección de tortugas para ser mantenidas como animales domésticos. En este sentido, es clave monitorear a largo plazo las poblaciones de tortugas para evaluar tanto su estado de conservación actual, como sus perspectivas de futuro. Además, su integridad y singularidad genética se ve amenazada por las prácticas de manejo de la especie, como las introducciones o las trans-

locaciones, que acaban poniendo en contacto a tortugas silvestres y tortugas cautivas (cuyo origen genético puede ser diverso), pese a que su verdadera utilidad y sus posibles riesgos (como la dispersión de enfermedades y parásitos, o la exogamia genética) no han sido suficientemente tenidos en cuenta (Pérez *et al.*, 2012; Chávarri *et al.*, 2012). Garantizar el futuro de estas poblaciones a largo plazo requiere del desarrollo de programas de educación ambiental, de la persecución del tráfico ilegal de tortugas y de la disminución y el control del stock de los animales mantenidos en cautividad para así evitar riesgos sobre las poblaciones silvestres. Se requieren por tanto estrategias coordinadas que integren a los diferentes agentes que participan en la conservación de estas poblaciones de tortugas de tierra (investigadores, asociaciones ecologistas, servicios de inspección SOIVRE, centros de recuperación y otros orga-

nismos de la administración pública a nivel estatal y de comunidades autónomas).

AGRADECIMIENTOS: Nos gustaría agradecer a A. Andreu y al Equipo de Seguimiento de Procesos y Recursos Naturales de la Estación Biológica de Doñana su esfuerzo y ayuda en los muestreos de esta población. Del mismo modo damos las gracias a los voluntarios y técnicos que apoyaron los muestreos en el sureste ibérico. Agradecemos también que J.A. Mateo nos enviara muestras de la población de Mallorca. El Espacio Natural de Doñana, la Estación Biológica de Doñana, la Junta de Andalucía y la Consejería de Murcia permitieron los muestreos. Parte de los estudios han sido financiados por el proyecto CGL2012-33536 del Plan Nacional de I+D+i, y por ayudas complementarias de la Consellería de Educación de la Comunidad Valenciana (ACOMP/2014/080 y ACOMP/2015/046, con el apoyo de fondos FEDER). El trabajo de E. Graciá está financiado con una ayuda postdoctoral de la Generalitat Valenciana (APOSTD/2015/048).

REFERENCIAS

- Álvarez, Y., Mateo, J.A., Andreu, A.C., Díaz-Paniagua, C., Díez, A. & Bautista, J.M. 2000. Mitochondrial DNA haplotyping of *Testudo graeca* on both continental sides of the Straits of Gibraltar. *Journal of Heredity*, 91: 39-41.
- Andreu, A.C., Díaz-Paniagua, C. & Keller, C. 2000. *La tortuga mora (Testudo graeca L.) en Doñana*. Monografías de Herpetología, 5. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Barceló, F. 1876. Nuevos apuntes para la fauna balear. Catálogo de los reptiles observados en las Islas Baleares. *Museo Balear*, 2n 18: 201-210.
- Blanco, J.A. & González, J.L. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.
- Bons, J. 1967. *Recherches sur la Biogéographie et la Biologie des Amphibiens et Reptiles du Maroc*. Tesis doctoral. Universidad de Montpellier. Montpellier.
- Boscá, E. 1877. Catálogo de los anfibios y reptiles observados en España, Portugal, Islas Baleares. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 6:39-67.
- Broodbank, C. 2006. The origins and early development of Mediterranean maritime activity. *Journal of Mediterranean Archaeology*, 19: 199-230.
- Caccone, A., Gibbs, J.A., Ketmaier, V., Suatoni, E. & Powell, J.R. 1999. Origin and evolutionary relationships of giant Galápagos tortoises. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences*, 96: 13223-13228.
- Chávarri, M., Berriatua, E., Giménez, A., Graciá, E., Martínez-Carrasco, C., Ortiza, J.M. & Ruiz de Ybáñez, R. 2012. Differences in helminth infections between captive and wild spur-thighed tortoises *Testudo graeca* in southern Spain: A potential risk of reintroductions of this species. *Veterinary Parasitology*, 187: 491-497.
- Cobo, M. & Andreu, A.C. 1988. Seed consumption and dispersal by the Spur-thighed tortoise *Testudo graeca*. *Oikos*, 51: 267-273.
- Fritz, U., Hundsdoerfer, A.K., Široký, P., Auer, M., Kami, H., Lehmann, J., Mazanaeva, L.F., Türkozan, O & Wink, M. 2007. Phenotypic plasticity leads to incongruence between morphology-based taxonomy and genetic differentiation in western Palaearctic tortoises (*Testudo graeca* complex: Testudines, Testudinidae). *Amphibia-Reptilia*, 28: 97-121.
- Fritz, U., Harris, D.J., Fahd, S., Rouag, R., Graciá, E., Giménez, A., Široký, P., Kalboussi, M., Jdeidi, T.B. & Hundsdoerfer, A.K. 2009. Mitochondrial phylogeography of *Testudo graeca* in the Western Mediterranean: old complex divergence in North Africa and recent arrival in Europe. *Amphibia-Reptilia*, 30: 63-80.
- Gerlach, J., Muir, C. & Richmond, M.D. 2006. The first substantiated case of transoceanic tortoise dispersal. *Journal of Natural History*, 40: 2403-2408.
- Graciá, E., Giménez, A., Anadón, J.D., Botella, F., García-Martínez, S. & Marín, M. 2011. Genetic patterns of a range expansion: the spur-thighed tortoise *Testudo graeca graeca* in Southeastern Spain. *Amphibia-Reptilia*, 32: 49-61.

- Graciá, E., Giménez, A., Anadón, J.D., Harris, J.D., Fritz, U. & Botella, F. 2013a. The uncertainty of Late Pleistocene range expansions in the western Mediterranean: a case study of the colonization of south-eastern Spain by the spur-thighed tortoise, *Testudo graeca*. *Journal of Biogeography*, 40: 323-334.
- Graciá, E. 2013b. *Patrones genéticos y cambios en la distribución de especies: filogeografía de la tortuga mora* (*Testudo graeca* L.) en el Mediterráneo Occidental. Tesis doctoral inédita. Universidad Miguel Hernández.
- Graciá, E., Botella, F., Anadón, J.D., Edelaar, P., Harris, D.J. & Giménez, A. 2013c. Surfing in tortoises? Empirical signs of genetic structuring owing to a range expansion. *Biology Letters*, 9:20121091.
- Graciá, E., Rodríguez-Caro, R.C., Botella, F., Fritz, U., Andreu, A.C. & Giménez, A. 2014. Mixed ancestries of spur-thighed tortoises in Doñana as consequence of their historic management. XIII Iberian Congress of Herpetology. Universidade de Aveiro. Portugal.
- Graciá, E., Botella, F., Rodríguez-Caro, R., Anadón, J.D., Fritz, U. & Giménez, A. 2015a. ¿Autóctona o introducida? Origen de la población de tortuga mora en el sureste ibérico. *Quercus*, 347: 32-40.
- Graciá, E., Rodríguez-Caro, R.C., Botella, F., Fritz, U., Andreu, A.C. & Giménez, A. 2015b. Unexpected consequences of population management: strong genetic impact of historic reinforcements on a population of the endangered spur-thighed tortoises. 27th International Congress for Conservation Biology and the 4th European Congress for Conservation Biology (ICCB-EC-CB). Montpellier, France.
- Granados, M. 1987. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- Klopfstein, S., Currat, M. & Excoffier, L. 2006. The fate of mutations surfing on the wave of a range expansion. *Molecular Biology and Evolution*, 23: 482-490.
- López-Jurado, L.F., Talavera, P.A., Ibáñez, J.M., Mac Ivor, J.A. & García, A. 1979. Las tortugas terrestres *Testudo graeca* y *Testudo hermanni* en España. *Naturalia Hispanica*, 17: 61pp.
- Lortet, L. 1887. Observations sur les tortues terrestres et paludines du Bassin de la Méditerranée. *Archives du Muséum d'Histoire Naturelle de Lyon*, 4: 1-26.
- Loveridge, A. & Williams, E.E. 1957. Revision of the African tortoises and turtles of the suborder Cryptodira. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*, 115: 163-557.
- Mayol, J. 2003. Rèptils i Amfibis de les Balears. *Manuals d'Introducció a la Natura*, 6. Editorial Moll. Palma.
- Mikulíček, P., Jandzik, D., Fritz, U., Schneider, C. & Široký, P. 2013. AFLP analysis shows high incongruence between genetic differentiation and morphology-based taxonomy in a widely distributed tortoise. *Biological Journal of the Linnean Society*, 108: 151-160.
- Morales-Pérez, J.V. & Sanchís-Serra, A. 2009. The Quaternary fossil record of the genus *Testudo* in the Iberian Peninsula. Archaeological implications and diachronic distribution in the western Mediterranean. *Journal of Archaeological Science*, 36: 1152-1162.
- Pérez, I., Anadón, J.D., Díaz, M., Nicola, G.G., Tella, J.L. & Giménez, A. 2012. What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10: 494-501.
- Pinya, S. 2011. Situación actual de la Tortuga Mora (*Testudo graeca* L.) en la isla de Mallorca. 7-12. In: Mateo, J. A. (ed.), *La conservación de las tortugas de tierra en España*. Conselleria de Media Ambient i Mobilitat, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca.
- Salvador, A. 1974. *Guía de los anfibios y reptiles españoles*. ICONA. Madrid.
- Straus, L.G. 2001. Africa and Iberia in the Pleistocene. *Quaternary International*, 75: 91-102.
- Valverde, J.A. 1967. *Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres*. Monografías de la Ciencia Moderna, nº76, reeditada en Monografías de la Estación Biológica de Doñana 1 (1984). CSIC. Madrid.

La tortuga mediterránea (*Testudo hermanni*) en las islas Baleares

Albert Bertolero¹ & Joan Lluís Pretus²

¹ Associació Ornitològica Picampall de les Terres de l'Ebre. Cl. La Galera, 53. 43870 Amposta. C.e.: albert.bertolero@gmail.com

² Departament d'Ecologia. Universitat de Barcelona. Avda. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

La tortuga mediterránea, *Testudo hermanni*, es una especie exclusivamente europea, que se encuentra en las regiones de clima mediterráneo y submediterráneo. Con dos subespecies habitualmente reconocidas, la que nos ocupa en esta revisión es la occidental, *Testudo hermanni her-*

manni (Figura 1), que se distribuye por España, Francia e Italia, así como por sus principales islas (Mallorca, Menorca, Córcega, archipiélago Toscano, Cerdeña y Sicilia) (Bertolero *et al.*, 2011).

La posición más generalizada sobre las poblaciones de *T. h. hermanni* en las islas Baleares es

que es alóctona, debido a que no se han encontrado restos de esta especie en los yacimientos fósiles de estas islas (Alcover & Mayol, 1981). Aunque la aparición de una especie en el registro fósil es un criterio muy utilizado para determinar su condición de autóctona, su no aparición no es un criterio suficiente para considerarla alóctona (Webb, 1985), ya que los registros fósiles distan de ser exhaustivos (Foote & Raupe, 1996). Los restos más antiguos que se conocen de *Testudo* sp. son los encontrados en el talaiot de s'Illot (Manacor, Mallorca) por Uerpmann (1971, citado en Alcover & Mayol [1981]), quien indicó que se encontraban en un estrato del 1.100 a.e.c. Sin embargo, estos restos no se dataron directamente, por lo que su edad no se conoce con exactitud (A. Alcover, comunicación personal).

La primera información de carácter histórico que se conoce sobre la presencia de tortugas terrestres en las islas Baleares es la publicada por el gobernador inglés Armstrong (1752), que indica que era una especie común en Menorca. A partir de entonces se encuentran referencias en otros tratados sobre la fauna balear, como los de Ramis i Ramis (1814), que señala su presencia en Menorca; el de Barceló & Combis (1876), que la

cita en las islas de Mallorca, Menorca e Ibiza; o el catálogo de Boscá (1877). Muy posteriormente, López-Jurado *et al.* (1979) señalan que una antigua tradición balear (Mallorca) atribuye un origen fenicio a las tortugas terrestres. Sin embargo, tanto Alcover & Mayol (1981) como los autores de este trabajo, desconocen totalmente esta posible tradición, ya sea en Mallorca o en Menorca.

Otra fuente que puede ofrecer información sobre el origen de *T. h. hermanni* en las islas Baleares se refiere a las relaciones genéticas entre sus poblaciones actuales. Los diferentes trabajos que hasta la fecha han abordado la genética de *T. h. hermanni* han considerado directamente las poblaciones de las islas Baleares como introducidas (van der Kuyl *et al.*, 2002; Fritz *et al.*, 2006; Perez *et al.*, 2013). El primer trabajo que se realizó es el de van der Kuyl *et al.* (2002) a partir del gen mitocondrial 12S rRNA, cuyo objetivo era determinar relaciones filogenéticas entre especies del género *Testudo*. Su muestra incluía cuatro tortugas de la Albera (Girona) y dos de Mallorca, en una muestra total de 40 individuos de *T. h. hermanni*. Según estos autores, la falta de variabilidad encontrada en el gen 12S rRNA indicaría una reciente radiación desde un único refugio pleistocénico en el sur de Italia, proponiendo que desde Sicilia se habrían originado, mediante el transporte humano, todas las poblaciones actuales españolas. Posteriormente, el trabajo de Fritz *et al.* (2006), estudió la filogeografía de *T. hermanni* en todo su rango de distribución a partir del ADN mitocondrial del citocromo *b*. Este trabajo incluyó una muestra de 31 ejemplares de *T. h. hermanni* (entre las cuales había dos tortugas de la Albera, dos de Mallorca y tres de Menorca) e identificó un doble origen de las tortugas de las islas Baleares, que atribuyó también a un transporte humano. Propuso que el origen de las tortugas de Mallorca y las del norte de Menorca sería proba-



Foto Albert Bertolero

Figura 1: *Testudo hermanni hermanni* en un hábitat de encinar en Menorca.

blemente el noreste de la península ibérica, ya que presentan el mismo haplotipo H3 que se encuentra actualmente en la población de la Albera. Por su parte, las tortugas del sur de Menorca estarían relacionadas con las poblaciones de Córcega, Cerdeña y Sicilia, al encontrarse en todas ellas el haplotipo H5 (si bien en Córcega y Cerdeña se registraron también otros haplotipos). El trabajo de Perez *et al.* (2013) vuelve a proponer un origen siciliano de todas las poblaciones españolas. Sin embargo, la proposición resulta un tanto curiosa, ya que su muestra no incluyó ni tortugas de la Albera ni de las islas Baleares, y se basó únicamente en muestras del Delta del Ebro, que es una población reintroducida a partir de individuos de origen diverso (Bertolero, 2010, 2014a).

Un último trabajo que analiza específicamente la estructura genética de las poblaciones de *T. h. hermanni*, es el de Zenboudji *et al.* (en prensa). Este, que prácticamente incluye todas las poblaciones de *T. h. hermanni* (con excepción de Mallorca y algunas zonas de Italia continental), analiza 17 loci microsátélites polimórficos en una muestra de 357 tortugas (de las cuales 30 son de la Albera y 75 de Menorca). Para Menorca se identificaron nuevamente dos grupos bien diferenciados genéticamente. El primero de ellos está claramente relacionado con las poblaciones continentales de España, Francia e Italia. Este grupo presenta un coeficiente de endogamia (F_{is}) que sugiere un efecto fundador reciente en las islas Baleares, sin que por el momento se haya podido datar el momento en el que se habría producido. Por otra parte, los datos del segundo grupo resultan particularmente interesantes, ya que indican que, si bien estaría relacionado con las poblaciones insulares de Córcega, Cerdeña y Sicilia, está lo suficientemente diferenciado como para formar un grupo independiente, tanto de estas islas como de las poblaciones continentales actuales.

El coeficiente de endogamia de este grupo indica que su llegada fue bastante anterior a la del primer grupo, pero tampoco se ha podido datar.

Según los datos genéticos, que son los que aportan mayor información actualmente, en las islas Baleares se pueden distinguir dos grupos de *T. h. hermanni* diferenciados genéticamente. El grupo relacionado con las poblaciones continentales de España, Francia e Italia no provendría directamente de ninguna de ellas, sino de una población continental actualmente extinta y tendría un origen relativamente reciente (¿cientos de años?) en Menorca y Mallorca. Por ello es bastante probable que se trate de una introducción humana en tiempos históricos. El segundo grupo, que se encuentra en Menorca (en Mallorca su presencia aún está pendiente de confirmar), sería de origen desconocido y de colonización relativamente antigua (¿miles de años?), y estaría claramente diferenciado genéticamente del resto de poblaciones continentales e insulares de *T. h. hermanni*.

Desde una perspectiva de conservación, las poblaciones insulares de *T. h. hermanni* de las islas Baleares y de Córcega presentan, en general, un buen estado de conservación, a diferencia de la mayor parte de poblaciones continentales, que se encuentran en regresión o en fuerte declive (Bertolero, 2006; Bertolero *et al.*, 2011). Esta situación es paradójica, ya que habitualmente la fauna insular se encuentra en peor estado de conservación y presenta más especies al borde la extinción o extinguidas en tiempos modernos (e.g., Frankham, 1998).

Por otra parte, no hay constancia de que la presencia de *T. h. hermanni* haya afectado o esté afectando negativamente a ninguna especie animal o vegetal, ya sean endémicas o no de las islas Baleares. En el caso de Menorca, hay que señalar que en algunas de las localidades más representativas de su flora endémica (Fraga *et al.*, 2014) se encuentran buenas poblaciones de *T. h. hermanni*.

Independientemente de cómo llegó *T. h. hermanni* a las islas Baleares, actualmente estas poblaciones son extremadamente importantes para garantizar la preservación de este taxón a largo plazo, tanto en un contexto ibérico como en el conjunto de su distribución. Las principales razones que lo justificarían serían, en primer lugar, su amplia distribución insular, particularmente en Menorca, donde ocupa la mayor parte de la isla (Aguilar, 1997; Bertolero & Pretus, 2012). Además, presenta poblaciones viables que no se encuentran en regresión, al menos en Menorca, donde se realizan estudios detallados que han documentado densidades importantes y altas proporciones de juveniles (Bertolero, 2006, 2014b). Estas islas también carecen de la mayor parte de los depredadores que se encuentran en las poblaciones continentales y sus poblaciones

se han visto menos afectadas por los incendios forestales (aunque la pérdida de hábitats por urbanización, construcción de infraestructuras y cambios en las prácticas agrícolas y ganaderas implica una amenaza para su conservación). Por último, presentan una alta diversidad genética y características genéticas únicas que no se encuentran en ninguna otra de las poblaciones continentales o insulares del Mediterráneo (Zenboudji *et al.*, in press). Por todo ello, *T. h. hermanni* en las islas Baleares debería mantener su categoría de protección estricta. En particular, se debería considerar que las poblaciones de Mallorca y las del noroeste de Menorca contribuyen significativamente en la conservación *ex situ* del linaje continental, y que debería garantizarse la conservación de las poblaciones del sudeste de Menorca, dada su exclusividad genética.

REFERENCIAS

- Aguilar, J.S. 1997. Situación actual de las poblaciones de *Testudo graeca* y *Testudo hermanni* en las Baleares. 50-61. In: *Jornadas de Conservación de la Tortuga Mediterránea*. Conselleria de Medio Ambiente, Generalidad Valenciana.
- Alcover, J.A. & Mayol, J. 1981. Espècies reliquies d'amfibis i de rèptils a les Balears i Pitiüses. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 25: 151-167.
- Armstrong, J. 1752. History of the island of Minorca. <<https://books.google.es/books?id=gw4MAAAAYAA>> [Consulta: 14 octubre 2015].
- Barceló y Combis, F. 1876. *Catálogo de los reptiles y de los moluscos terrestres y de agua dulce observados en las islas Baleares*. Imprenta de Pedro José Gelabert. Palma de Mallorca.
- Bertolero, A. 2006. La tortue d'Hermann *Testudo hermanni* sur les îles de Majorque et Minorque. *Chéloniens*, 1: 12-19.
- Bertolero, A. 2010. Tortuga mediterránea *Testudo hermanni*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 14 octubre 2015].
- Bertolero, A. 2014a. *Testudo hermanni* Gmelin, 1789. 217-236. In: Salvador, A. (coord.), *Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada*, Ramos, M.A. *et al.*, (eds.), *Fauna Ibérica, vol. 10*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Bertolero, A. 2014b. Statut, répartition actuelle et réintroduction de la tortue d'Hermann en Espagne. *Chelonian*, 9: 38-43.
- Bertolero, A. & Pretus, J., 2012. Distribució actual de la tortuga mediterrània a Menorca. *Revista de Menorca*, 91: 177-186.
- Bertolero, A., Cheylan, M., Hailey, A., Livoreil, B. & Willemsen, R. 2011. *Testudo hermanni* (Gmelin 1789) – Hermann's tortoise. 059.1-059.20. In: Rhodin, A.G.J., Pritchard, P.C.H., van Dijk, P.P., Saumure, R.A., Buhlmann, K.A., Iverson, J.B. & Mittermeier, R.A. (eds.), *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group*. Chelonian Research Monographs No. 5. <<http://www.iucn-tftsg.org/cbfit/>> [Consulta: 14 octubre 2015].
- Boscá, E. 1877. Catálogo de los reptiles y anfibios observados en España, Portugal é islas Baleares. *Anales Sociedad Española de Historia Natural*, 6: 39-69.
- Foote, M & Raup, D.M. 1996. Fossil preservation and the stratigraphic ranges of taxa. *Paleobiology*, 22: 121-140.
- Fraga i Arguimbau, P., Estaún Clarisó, I., Comas Casademont, M. & Cardona Pons, E. 2014. *Plantes de Menorca*. Consell Insular de Menorca. Menorca.
- Frankham, R. 1998. Inbreeding and extinction: island populations. *Conservation Biology*, 12: 665-675.
- Fritz, U., Auer, M., Bertolero, A., Cheylan, M., Fattizzo, T., Hunds-dörfer, A., Martín Sampayo, M., Pretus, J., Široký, P. & Wink, M. 2006. A rangewide phylogeography of Hermann's tortoise, *Testudo hermanni* (Reptilia: Testudines: Testudinidae): implications for taxonomy. *Zoologica Scripta*, 35: 531-543.
- López Jurado, L.F., Talavera Torralba, P.A., Ibañez González, J.M., MacIvor, J.A., García Alcazar, A. 1979. Las tortugas terrestres *Testudo graeca* y *Testudo hermanni* en España. *Naturalia Hispanica*, 17: 1-63.
- Perez, M., Livoreil, B., Mantovani, S., Boisselier, M.-C., Crestanello, B., Abdelkrim, J., Bonillo, C., Goutner, V., Lambourdière, J., Pieraoli, M., Sterijovski, B., Tomovic, L., Vilaça, S.T., Mazzotti, S. & Bertorelle, G. 2013. Ge-

- netic variation and population structure in the endangered Hermann's tortoise: The roles of geography and human-mediated processes. *Journal of Heredity*, 105: 70–81.
- Ramis i Ramis, J. 1814. *Specimen animalium, vegetabilium et mineralium in insula Minorca frequentiorum ad normam Linneani sistemat. Exaratum. Accedunt nomina Vernacula in quantum fieri potuit*. Excudebat. Petrus Antonius Serra. Maó, Menorca.
- van der Kuyl, A.C., Ballasina, D.L.Ph., Dekker, J.T., Maas, J., Willemsen, R.E. & Goudsmit, J. 2002. Phylogenetic relationships among the species of the genus *Testudo* (Testudines: Testudinidae) inferred from mitochondrial 12S rRNA gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 22: 174–183.
- Webb, D.A. 1985. What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15: 231–236.
- Zenboudji, S., Cheylan, M., Arnal, V., Bertolero, A., Leblois, R., Astruc, G., Bertorelle, G., Pretus, J.L.L., Lo Valvo, M., Sotgiu, G. & Montgelard, C. *in press*. High genetic structure and contrasting demographic history in the endangered Mediterranean tortoise *Testudo hermanni hermanni*. *Biological Conservation*.

El galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) en la península ibérica e islas Baleares

Guillermo Velo-Antón¹ & Samuel Pinya²

¹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: guillermo.velo@gmail.com

² Grupo de Ecología Interdisciplinar. Universidad de las Islas Baleares. Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma. Islas Baleares. España.

Mauremys leprosa está ampliamente distribuido en el Magreb, desde Marruecos hasta el oeste de Libia, y en la mayor parte de la península ibérica (Fritz *et al.*, 2006). También se encuentra presente en el suroeste de Francia, donde sus poblaciones son reducidas (Palacios *et al.*, 2015), y en las islas Baleares (Figura 1; Pinya & Carretero, 2011). Existen también registros en el norte de Níger y en las montañas del sur de Argelia (Iverson, 1992), aunque estas observaciones no han podido confirmarse y podría tratarse de una confusión con *Pelomedusa subrufa*. Los registros fósiles indican que esta especie ha podido estar presente en la península ibérica desde el Plioceno, aunque solo los restos fósiles del Holoceno están bien conservados (Félix *et al.*, 2006; de Soler *et al.*, 2012).

Mediante el análisis filogenético (ADN mitocondrial) de muestras africanas e ibéricas se encontraron dos grupos genéticos bien diferenciados, y que sirvieron como base para definir dos subespecies. La primera, *Mauremys leprosa leprosa*, agruparía las poblaciones de la península ibérica y del norte de la cadena montaño-

sa del Alto Atlas en Marruecos, mientras que la segunda, *Mauremys leprosa saharica*, incluiría las poblaciones al sur y norte del Alto Atlas, junto con poblaciones argelinas y tunecinas (Fritz *et al.*, 2006). Este patrón genético ha sido interpretado como derivado de la existencia de una barrera geográfica en las montañas del Alto Atlas, posibilitando la diferenciación genética mediante la limitación de flujo genético a ambos lados de la cadena montañosa durante el Plioceno, y una posterior diferenciación dentro de cada subespecie durante los periodos glaciares e interglaciares del Pleistoceno (Fritz *et al.*, 2006).

Al igual que el linaje ibero-magrebí de *Emys orbicularis* (Velo-Antón *et al.*, 2015), con quien coincide en la mayor parte de su distribución, *M. leprosa* también colonizó recientemente la península ibérica desde Marruecos (Figura 2). Esta hipótesis está apoyada por la presencia de una sola subespecie en la península ibérica, *M. l. leprosa*, y por la escasa diversidad y diferenciación genética en Europa en comparación con la observada en Marruecos (G. Velo-Antón, datos no



Figura 1: Detalle de uno de los ejemplares capturados de *M. leprosa* en el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca.

publicados). El estrecho de Gibraltar se muestra, por lo tanto, como una barrera permeable para esta especie, aunque no se ha podido determinar si la colonización de la península ibérica ocurrió por procesos naturales (e.g., a través de balsas flotantes y / o de un modelo “stepping-stone” durante la bajada del nivel del mar en los periodos de máximos glaciares), o por procesos antrópicos que durante los últimos milenios, y de forma accidental o intencionada, pudieron trasladar ejemplares entre ambos lados del estrecho, estableciendo posteriormente poblaciones que se expandieron en el continente europeo, como se sugiere para otras especies (*Chamaeleo chamaeleon*, Paulo *et al.*, 2008; *Testudo graeca*, Graciá *et al.*, 2013), o como pudo haber ocurrido en el caso de *E. orbicularis* (Velo-Antón *et al.*, 2015), e *Hyla meridionalis* (Recruero *et al.*, 2007). Aunque la hipótesis de una colonización de la península ibérica desde Marruecos, donde existe mucha mayor diversidad y estructura genética para esta especie, está bien fundamentada en base a los patrones genéticos observados, es probable que uno de los múltiples refugios glaciares de esta especie haya sido en el suroeste ibérico (dada la diversidad genética relativamente alta en esta área), seguida por una

expansión hacia el norte de la península ibérica, pero también hacia el sur, reinvasiando el continente africano. Esta hipótesis está apoyada por la existencia de haplotipos compartidos entre el sur de la península ibérica y las poblaciones del Rif occidental y de Ceuta, así como una mayor diversidad genética en Europa para este sublinaje, y una localización de los haplotipos basales en el sur peninsular. Sin embargo, la dificultad para datar esta colonización, el hecho de que sea una especie dulceacuícola, con mayor capacidad para atravesar el estrecho que especies terrestres, y el conocido grado de interés que tienen los galápagos para el hombre al ser empleados como mascotas y también como un recurso alimenticio en el pasado, dificulta decantarse por una u otra hipótesis biogeográfica.

No existen datos genéticos publicados para las poblaciones de las islas Baleares, aunque su llegada es atribuida al comercio como mascota (Kraus, 2009). En Mallorca se ha constatado su reproducción en una charca aislada en el centro de la isla (Pinya *et al.*, 2007), mientras que en el Parque Natural de la Albufera hay observaciones aisladas (Figura 1; Pinya *et al.*, 2008), sin evidencias de su reproducción. Tanto en un caso como otro se trata de individuos con un claro origen antrópico, por lo que sería interesante evaluar mediante análisis genético el origen europeo o africano de estas poblaciones insulares. Por el momento no se ha planteado ninguna actuación de control poblacional en Mallorca dado que la única población reproductora existente se encuentra aislada y sin indicios de impacto alguno sobre la biodiversidad local. Sin embargo, sí que es recomendable realizar un seguimiento demográfico de la población reproductora, así como controlar los ejemplares aislados que se encuentren en otras localidades de la isla, como el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca.

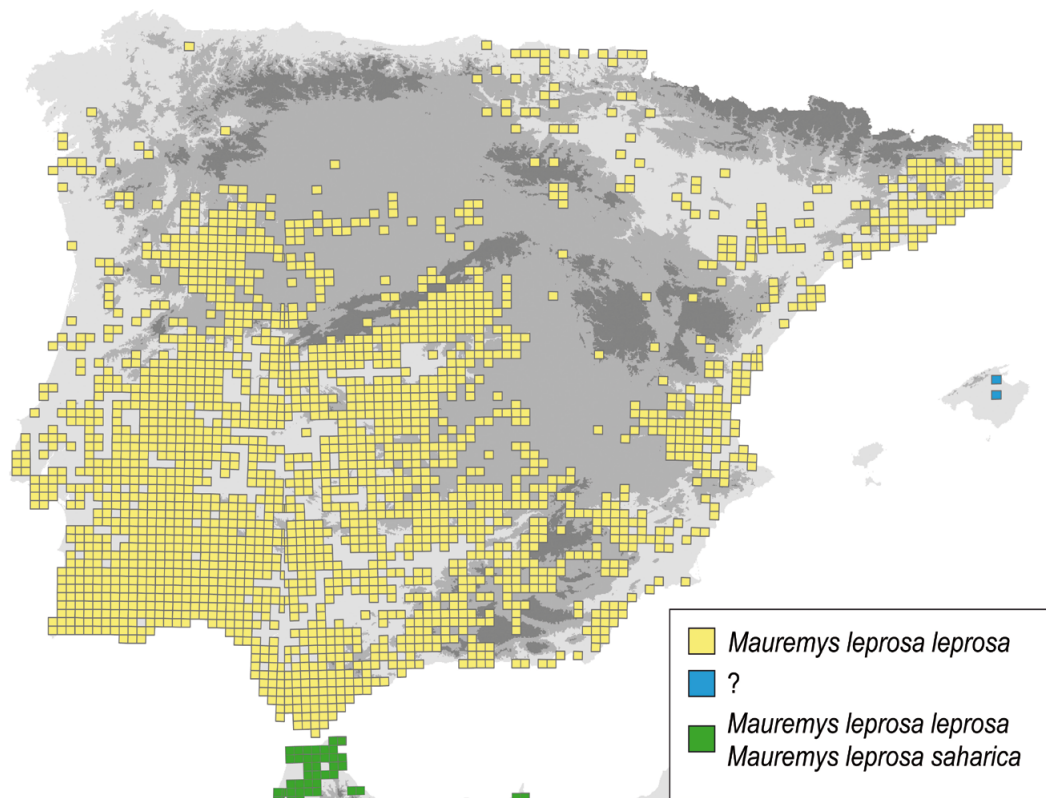


Figura 2: Distribución de las subespecies de *M. leprosa* en la península ibérica y norte de Marruecos. Los resultados con ADN mitocondrial publicados en Fritz *et al.* (2006), y datos propios, indican la existencia de una sola subespecie, *M. l. leprosa*, en la Península Ibérica, mientras que en el norte de Marruecos se distribuyen las dos subespecies. Se desconoce el origen y la subespecie presente en Mallorca.

Mauremys leprosa puede considerarse, por lo tanto, como autóctono en la península ibérica y alóctono en las islas Baleares. Sin embargo, y pese a que no se ha detectado la introducción de la subespecie *M. l. saharica*, no podemos descartar introducciones puntuales en la península ibérica desde el continente africano, como ha ocurrido en Francia (Palacios *et al.*, 2015). La ausencia de una clara estructura genética y elevado flujo

genético observado en las poblaciones ibéricas (G. Velo-Antón, datos no publicados) sugieren la posible existencia de traslocaciones e introducciones a lo largo de su distribución en España y Portugal. No existen estudios que reflejen un posible impacto sobre la biodiversidad nativa, tanto en la península ibérica como en las islas Baleares, y se considera como una especie integrada en los hábitats donde se localiza.

REFERENCIAS

- Fèlix, J., Budó, J., Capalleras, X. & Mascort, R. 2006. The fossil register of the genera *Testudo*, *Emys* and *Mauremys* of the Quaternary in Catalonia. *Chelonii*, 4: 47-51.
- Fritz, U., Barata, M., Busack, S.D., Fritsch, G. & Castilho, R. 2006. Impact of mountain chains, sea straits and peripheral populations on genetic and taxonomic structure of a freshwater turtle, *Mauremys leprosa* (Reptilia, Testudines, Geoemydidae). *Zoologica Scripta*, 35: 97-108.
- Graciá, E., Giménez, A., Anadón, J.D., Harris, D.J., Fritz, U. & Botella, F. 2013. The uncertainty of Late Pleistocene range expansions in the western Mediterranean: a case study of the colonization of south-eastern Spain by the spur-thighed tortoise.

- toise, *Testudo graeca*. *Journal of Biogeography*, 40: 323-334.
- Iverson, J.B. 1992. *A Revised Checklist with Distribution Maps of the Turtles of the World*. Richard Privately Printed. The United States of America. s. n. 363 p.
- Kraus, F. 2009. *Alien Reptiles and Amphibians a Scientific Compendium and Analysis. Invading nature: springer series in invasion ecology*, 4. Springer Science. New York.
- Palacios, C., Urrutia, C., Knapp, N., Quintana, M.F., Bertolero, A., Simon, G., du Preez, L. & Verneau, O. 2015. Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin. *Salamandra*, 51: 221-230.
- Paulo, O.S., Pinheiro, J., Miraldo, A., Bruford, M.W., Jordan, W.C., & Nichols, R.A. 2008. The role of vicariance vs. dispersal in shaping genetic patterns in ocellated lizard species in the western Mediterranean. *Molecular Ecology*, 17: 1535-1551.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pinya, S., Parpal, L. & Sunyer, J.R. 2007. Sobre la presència de tortugues d'aigua allòctones d'introducció recent a l'illa de Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 50: 209-216.
- Pinya, S., Cuadrado, E., & Trenado, S. 2008. Presencia de *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812) en el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 83-84.
- Recuero, E., Iraola, A., Rubio, X., Machordom, A. & García-París, M. 2007. Mitochondrial differentiation and biogeography of *Hyla meridionalis* (Anura: Hylidae): an unusual phylogeographical pattern. *Journal of Biogeography*, 34: 1207-1219.
- de Soler, B.G., Vall-Llosera, G.C., Van der Made, J., Oms, O., Agustí, J., Sala, R., Blain, H-A., Burjachs, F., Claude, J., García Catalán, S., Riba, D. & Rosillo, R. 2012. A new key locality for the Pliocene vertebrate record of Europe: the Camp dels Ninots maar (NE Spain). *Geologica Acta*, 10: 1-17.
- Velo-Antón, G., Pereira, P., Fahd, S., Teixeira, J., & Fritz, U. 2015. Out of Africa: did *Emys orbicularis occidentalis* cross the Strait of Gibraltar twice? *Amphibia-Reptilia*, 36: 133-140.

El galápagos europeo (*Emys orbicularis*) en la península ibérica e islas Baleares

Guillermo Velo-Antón¹ & Samuel Pinya²

¹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: guillermo.velo@gmail.com

² Grupo de Ecología Interdisciplinar. Universidad de las Islas Baleares. Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma. Islas Baleares (España).

El galápagos europeo, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), es una especie distribuida por el Paleártico occidental, desde el Magreb en el norte de África hasta el Cáucaso (Fritz, 2007). Existen además diversas poblaciones insulares, en las islas de Mallorca y Menorca (Fritz *et al.*, 1998; Velo-Antón *et al.*, 2008), y en Córcega y Cerdeña (Pedall *et al.*, 2011), estando las poblaciones de Sicilia descritas como *Emys trinacris*, especie hermana de *E. orbicularis* (Fritz *et al.*, 2005). Su distribución se encuentra ampliamente fragmentada y sus poblaciones están en clara regresión a lo largo de toda su distribución europea (Fritz & Chiari, 2013), y también en el norte de África (Velo-Antón *et al.*, 2015a).

Dentro de esta especie se diferencian siete linajes que se originaron durante los perio-

dos glaciares e interglaciares del Pleistoceno, que provocaron el aislamiento de algunas poblaciones en refugios climáticos en el sur de su actual distribución, con posteriores procesos de expansión y re-colonización hacia el norte, dando lugar a las actuales zonas de contacto entre los diferentes linajes (Lenk *et al.*, 1999; Fritz *et al.*, 2007; Sommer *et al.*, 2009; Velo-Antón *et al.*, 2008, 2015b; Pedall *et al.*, 2011). El linaje ibero-magrebí, *Emys orbicularis occidentalis* (Velo-Antón *et al.*, 2008; Stuckas *et al.*, 2014), se distribuye por la península ibérica y Marruecos, estando las poblaciones argelinas y tunecinas separadas en un linaje distinto y que constituirían una subespecie por describir (Stuckas *et al.*, 2014).

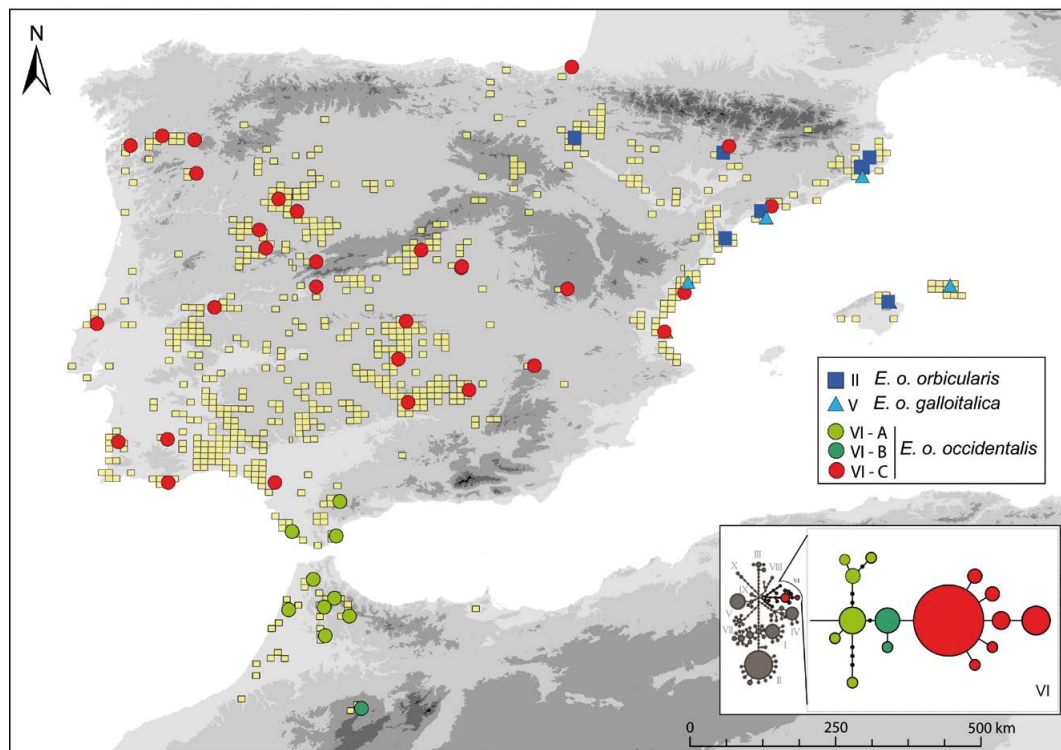


Figura 1: Distribución de las subespecies de *E. orbicularis* en la península ibérica y Marruecos. Los cuadrados y triángulos azules indican las localidades muestreadas donde se identificaron a las subespecies *E. o. orbicularis* y *E. o. galloitalica* respectivamente. Los círculos representan el linaje íbero-marroquí, *E. o. occidentalis*, endémico de la península ibérica y Marruecos, y los colores indican la estructuración espacial de los haplogrupos mitocondriales. Adaptada de Velo-Antón *et al.* (2015b).

Las relaciones filogenéticas mostradas dentro de este linaje (estimadas mediante la secuenciación de marcadores mitocondriales y nucleares; Stuckas *et al.*, 2014), así como la pérdida de diversidad genética (estimada mediante genotipado de microsatélites; Velo-Antón *et al.*, 2008), y un aumento en las asimetrías del caparazón hacia el norte de la península ibérica (Velo-Antón *et al.*, 2011a), sugieren la existencia de un refugio en Marruecos para este linaje íbero-magrebí, y una posterior colonización desde Marruecos a la península ibérica seguida de una expansión hacia el norte, creando un contacto secundario en el noroeste ibérico con las subespecies *Emys orbicularis orbicularis* y *Emys orbicularis galloitalica* (ambas originadas mediante colonizaciones desde Francia por

ambos lados del Pirineo; Pedall *et al.*, 2011; Figura 1). Sin embargo, no está todavía claro si el establecimiento en el norte de África de esta especie, de origen neártico, tuvo lugar a través de la península ibérica o a través de otro paso en el Mediterráneo. Los registros fósiles encontrados en la península ibérica y anteriores al Holoceno no se pueden asignar con certeza a ninguna de estas dos subespecies. Los estudios genéticos indican que la especie se diferenció en el norte de África, pero que solo uno de los dos linajes, el marroquí, pudo recolonizar Europa a través del estrecho de Gibraltar (Stuckas *et al.*, 2014).

El complicado patrón biogeográfico *E. orbicularis* ha sido estudiado recientemente analizando la diversidad y estructura genética a ambos lados del estrecho de Gibraltar (Velo-Antón *et al.*,

2015b). En este trabajo se incluyeron muestras de poblaciones relictas en las provincias de Cádiz y Málaga, y del norte de Marruecos, ya que ambas áreas son clave para entender la dinámica de colonización e historia biogeográfica de las especies distribuidas a ambos lados del estrecho de Gibraltar. El hecho de que las poblaciones de Cádiz y Málaga se asemejen más a las poblaciones marroquíes (con haplotipos compartidos y derivados de los identificados en Marruecos) que a las del resto de la península ibérica sugiere que el estrecho no ha sido una barrera biogeográfica para la especie. Sin embargo, se desconoce si la especie fue introducida desde Marruecos de forma accidental o deliberada o si su llegada fue por procesos naturales (e.g., “rafting”). En el caso de que *E. orbicularis* llegase a la península ibérica de forma natural, esta recolonización tuvo que producirse en al menos dos eventos independientes. Una primera colonización mediante dispersión transoceánica durante el Pleistoceno, cuando el nivel del mar estaba más bajo y el estrecho estaba reducido a tan sólo 5 km, dando lugar a los haplotipos endémicos que se encuentran en la actualidad en la mayor parte de la península ibérica. Una segunda colonización más reciente desde Marruecos podría explicar las similitudes genéticas observadas entre el sur de la península ibérica y el norte de Marruecos, aunque es necesario ampliar el estudio en ambos lados del estrecho para entender mejor el origen exacto de esta posible segunda colonización.

La translocación de galápagos, ya sea a través del antiguo comercio como fuente de alimento, o mediante el comercio ilegal como mascota, ha sido una de las amenazas para esta especie. Estudios genéticos analizando la procedencia de individuos de origen desconocido, y mantenidos en cautividad en zoológicos y centros de recuperación a lo largo de la geografía europea, demostraron traslocaciones de larga distancia dentro de esta

especie, posiblemente debido al tráfico ilegal y la recogida de ejemplares por turistas en sus lugares de origen. Fueron los países centroeuropeos, y en particular Alemania, el destino principal de estas translocaciones (Velo-Antón *et al.*, 2011b), y existen también evidencias de animales trasladados dentro de la península ibérica, aunque no se detectaron ejemplares procedentes de las poblaciones del norte de África (Velo-Antón *et al.*, 2007).

En las islas Baleares, *E. orbicularis* se encuentra principalmente en la Albufera (Mallorca), aunque en los últimos años se han encontrado algunos ejemplares aislados en la cuenca del Torrent de na Borges. En el siglo pasado habitaba también en la Marina de Magalluf, pero debido al desarrollo urbanístico de la zona se extinguió la población (Mayol, 1985). En Menorca se distribuye prácticamente por toda la isla, excepto en algunas zonas centrales (Pérez-Mellado, 2005). Estas poblaciones insulares son un ejemplo de introducciones históricas, posiblemente de la época de los romanos (Braitmayer *et al.*, 1998; Fritz *et al.*, 1998). Esta hipótesis es apoyada por la ausencia de diferenciación morfológica y genética (Fritz *et al.*, 1998), la cual sería esperada si las poblaciones de las islas Baleares estuviesen aisladas desde la formación de la isla hace 5,5 millones de años. Estudios genéticos independientes han identificado haplotipos procedentes de las subespecies *E. o. galloitalica* y *E. o. orbicularis* (Lenk *et al.*, 1999; Fritz *et al.*, 2007; Velo-Antón *et al.*, 2008, 2015b), confirmando la existencia de al menos dos introducciones independientes en las islas Baleares.

En resumen, las poblaciones ibéricas de *E. orbicularis* pueden considerarse autóctonas, aunque de origen relativamente reciente. La mayor parte de las poblaciones ibéricas proceden de colonizaciones desde el continente africano, mientras que las del noroeste ibérico proceden también de colonizaciones a través de los

Pirineos. Sin embargo, las poblaciones de las islas Baleares son sin duda introducidas. No existen estudios que reflejen un posible impacto sobre la biodiversidad nativa (Ayres, 2015), y se considera como una especie integrada en los hábitats donde se localiza. En la península ibérica se han desarrollado numerosos programas de conservación para reforzar o reintroducir *E. orbicularis* en lugares donde parece haber desaparecido (Ayres *et al.*, 2013, Teixeira *et al.*, 2013). Sin embargo, esta especie continúa en regresión y está considerada como uno de los reptiles más amenazados de la península ibérica, urgiendo nuevas medidas que permitan no sólo mantener las actuales poblaciones, si no tratar de conectar las ya existentes para favorecer su viabilidad a largo plazo.

En las islas Baleares, pese a su condición de especie introducida, no supone una amenaza para la biota local y se encuentra plenamente integrada en los ecosistemas acuáticos epicontinentales. *A priori*, no requiere de ninguna acción específica para controlar o reforzar sus poblaciones. Sin embargo, es recomendable un seguimiento de las poblaciones como indicador del estado de conservación de los espacios naturales en los que está presente. En este sentido, actualmente se están realizando varios estudios demográficos y de uso del hábitat en la población de s'Albufera de Mallorca (UIB & AEN, datos no publicados), así como el seguimiento a largo plazo en algunas poblaciones menorquinas en el marco del Plan de conservación de la Biodiversidad de la Reserva de la Biosfera (CIME, datos no publicados).

REFERENCIAS

- Ayres, C. 2015. Galápagos europeo – *Emys orbicularis*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 01 noviembre 2015]
- Ayres, C., Alvarez, A., Ayllon, E., Bertolero, A., Buenetxea, X., Cordero-Rivera, A., Curco-Masip, A., Duarte, J., Farfan, M. A., Ferrández, M., Franch, M., Fortuño, L., Guerrero, J., Hernández-Sastre, P.L., Lacomba, I., Lorente, L., Miguélez-Carvalho, D., Pinya, S., Rada, V., Romero, D., Sánchez, J., Sancho, V & Valdeon, A. 2013. Conservation projects for *Emys orbicularis* in Spain. *Herpetology Notes*, 6: 157-164.
- Braitmayer, N., Fritz, U., Mayol, J. & Pieh, A. 1998. Die Europäische Sumpfschildkröte (*Emys orbicularis*) Menorca. *Elaphe*, 6: 57-60.
- Fritz, U. & Chiari, Y. 2013. Conservation actions for European pond turtles – a summary of current efforts in distinct European countries. *Herpetology Notes*, 6: 105.
- Fritz, U., Fattizzo, T., Guicking, D., Tripepi, S., Pennisi, M.G., Lenk, P., Joger, U. & Wink, M. 2005. A new cryptic species of pond turtle from southern Italy, the hottest spot in the range of the genus *Emys* (Reptilia, Testudines, Emydidae). *Zoologica Scripta*, 34: 351-371
- Fritz, U., Guicking, D., Kami, D., Arakelyan, M., Auer, M., Ayaz, D., Ayres Fernández, C., Bakiev, A.G., Celani, A., Džukić, G., Fahd, S., Havaš, P., Joger, U., Khabibullin, V.F., Mazanaeva, L.F., Široký, P., Tripepi, S., Valdeón Vélez, A., Velo-Antón, G. & Wink, M. 2007. Mitochondrial phylogeography of European pond turtles (*Emys orbicularis*, *Emys trinacris*) - an update*. *Amphibia-Reptilia*, 28: 418-426.
- Fritz, U., Pieh, A., Lenk, P., Mayol, J., Sättle, B. & Wink, M. 1998. Is *Emys orbicularis* introduced to Majorca?. *Mertensiana*, 10: 122-133.
- Lenk, P., Fritz, U., Joger, U. & Wink, M. 1999. Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). *Molecular Ecology*, 8: 1911-1922.
- Mayol, J. 1985. *Reptils i amfibis de les Balears*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Pedall, I., Fritz, U., Stuckas, H., Valdóon, A. & Wink, M. 2011. Gene flow across secondary contact zones of the *Emys orbicularis* complex in the Western Mediterranean and evidence for extinction and re-introduction of pond turtles on Corsica and Sardinia (Testudines: Emydidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 49: 44-57.
- Pérez-Mellado, V. 2005. Amfibis i rèptils. 117-295. In: Vidal-Hernández, J. (coord.), *Enciclopedia de Menorca. Tom V. Vertebrats. Vol 2: Peixos, amfibis i rèptils*.
- Sommer, R.S., Lindqvist, C., Persson, A., Bringsøe, H., Rhodin, A.G.J., Schneeweiss, N., Široký, P., Bachmann, L. & Fritz, U. 2009. Unexpected early extinction of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in Sweden and climatic impact on its Holocene range. *Molecular Ecology*, 18: 1252-1262.
- Stuckas, H., Velo-Antón, G., Fahd, S., Kalbousi, M., Rouag, R., Arculeo, M., Marrone F., Sacco, F., Vamberger, M. & Fritz, U. 2014. Where are you from, stranger? The enigmatic biogeography of North African pond turtles (*Emys orbicularis*). *Organisms Diversity & Evolution*, 14: 295-306.
- Teixeira, J., Martins, B., Palhas, J., Alves, A. & Azevedo, F. 2013. Conservation activities for the European pond

- turtle (*Emys orbicularis*) in Portugal. *Herpetology Notes*, 6: 153–155.
- Velo-Antón, G., Godinho, R., Ayres, C., Ferrand, N. & Cordero Rivera, A. 2007. Assignment tests applied to relocate individuals of unknown origin in a threatened species, the European Pond Turtle (*Emys orbicularis*). *Amphibia-Reptilia*, 28: 475–484.
- Velo-Antón, G., García-París, M. & Cordero Rivera, A. 2008. Patterns of nuclear and mitochondrial DNA variation in Iberian populations of *Emys orbicularis* (Emydidae): conservation implications. *Conservation Genetics*, 9: 1263–1274.
- Velo-Antón, G., Becker, C.G. & Cordero-Rivera A. 2011a. Turtle Carapace Anomalies: The Roles of Genetic Diversity and Environment. *PLoS ONE*, 6: e18714. doi:10.1371/journal.pone.0018714.
- Velo-Antón, G., Wink, M., Schneeweiss, N. & Fritz, W. 2011b. Native or not? Tracing the origin of wild-caught and captive freshwater turtles in a threatened and widely distributed species (*Emys orbicularis*). *Conservation Genetics*, 12: 583–588.
- Velo-Antón, G., el Marnisi, B., Fritz, U., & Fahd, S. 2015a. Distribution and conservation status of *Emys orbicularis* in Morocco. *Vertebrate Zoology*, 65: 131–135.
- Velo-Antón, G., Pereira, P., Fahd, S., Teixeira, J., & Fritz, U. 2015b. Out of Africa: did *Emys orbicularis occidentalis* cross the Strait of Gibraltar twice? *Amphibia-Reptilia*, 36: 133–140.

El camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*) en la península ibérica

Carmen Díaz-Paniagua¹ & José Antonio Mateo²

¹ Estación Biológica de Doñana-CSIC. Avda. Américo Vespucio, s/n. 41092 Sevilla. C.e.: poli@ebd.csic.es

² Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca.

En la actualidad, el área de distribución de *Chamaeleo chamaeleon* (Figura 1) en la península ibérica es discontinua, con una superficie de ocupación que supera los 400 km² (Mellado *et al.*, 2001). Se reconocen tres núcleos con cierta continuidad geográfica y asociados a la franja litoral meridional (Blasco *et al.*, 1985; Cuadrado & Rodríguez de los Santos, 1990; Mellado *et al.*, 2001). El núcleo más oriental tiene su centro de gravedad en la comarca de la Axarquía (provincia de Málaga, 331km²; Mellado *et al.*, 2001) y es el único en el que puede encontrarse la especie por encima de los 200 msnm, alcanzando en ocasiones cotas superiores a 800 msnm (Mellado *et al.*, 2001). El núcleo central cubre unos 74 km² en una estrecha banda litoral de la provincia de Cádiz que va desde Barbate hasta la desembocadura del río Guadalquivir (Mellado *et al.*, 2001). El tercer núcleo está compuesto por las poblaciones del Algarve, que se alinean en una estrecha franja costera situada entre la desembocadura del río Guadiana y

la localidad de Lagos, donde alcanzan elevadas densidades (Miraldo *et al.*, 2005). Algunos autores han considerado, además, un cuarto núcleo formado por varias poblaciones localizadas al oeste de la ciudad de Huelva entre las que, sin embargo, no existe continuidad geográfica (Blasco *et al.*, 1985; Mellado *et al.*, 2001). Finalmente, se han descrito otras poblaciones aisladas y más o menos alejadas de los tres núcleos principales que seguían siendo viables a principios de siglo XXI; se encuentran en los alrededores de las ciudades de Almería, Cartagena, Jerez de la Frontera y en otros puntos de las provincias de Murcia, Alicante, Cádiz y Granada (Mellado *et al.*, 2001).

El origen de *C. chamaeleon* de la península ibérica ha sido objeto de largos debates en los que se ha discutido si era una especie voluntariamente introducida por el hombre desde el norte de África, o si, por el contrario, es un reptil autóctono en algunas regiones andaluzas (Gadow, 1901; Bons, 1973; Blasco *et al.*,

1985). Sabemos que hace 4.500 años ya había camaleones en la Axarquía, y se ha llegado a sugerir por ello que podría haber colonizado pasivamente la orilla septentrional del Mediterráneo (Talavera & Sanchíz, 1983). Su presencia en el extremo oriental de la provincia de Málaga también ha sido regularmente registrada en los escritos, y ya en el siglo XVIII el canónigo Cristóbal Medina (bajo el nombre de Cecilio García de la Leña [1789]) los citaba en la localidad de Cútar y en otros pueblos cercanos. Luego, mediado el siglo XIX, Martínez-Montes (1852) habló de los camaleones de Veléz-Málaga y de los montes que rodean a la ciudad de Málaga. De las poblaciones gaditanas también nos han llegado algunas noticias antiguas: Isidoro de Sevilla (636) ya hacía una referencia no muy precisa a esa población en sus Etimologías, y algunos documentos fechados en 1658 hablan de la abundancia de

camaleones en el pago de Rompeserones, una finca cercana a Sanlúcar de Barrameda de la que salieron los individuos que luego se soltaron en el norte de Tenerife (Mateo *et al.*, 2011; datos no publicados del Archivo de la Casa de Medina Sidonia). Algo más tarde, Machado (1859) ya lo consideraba una especie trivial en el litoral gaditano. Más recientes parecen ser, sin embargo, las poblaciones más occidentales que, según Themido (1945), podrían haber sido introducidas a principios del siglo XX (Paulo *et al.* [2002] sugieren que la llegada debió ocurrir algo más temprano).

Los estudios comparativos de secuencias de ADN, llevados a cabo hasta la fecha con un tamaño muestral reducido han revelado que los individuos procedentes de Málaga y Cádiz son genéticamente similares a los que se encuentran en las poblaciones de Argelia y el noreste de Marruecos, mientras que los del Algarve resul-

Foto C. Díaz-Paniagua



tan muy parecidos a los de las poblaciones del litoral atlántico marroquí (Bautista, 1996; Díaz-Paniagua *et al.*, 1999a; Paulo *et al.*, 2002). Esas coincidencias y el hecho de no haberse encontrado haplotipos ibéricos característicos apuntan al carácter introducido de la especie en el sur de España y Portugal (Paulo *et al.*, 2002; Mateo *et al.*, 2011), pero también podrían estar influidos por las continuas translocaciones de *C. chamaeleon* que se han realizado a lo largo de su área de distribución, especialmente en el último siglo, un trasiego que incrementa la confusión acerca del origen de esas poblaciones.

A diferencia de lo que ocurre en el norte de África (Bons & Geniez, 1996), la mayor parte del área ocupada por *C. chamaeleon* en la península ibérica coincide con áreas sometidas a un fuerte impacto humano (Hódar *et al.*, 2000; Mellado *et al.*, 2001). En algunos casos, las mayores densidades de esta especie se encuentran en huertos y pequeños cultivos, donde los lugareños consideran beneficiosa su presencia y trasladan activamente ejemplares de un sitio a otro en su provecho. Ese, por ejemplo, fue el origen de los que existieron en el sur de Doñana donde, a mediados del siglo XX, los pobladores de las chozas de las Marismillas traían regularmente camaleones desde la otra orilla del río Guadalquivir para liberarlos en sus huertos, en un intento de controlar posibles plagas de insectos. En otros casos, las poblaciones de *C. chamaeleon* se concentran junto a zonas urbanizadas asociadas al turismo de playa, donde con frecuencia son capturados y mantenidos en cautividad (Mellado *et al.*, 2001). No es raro que cuando los veraneantes vuelven a sus localidades de residencia habitual lleven consigo algún ejemplar, convirtiéndose entonces en un vector efectivo de dispersión. El final del verano se convierte así en una época en la que el número de *C. chamaeleon* requisados se dispara (e.g., en

ese periodo del año 1997 la Agencia del Medio Ambiente de la Junta de Andalucía confiscó más de 400 individuos; Mellado *et al.*, 2001). En esa misma época del año se requisan también la mayor parte de los ejemplares encontrados en puntos alejados del área de distribución descrita, como Valencia, Alicante, Mallorca, Madrid, Zaragoza o A Coruña (C. Díaz-Paniagua & J.A. Mateo, datos no publicados).

La enorme fecundidad de *C. chamaeleon* (una hembra puede llegar a poner 40 huevos en una sola puesta; Díaz-Paniagua *et al.*, 2002), hace posible que la translocación de un solo ejemplar grávido pueda llegar a conformar, al menos en teoría, un pequeño núcleo poblacional. Ese podría ser el caso de las poblaciones detectadas en los últimos años en algunos puntos del litoral de las provincias de Granada, Almería, Cádiz o Huelva (Mellado *et al.*, 2001), e incluso en algunos parques de los alrededores de Sevilla (C. Díaz-Paniagua & J.A. Mateo, datos no publicados).

Pero, introducido por la mano del hombre en Andalucía y el Algarve o colonizador tardío de la orilla septentrional del Mediterráneo y siempre sometido a continuas translocaciones, *C. chamaeleon* es un reptil cuya persistencia en la historia ha determinado que los habitantes de la Axarquía y del litoral atlántico gaditano lo consideren en la actualidad una especie propia y característica de su fauna (Mellado *et al.*, 2001; Mateo *et al.*, 2011).

Tal vez por eso, y a pesar de que ya había autores a favor (Bons, 1973) y en contra (Gadow, 1901) del carácter autóctono de las poblaciones ibéricas, en 1973 *C. chamaeleon* fue considerado uno de los tres reptiles protegidos por la ley en España (Decreto 2573/1973 de 5 de octubre; <https://www.boe.es/boe/dias/1973/10/18/pdfs/A20138-20139.pdf>; acceso: 7 noviembre 2015). En la actualidad sigue siendo una especie protegida, pero

su estatus de conservación es motivo de controversia: el primer Libro Rojo de la Fauna Española lo consideró una especie En Peligro (Blanco & González, 1992), mientras que en el segundo Libro Rojo fue incluido entre las especies Casi Amenazadas (Cuadrado, 2002), después de que se tuvieran en cuenta los datos de abundancia estimados por Mellado *et al.* (2001) y de que se le diera cierta importancia a su reciente expansión. Sin embargo, en esa misma recalificación se consideró que las poblaciones de Cádiz y Huelva eran Vulnerables, suponiendo su regresión. El Libro Rojo de Andalucía (Franco & Rodríguez de los Santos, 2001) también consideró a *C. chamaeleon* entre las especies Casi Amenazadas, aunque añadió que las poblaciones malagueñas también se encontraban en franca regresión. A nivel global, la UICN considera que, debido a su amplia distribución, su abundancia y al supuesto carácter introducido de las poblaciones europeas, *C. chamaeleon* debe estar entre las especies de Preocupación Menor (Vogrin *et al.*, 2012). En cualquier caso, y sea o no una especie autóctona genéticamente contaminada o una alóctona llegada durante el Neolítico, debe ser considerada como una de esas especie criptogénicas (*sensu* Carlton, 1996) para las que no deben descartarse medidas de conservación dirigidas a dar estabilidad a las poblaciones más arraigadas.

Chamaeleo chamaeleon es una especie de hábitos arborícolas que no parece presentar interferencias con otras especies de vertebrados, por lo que su presencia no se considera una amenaza para otras especies sensibles del área que ocupa y no parece alterar significativamente su hábitat. Por eso, si se acepta que es una especie integrante de la herpetofauna ibérica, como proponen lugareños, administraciones y algunas ONGs, habría que empezar revisando una por una las calificaciones y recalificaciones realizadas en los últimos años para resolver las contradicciones generadas.

La prolongada persistencia de los dos núcleos principales españoles indica que la particular estructura del hábitat en el que vive tiene mucha importancia para la conservación de *C. chamaeleon*. Sin embargo, en la actualidad, tanto la comarca de la Axarquía como el litoral gaditano se encuentran inmersos en profundas alteraciones determinadas por el aumento de la presión humana que suelen traducirse en cambios paisajísticos irreversibles y en la pérdida de hábitats apropiados para esta especie (Hódar *et al.*, 2000; Díaz Paniagua *et al.*, 2002). En esos casos, un plan de manejo razonable de las poblaciones puede convertirse, finalmente, en una herramienta adecuada para la conservación de paisajes severamente amenazados.

En ese caso resulta preciso recordar que *C. chamaeleon* es un reptil con una vida relativamente corta, una elevada fecundidad y un periodo larguísimo de incubación, en el que el éxito de la eclosión de las puestas se erige como la variable más determinante de su estabilidad poblacional, por encima incluso de la supervivencia de los adultos (Díaz-Paniagua *et al.*, 1999a, b, 2002). Por eso, cualquier plan que tenga como objetivo la mejora del hábitat no solo debe conservar o recuperar el soporte arbustivo para los adultos, sino que también debe mantener condiciones adecuadas para el desarrollo de las puestas (Díaz-Paniagua *et al.*, 1999a). La combinación de una densidad media de arbustos con suelos de amplia exposición al sol en una misma área, además de aumentar la probabilidad de eclosión de los huevos, reduce el riesgo de atropello de las hembras que no necesitarían alejarse para encontrar zonas apropiadas de puesta (Díaz Paniagua *et al.*, 2002).

Las peculiaridades demográficas que caracterizan a *C. chamaeleon* (elevada mortalidad de adultos, alta fecundidad en las hembras y largo periodo de incubación de los huevos) son también responsables de que los censos

rápidos y los programas de cría en cautividad resulten ineficaces e inadecuados.

Las enormes fluctuaciones que pueden sufrir sus poblaciones y la diferente respuesta de huevos y adultos a las condiciones ambientales determinan que las tendencias poblacionales sólo puedan establecerse mediante censos a largo plazo (Díaz-Paniagua *et al.*, 2002). Así, durante los años secos la tasa de eclosión de los huevos que fueron puestos el otoño anterior aumentará y la supervivencia de las hembras se reducirá, mientras que cuando el año es lluvioso ocurrirá todo lo contrario, lo que da lugar a importantes variaciones en los efecti-

vos numéricos de una población en función de las condiciones ambientales de cada año (Díaz-Paniagua *et al.*, 1999a, b). Esas mismas razones determinan que la aparición de nuevas poblaciones en áreas alejadas de los núcleos principales deba ser interpretada con prudencia, y no necesariamente como un proceso de expansión exitoso de la especie.

Finalmente, queda por decir que el refuerzo de las poblaciones con programas de cría en cautividad sólo tiene éxito si los ejemplares son liberados en áreas en las que haya puntos óptimos para la incubación natural, en cuyo caso esos programas se hacen totalmente innecesarios.

REFERENCIAS

- Bautista, J.M. 1996. Estudio filogenético molecular de las poblaciones autóctona y alóctonas de tortuga mora y camaleón común en Andalucía. Informe no publicado. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Blanco, J.C. & Gonzalez, J.L. 1992. *El libro rojo de los vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid.
- Blasco, M., Cano, J., Crespillo, E., Escudero, J.C., Romero, J. & Sánchez, J.M. (eds.). 1985. *El camaleón común (Chamaeleo chamaeleon) en la península ibérica*. Monografía nº 43, Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- Bons, J. 1973. Herpetologie marocaine. II. Origines, evolution et particularites du peuplement herpetologique du Maroc. *Bulletin Société Scientifique Naturelle et Physique du Maroc*, 53: 64-110.
- Bons, J. & Geniez, Ph. 1996. *Amphibiens et Reptiles du Maroc*. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Carlton, J. 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, 77: 1653-1655.
- Cuadrado, M. 2002. *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758). Camaleón común. 160-162. *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. Madrid.
- Cuadrado, M. & Rodríguez de los Santos, M. 1990. *El camaleón común Chamaeleo chamaeleon en Andalucía. Distribución y Conservación*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Díaz-Paniagua, C., Cuadrado, M., Gaona, P., Mateo, J.A., Blázquez, M.C., Andreu, A.C., Keller, C. & Gómez, J.J. 1999a. Estudio de las poblaciones de Camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon*) en Andalucía: bases para el manejo y conservación de la especie. Parte I: Biología y dinámica de las poblaciones. Informe técnico no publicado. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- Díaz-Paniagua, C., Blázquez, C., Mateo J.A., Cuadrado M. & Gaona, P. 1999b. Estudio de las poblaciones de Camaleón Común (*Chamaeleo chamaeleo* L.) en Andalucía: importancia de las tasas de eclosión. 44-47. *In: Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía: Resultados de los proyectos de investigación realizados al amparo de Acuerdo Marco suscrito entre la Consejería de Medio Ambiente y la Estación Biológica de Doñana (1995-1999)*. Junta de Andalucía. CMA/CSIC. Sevilla..
- Díaz-Paniagua, C., Cuadrado, M., Blázquez, M.C. & Mateo, J. A. 2002. Reproduction of *Chamaeleo chamaeleon* under contrasting environmental conditions. *Herpetological Journal*, 12: 99-104.
- Franco A. & Rodríguez de los Santos, M. 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- Gadow H. 1901 (reimpresión 1909). *Amphibians and Reptiles*. The Cambridge Natural History. MacMillan & Co. Londres.
- García de la Leña, C. 1789. Conversaciones Históricas Malagueñas o *Materiales de Noticias Seguras para formar la Historia Civil, Natural y Eclesiástica de la Muy Ilustre Ciudad de Málaga*. Imprenta y Librería de Ambrosio Rubio. Málaga.
- Hódar J.A., Pleguezuelos J.M. & Poveda J.C. 2000. Habitat selection of the common chameleon *Chamaeleo chamaeleon* (L.) in an area under development in southern Spain: implications for conservation. *Biological Conservation*, 94: 63-68.
- Isidoro de Sevilla. 636 (edición 2004). *Etimologías* (edición bilingüe latín-español). Biblioteca de Autores Cristianos. Madrid.
- Machado, A. 1859. *Erpetologia Hispalensis seu catalogus methodicus reptilium et amphibiorum in provincia hispalensi viventium. Memorias de la Real Academia de Ciencias*, 4: 561-573.
- Martínez-Montes, V. 1852. *Topografía Médica de la Ciudad de Málaga*. Círculo Literario. Málaga.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España. Historia y evolución de

- una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Mellado, J., Giménez, L., Gómez, J.J. & Sanjuán, M. 2001. *El camaleón en Andalucía. Distribución actual y amenazas para su supervivencia*. Colección Rabeta Ruta, 6. Fundación alcalde Zoilo Ruiz-Mateos. Rota.
- Miraldo, A., Pinto, I., Pinheiro, J., Rosario, I., Maymone, M. & Paulo, O.S. 2005. Distribution and conservation of the common chameleon, *Chamaeleo chamaeleon*, in Algarve, southern Portugal. *Israel Journal of Zoology*, 51: 157-164.
- Paulo, O.S., Pinto, I., Bruford, M.W., Jordan, W.C. & Nichols, R.A. 2002. The double origin of Iberian peninsular chamaeleons. *Biological Journal of the Linnean Society*, 75: 1-7.
- Talavera, R.R. & Sanchíz, B. 1983. Restos holocénicos del camaleón común *Chamaeleo chamaeleon* (L.) de Málaga. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Geol.)*, 81: 81-84.
- Themido A.A. 1945. Sobre a existência em Portugal de Camaleão vulgar, *Chamaeleo chamaeleon chamaeleon* (L.). *Memória e estudos do Museu Zoológico da Universidade de Coimbra*, 166: 1-4.
- Vogrin, M., Corti, C., Pérez Mellado, V., Sá-Sousa, P., Cheylan, M., Pleguezuelos, J., Baha El Din, S. & Al Johany, A.M.H. 2012. *Chamaeleo chamaeleon*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012 Consultado el 16 October 2015. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T157246A743434.en>> [Consulta: 16 octubre 2015].

La salamanquesa rosada (*Hemidactylus turcicus*) en la península ibérica, islas Baleares e islas Canarias

Salvador Carranza¹ & Oscar Arribas²

¹ Institute of Evolutionary Biology (CSIC-UPF). Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. 08003 Barcelona. C.e.: salvadorcarranza@ibe.upf-csic.es

² Avenida Francisco Cambó, 23. 08003 Barcelona.

Estudios recientes en los que se revisa el complejo de especies pertenecientes al género de *Hemidactylus* del Mediterráneo Oriental (“Near East” del Mediterráneo) utilizando filogenias moleculares indican que la salamanquesa rosada, *Hemidactylus turcicus*, se habría originado en la zona de la actual Turquía (*sensu lato*) hace unos 5 millones de años, lugar desde el que posteriormente se habría extendido hacia el Oeste, hasta ocupar de forma continua las dos orillas de la cuenca Mediterránea Occidental, así como numerosas islas mediterráneas como las islas Baleares, Córcega, Cerdeña, Sicilia, Malta, Creta, Chipre y gran cantidad de islotes de los mares Tirreno, Adriático y Egeo (Figura 1) (Geniez, 2002; Carranza & Arnold, 2006; Sindaco & Jeremčenko, 2008; Agasyan *et al.*, 2009; Moravec *et al.*, 2011; Rato *et al.*, 2011; Šmíd *et al.*, 2013). En Asia continental, la distribución conocida de *H. turcicus* ha sido motivo de numerosos cambios debido especialmente a su confusión con la especie

Hemidactylus robustus y otros taxones afines. Sin embargo, diversas revisiones taxonómicas recientes del complejo de *H. turcicus* *sensu lato* parecen indicar que *H. turcicus* estaría presente también en el Líbano, Israel y Egipto, encontrándose en Siria y Jordania las especies *Hemidactylus lavadeserticus*, *Hemidactylus mindiae* y *Hemidactylus dawudazraqi* (todas ellas consideradas previamente como parte de *H. turcicus*) (Moravec *et al.*, 2011; Carranza & Arnold, 2012; Šmíd *et al.*, 2013). Un estudio reciente llevado a cabo por Šmíd *et al.* (2015) utilizando datos moleculares y morfológicos rechaza a la subespecie *H. turcicus spinalis* de la isla Addaia Gran (islas Baleares) y la sinonimizan con las demás *H. turcicus*. Por lo tanto, en estos momentos *H. turcicus* no presentaría ninguna subespecie aceptada a lo largo de su amplia distribución geográfica, lo que refleja su relativa uniformidad morfológica y genética. En África continental, *H. turcicus* está presente en toda la costa mediterránea y se

Foto Joan Maluquer



Figura 1: *Hemidactylus turcicus*. Ciudad de Barcelona. Presumiblemente y desde la antigüedad, el área de la especie se ha extendido a favor del comercio marítimo y los puertos de importante tránsito del Mediterráneo

extiende hacia el sur a través del valle del Río Nilo hasta la frontera con Sudán, donde se encuentran las poblaciones más meridionales (Sindaco & Jeremčenko, 2008). Aparte de su distribución circum-mediterránea, *H. turcicus* ha sido introducida en algunas islas atlánticas y regiones tropicales y templadas del continente americano en fechas posteriores al inicio del transporte marítimo entre Europa y América (Geniez, 2002; Carranza & Arnold, 2006; Mateo *et al.*, 2011).

Estudios genéticos utilizando genes mitocondriales identificaron dos linajes poco diferenciados: el clado A, casi sin variabilidad genética y distribuido exclusivamente por Europa, desde Turquía hasta la península ibérica, incluyendo algunas islas griegas, Lampedusa, Córcega y Cerdeña; y el clado B, más variable genéticamente y distribuido por el norte de África y algunas zonas europeas, incluyendo también la península

ibérica - donde parece ser el clado predominante-, Croacia, Cerdeña, Grecia y Chipre (Carranza & Arnold, 2006; Moravec *et al.*, 2011; Rato *et al.*, 2011). Sin embargo, el clado A muestra unos niveles de variabilidad nucleotídica superiores en los genes nucleares que en los genes mitocondriales, sugiriendo que la falta de variabilidad mitocondrial del clado A podría ser debida a un barrido selectivo (“*selective sweep*”) similar al que afectó a *Tarentola mauritanica* y no sólo el resultado de una colonización reciente (Rato *et al.*, 2010, 2011).

En cuanto al registro fósil, los restos de *H. turcicus* son escasos. Existen restos atribuibles a *H. turcicus* en la costa Mediterránea de Francia, Italia y Cerdeña que podrían ir desde el Pleistoceno Medio hasta la actualidad, pero no hay una evidencia clara y unívoca debido a que o no hay seguridad en la distinción de los estratos, que abarcan buena parte del Pleistoceno y Holoceno, o están removidos y por

lo tanto los restos encontrados pudieran ser del Holoceno o incluso de periodos históricos (Bailón *et al.*, 1988; Bailon, 1991; Delfino, 2002, 2006; Sacchi & Delaguerre, 2011; Villa, 2015). En la península ibérica nunca se han descrito restos fósiles de *H. turcicus* (Blain, comunicación personal).

A lo largo de su área de distribución, *H. turcicus* ocupa principalmente áreas costeras cálidas y es una especie frecuentemente asociada a áreas urbanas, donde ocupa las paredes verticales de los edificios, así como muros de piedra seca y otras construcciones humanas. Es justamente por su carácter altamente antropófilo, su baja variabilidad genética y morfológica a lo largo de su gran área de distribución, y la ausencia clara de registro fósil anterior al Holoceno por lo que se ha considerado que esta especie ha sido introducida desde antiguo por el hombre en toda su área de distribución del Mediterráneo Occidental y, más recientemente, en algunas islas atlánticas y el continente americano como continuación de los mismos procesos de antropocoria, en paralelo al auge de las comunicaciones desde su área primitiva (Geniez, 2002; Mateo *et al.*, 2011). Según Mateo *et al.* (2011), la expansión de *H. turcicus* desde Asia (Turquía) a lo largo del Mediterráneo y su llegada a las islas Baleares y a la península ibérica parece estar asociada al inicio del comercio marítimo desarrollado durante la Edad Antigua (desde el s. V a.e.c.). Sin embargo, su llegada al archipiélago canario habría sido posterior a su conquista europea, entre los siglos XV y XVIII, siendo la cita más antigua de esta especie en las islas Canarias la de Viera y Clavijo (1799).

En la península ibérica *H. turcicus* se distribuye por todo el litoral mediterráneo, atlántico andaluz y sur de Portugal, incluyendo algunos islotes murcianos (Barón, Perdiguera y Ciervo) y la isla alicantina de Nueva Tabarca, y al parecer sigue colonizando nuevos territorios, habiéndose producido avances significativos en los valles de

los ríos Ebro, Guadiana y Guadalquivir, en áreas de Andalucía (por ejemplo la ciudad de Cádiz), Extremadura y Castilla-la Mancha (Mateo *et al.*, 2011; Rato, 2015, y referencias en ambos artículos). En el archipiélago balear se encuentra preferentemente en áreas litorales de Mallorca, Menorca, Ibiza, Formentera y Cabrera, así como en los islotes de Addaia Gran (Menorca), s'Illeta de Sòller (Mallorca) y Bleda Plana, Conillera y Llargá (Ibiza), faltando en al menos 79 islotes (Mayol, 1979; Mateo *et al.*, 2011). En las islas Canarias, *H. turcicus* fue introducida muy posiblemente a través de los principales puertos del archipiélago, encontrándose en Gran Canaria y Tenerife (Geniez, 2002). Según Pether *et al.* (2009) la especie fue observada en 1984 en Puerto del Rosario en la Isla de Fuerteventura, pero no ha vuelto a ser vista desde entonces. Mateo *et al.* (2011) indican que por lo general la especie se encuentra acantonada en los núcleos urbanos litorales, como los de Las Palmas, Telde, Arinaga, Maspalomas o Santa Cruz de Tenerife, aunque existen citas más hacia el interior, como por ejemplo en Santa Brígida en la isla de Gran Canaria.

Concluyendo, el género *Hemidactylus* es considerado como un grupo de gecónidos en expansión que consta de numerosas especies tanto de reproducción sexual como *H. turcicus*, como partenogenéticas como *Hemidactylus garnotii*, que se han expandido a través de largas distancias de la mano de hombre (antropocoria) (Carranza & Arnold, 2006). A pesar de ser una especie que probablemente ha llegado de forma relativamente reciente a la península ibérica, islas Baleares y especialmente a las islas Canarias, hasta el momento no se conocen casos en los que *H. turcicus* sea una amenaza para otras especies de reptiles o para la biodiversidad local. De hecho, se ha visto que cuando vive en sintopía con *Tarentola mauritanica*, *H. turcicus* se desplaza hacia hábitats más cerrados y cercanos

al suelo y, en definitiva, menos idóneos, apoyando la hipótesis de un desplazamiento espacial por competencia con *T. mauritanica* (Lisičić *et al.*, 2012; Rato, 2015), que además siempre suele ser

mucho más abundante. Por lo tanto, en la actualidad no parece ser necesario el desarrollo de medidas de mitigación de los impactos de esta especie sobre la biodiversidad nativa.

REFERENCIAS

- Agasyan, A., Avci, A., Tuniyev, B., Isailovic, J.C., Lymberakis, P., Andrén, C., Cogalniceanu, D., Wilkinson, J., Ananjeva, N., Üzümlü, N., Orlov, N., Podlousky, R., Tuniyev, S., Kaya, U., Vogrin, M., Corti, C., Pérez-Mellado, V., Sá-Sousa, P., Cheylan, M., Pleguezuelos, J., Baha El Din, S. & Varol Tok, C. 2009. *Hemidactylus turcicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: <e.T157261A5063993. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T157261A5063993.en>> [Consulta: 11 noviembre 2015].
- Bailon, S. 1991. *Amphibiens et reptiles du Pliocène et du Quaternaire de France et d'Espagne: mise en place et évolution des faunes*. Thèse de Doctorat. Université Paris VII, Paris. France.
- Bailón, S., Bour, R. & Rage, J.C. 1988. Quand les espèces de l'herpetofaune française sont-elles apparues? *Bulletin de la Société Herpétologique de France*, 45: 1-8.
- Carranza, S. & Arnold, E.N. 2006. Systematics, biogeography and evolution of *Hemidactylus* geckos (Reptilia: Gekkonidae) elucidated using mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 38: 531-545.
- Carranza, S. & Arnold, E.N. 2012. A review of the geckos of the genus *Hemidactylus* (Squamata: Gekkonidae) from Oman based on morphology, mitochondrial and nuclear data, with descriptions of eight new species. *Zootaxa*, 3378: 1-95.
- Delfino, M. 2002. *Erpetofauna italiana del Neogene e del Quaternario*. Tesi per il conseguimento del titolo di Dottore di Ricerca. Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia. Modena. Italia.
- Delfino, M. 2006. Il registro fossile della moderna erpetofauna italiana. 97-119. In: Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (eds), *Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia / Atlas of Italian Amphibians and Reptiles*. Societas Herpetologica Italica - Edizioni Polistampa. Firenze.
- Geniez, P. 2002. *Hemidactylus turcicus*. 584. 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. Madrid.
- Lisičić, D., Drakulić, S., Herrel, A., Dikić, D., Benković, B. & Tadić, Z. 2012. Effect of competition on habitat utilization in two temperate climate gecko species. *Ecological Research*, 27: 551-560.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 1-41.
- Mayol, J. 1979. Presencia de Geconids (Rept., Sauria) als illots balears. *Mayurqa*, 17: 167-173
- Moravec, J., Kratochvíl, L., Amr, Z.S., Jandzik, D., Šmíd, J. & Gvoždík, V. 2011. High genetic differentiation within the *Hemidactylus turcicus* complex (Reptilia: Gekkonidae) in the Levant, with comments on the phylogeny and systematics of the genus. *Zootaxa*, 2894: 21-38.
- Pether, J., Tera, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado, Consejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias. La Laguna.
- Rato, C. 2015. Salamanca rosada – *Hemidactylus turcicus*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*, Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 15 noviembre 2015].
- Rato, C., Carranza, S., Perera, A., Carretero, M.A. & Harris, D.J. 2010. Conflicting patterns of nucleotide diversity between mtDNA and nDNA in the Moorish gecko, *Tarentola mauritanica*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 56: 962-971.
- Rato, C., Carranza, S. & Harris, D.J. 2011. When selection deceives phylogeographic interpretation: The case of the Mediterranean house gecko (*Hemidactylus turcicus*) (Linnaeus, 1758). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 58: 365-373.
- Sacchi, R. & Delauguerre, M. 2011. *Hemidactylus turcicus*. 271-276. In: Corti, C., Capula, M., Luiselli, L., Sindaco, R., & Razzetti, E. (eds.), *Fauna d'Italia, vol. XLV, Reptilia*, Calderini. Bologna.
- Sindaco, R. & Jeremčenko, V.K. 2008. *The Reptiles of the Western Palearctic 1. Annotated Checklist and Distributional Atlas of the Turtles, Crocodiles, Amphisbaenians and Lizards of Europe, North Africa, Middle East and Central Asia*. Edizioni Belveder. Latina.
- Šmíd, J., Carranza, S., Kratochvíl, L., Gvoždík, V., Nasher, K.A. & Moravec, J. 2013. Out of Arabia: A complex biogeographic history of multiple vicariance and dispersal events in the gecko genus *Hemidactylus* (Reptilia: Gekkonidae). *PLoS ONE*, 8: e64018.
- Šmíd, J., Moravec, J., Zawadzki, M., & Van den Berg, M. 2015. One subspecies less for the European herpetofauna: the taxonomic and nomenclatural status of *Hemidactylus turcicus spinalis* (Reptilia: Gekkonidae). *Zootaxa*, 3911: 443-446.
- Viera y Clavijo, J. 1799. *Diccionario de Historia Natural de las Islas Canarias: Índice Alfabético Descriptivo de sus tres reinos Animal, Vegetal y Mineral. Edición 2005*, Nivaria Ediciones. La Laguna.
- Villa, A. 2015. A review of fossil gekkotians from the Neogene and Quaternary of Italy. 74. In: 63rd Symposium for Vertebrate Palaeontology & Comparative Anatomy & 24th Symposium of Palaeontological Preparation and Conservation with the Geological Curator' Group. Southampton.

La salamanquesa común (*Tarentola mauritanica*) en la península ibérica e islas Baleares

Catarina Rato

CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: catarina.rato@cibiouppt

Esta especie (Figura 1) es la salamanquesa más común en la cuenca del Mediterráneo Occidental, y se distribuye en todo el sur de Europa (península ibérica, Francia, Italia, los Balcanes y Grecia), el norte de África (Marruecos, Argelia, Túnez, Libia y Egipto), y la mayor parte de las islas del Mediterráneo (Vogrin *et al.*, 2009). Se sabe que *Tarentola mauritanica* se asocia frecuentemente a ambientes humanizados y esta estrecha relación con los seres humanos a veces conduce a introducciones accidentales de estos reptiles en nuevas áreas (Arnold & Ovenden, 2002). Tales desplazamientos implican flotar o, más habitualmente, la utilización de las balsas de vegetación flotante a través de largas distancias. Por ejemplo, *T. mauritanica* se ha introducido en las islas de Madeira (Báez & Biscoito, 1993), de Porto Santo (Jesus *et al.*, 2008), de Alborán (Paracuellos & Nevado, 2004) y Azores (Barreiros *et al.*, 2010; Rato *et al.*, 2015), pero también más lejos como en Montevideo (Uruguay), Buenos Aires (Argentina) (Achaval & Gudynas, 1983) y California (Estados Unidos) (Vogrin, *et al.*, 2009).

En España, *T. mauritanica* está ausente de la mayor parte de Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, norte de Castilla y León y de las montañas del este peninsular. Sin embargo, hay citas puntuales en numerosos puntos de esta franja del norte peninsular. En Galicia, por ejemplo, ha sido citada en Valedorras (Ourense) y Monforte de Lemos (Lugo) (Hódar, 2002; Salvador, 2014). Recientemente, fue encontrado en Tui

(Pontevedra) (Paramos & Ayres, 2007), Ponferrada (León) (Cabana & López-Bao, 2007) y en varias localidades de Ourense (Cabana, 2008). El nuevo atlas de Galicia recoge las citas existentes (Cabrita, 2011). También hay citas de *T. mauritanica* en la costa de Guipúzcoa y de Vizcaya (Gosá *et al.*, 2011) y en Álava (Tejado & Potes, 2011). Muchas de estas citas puntuales se deben al transporte accidental con mercancías (Cabana, 2008). Según Zaldívar (2000), su presencia en el tramo riojano del valle del río Ebro se debe a una colonización reciente siguiendo la vía de ferrocarril Bilbao-Zaragoza. Para más detalles sobre su distribución regional o provincial, consultar Salvador (2015). Como posible respuesta al cambio climático y consecuente incremento de temperatura, parece ser que la distribución de las poblaciones de *T. mauritanica* del sur de Francia se está expandiendo hacia el Norte (Geniez & Cheylan, 2012), donde las citas más recientes corresponden a animales localizados más hacia el interior.

Esta especie tiene una variabilidad genética muy alta en el norte de África, con al menos cuatro linajes diferentes (Harris *et al.*, 2004a, b; Rato *et al.*, 2012). Sorprendentemente, el patrón opuesto se observó en Europa, donde hay un solo haplotipo común con una distribución generalizada desde Portugal a Grecia (solo en Creta), incluyendo algunas islas del Mediterráneo como Menorca, Cerdeña, Córcega, pero también en Marruecos y Túnez (Harris, *et al.*, 2004a, b; Rato, *et al.*, 2012). Esto fue inicialmente considerado ser el resultado de una introducción muy reciente desde Túnez,

Figura 1: Macho adulto de *T. mauritanica* de Jaén.

Foto Catarina Rato



seguido por una rápida expansión por el sur de Europa (Harris *et al.*, 2004b). Sin embargo, el descubrimiento de poblaciones representantes de un linaje mitocondrial antiguo y exclusivo de la península ibérica parecía indicar que el haplotipo europeo se originó probablemente en Iberia y más tarde se extendió rápidamente a Túnez, Marruecos y al resto de Europa (Harris, *et al.*, 2004a; Perera & Harris, 2008). Las evidencias genéticas más recientes sugieren que el haplotipo ampliamente distribuido en Europa probablemente se originó en Marruecos (Rato *et al.*, 2010). Además, se propone que la baja variabilidad de ADN mitocondrial que caracteriza a las poblaciones europeas de *T. mauritanica* no es tan sólo el resultado de una colonización reciente, sino también de un proceso de selección (Rato *et al.*, 2010, 2013). De este modo, en la península ibérica las poblaciones del centro son endémicas y autóctonas mientras que las que se encuentran a lo largo de la costa sur, este e islas Baleares, son poblaciones introducidas desde Marruecos (Perera & Harris, 2008; Rato *et al.*, 2012). Las poblaciones autóctonas y alóctonas de *T. mauritanica* ocurren en simpatria, incluso en sintopía (Jaén, España) (Rato *et al.*, 2012), pero

no hay estudios hasta el momento sobre la existencia de hibridación entre ellas. Sin embargo, según las últimas evidencias genéticas de Rato *et al.* (2016), estos dos linajes deberían pertenecer a especies distintas. Si se hace una revisión taxonómica del género teniendo en cuenta estos resultados, las poblaciones introducidas deberían considerarse como *T. mauritanica* (Joger, 1984), y a las poblaciones autóctonas del centro de la península ibérica se les debería asignar un nuevo nombre específico.

Se supone que las poblaciones de *T. mauritanica* de las islas principales del archipiélago balear proceden del norte de África y que fueron introducidas por los comerciantes cartagineses durante el siglo IV a.e.c. (Mayol, 1985). La colonización de algunos de los islotes podría haber ocurrido durante el traslado de ganado a estas localidades (Frontera *et al.*, 2000), pues se han encontrado ejemplares en barcas de las islas Baleares (Mayol, 1985), o puede que la introducción sea todavía más antigua, hecha por las poblaciones humanas talaióticas (Pérez-Mellado, comunicación personal en Pleguezuelos, 2002), pueblos probablemente ori-

ginarios de la Ásia Menor que llegaron a las islas Baleares durante el siglo II a.e.c.

Hasta el momento no se conocen casos de amenaza a la biodiversidad local por parte de las poblaciones introducidas de *T. mauritanica*. Aunque hayan citas de casos de depredación sobre *Podarcis lilfordi* (Salvador, 1978), difícilmente

se puede responsabilizar a *T. mauritanica* de la extinción de este endemismo insular en las islas principales, ya que coexiste con ella en numerosos islotes (Pleguezuelos, 2002). Por lo tanto, en la actualidad no parece ser necesario el desarrollo de medidas de mitigación de los impactos de esta especie en la biodiversidad nativa.

REFERENCIAS

- Achaval, F. & Gudynas, E. 1983. Hallazgo de *Tarentola mauritanica* (L., 1758) (Lacertilia, Gekkonidae) en el Uruguay. *Boletín de la Sociedad Zoológica del Uruguay*, 1: 7-10.
- Arnold, E.N. & Oviden, D.W., 2002. *A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe*. Herper Collins. London.
- Barreiros, J.P., Elias, R.B., Lourenço, J., Dias, E. & Borges, P.A.V. 2010. First record of *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) (Reptilia; Gekkonidae) in the Azores. *Arquipélago Life and Marine Sciences*, 27: 73-75.
- Cabana, M. 2008. Nuevas citas de *Tarentola mauritanica* en Galicia: ¿especie alóctona o autóctona en la zona?. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 59-60.
- Cabana, M. & López-Bao, J.V. 2007. Nueva cita de *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) (salamanquesa común) en el noroeste de la península ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 66-67.
- Cabrita, M.A., 2011. *Atlas dos anfíbios e répteis de Galicia*. Sociedade Galega de Historia Natural. Santiago de Compostela.
- Frontera, M., Font, A., Forteza, V. & Tomas, P. 2000. Actividades Tradicionales. 259-272. In: Canseco, V.G. (eds.), *Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera*. Esgagnos. Talavera de la Reina.
- Geniez, P. & Cheylan, M., 2012. *Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes - Atlas biogéographique*. Biotope. Mèze.
- Gosá, A., Laza-Martínez, A., Crespo-Díaz, A., Sanz-Azkue, I., Valdeón, A. & Rubio, X. 2011. Reproducción de *Tarentola mauritanica* (L., 1758) en la costa vasca. *Munibe (Ciencias Naturales - Natur Zientziak)*, 59: 95-101.
- Harris, D.J., Batista, V., Carretero, M.A. & Ferrand, N. 2004a. Genetic variation in *Tarentola mauritanica* (Reptilia: Gekkonidae) across the Strait of Gibraltar derived from mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Amphibia-Reptilia*, 25: 451-459.
- Harris, D.J., Batista, V., Lymberakis, P. & Carretero, M.A. 2004b. Complex estimates of evolutionary relationships in *Tarentola mauritanica* (Reptilia: Gekkonidae) derived from mitochondrial DNA sequence. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 30: 855-859.
- Hódar, J.A. 2002. *Tarentola mauritanica*. 188-190. 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. Madrid.
- Jesus, J., Lemos, A., Gonçalves, R. & Brehm, A. 2008. First record of *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) on Porto Santo Island. *Herpetozoa*, 20: 175-177.
- Joger, U. 1984. Taxonomisch Revision der Gattung *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae). *Zoologische Beiträge*, 35: 129-174.
- Mayol, J., 1985. *Rèptils i Amfibis de les Balears. Manuals d'Introducció a la Naturalesa*. Editorial Moll. Palma de Mallorca.
- Paracuellos, M. & Nevado, J.C. 2004. *Tarentola mauritanica mauritanica* (Moorish Gecko). *Herpetological Review*, 35: 189.
- Paramos, M. & Ayres, C. 2007. Presencia de *Tarentola mauritanica* en el SO de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 51-52.
- Perera, A. & Harris, D.J. 2008. Genetic diversity in the gecko *Tarentola mauritanica* within the Iberian Peninsula. *Amphibia-Reptilia*, 29: 583-588.
- Pleguezuelos, J. 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles. 502-532. 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. Madrid.
- Rato, C., Carranza, S. & Harris, D.J. 2012. Evolutionary history of the genus *Tarentola* (Gekkota: Phyllodactylidae) from the Mediterranean Basin, estimated using multilocus sequence data. *BMC Evolutionary Biology*, 12: 10.1186/1471-2148-12-14.
- Rato, C., Carranza, S., Perera, A., Carretero, M.A. & Harris, D.J. 2010. Conflicting patterns of nucleotide diversity between mtDNA and nDNA in the Moorish gecko, *Tarentola mauritanica*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 56: 962-971.
- Rato, C., Perera, A., Carranza, S. & Harris, D.J. 2013. Evolutionary patterns of the mitochondrial genome in the Moorish gecko, *Tarentola mauritanica*. *Gene*, 512: 166-173.
- Rato, C., Resendes, R., Tristão da Cunha, R. & Harris, D.J. 2015. First record of *Tarentola substituta* Joger, 1984, and genetic identification of *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758) in the Azores. *Herpetozoa*, 27: 182-187.
- Rato, C., Harris, D.J., Carranza, S., Machado, L. & Perera, A. 2016. The taxonomy of the *Tarentola mauritanica* species complex (Gekkota: Phyllodactylidae): Bayesian species delimitation supports six candidate species. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 94: 271-278.
- Salvador, A. 1978. Materiales para una "Herpetofauna Balearica". 5. Las salamanguetas y tortugas del archipiélago de Cabrera. *Doñana. Acta Vertebrata*, 5: 5-17.
- Salvador, A. 2014. *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). 250-261. In: Salvador, A. (eds.), *Fauna Iberica. Reptiles*, 2^a

- edición revisada y aumentada. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. Madrid.
- Salvador, A. 2015. Salamancha común - *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 21 diciembre 2015].
- Tejado, C. & Potes, M.E. 2011. Primeros registros de *Tarentola mauritanica* (L. 1758) para el centro y norte de Álava. *Munibe (Ciencias Naturales - Natur Zientziak)*, 59: 87-93.
- Vogrin, M., Corti, C., Mellado, V.P., Sá-Sousa, P., Cheylan, M., Pleguezuelos, J., El Din, S.B. & Martínez-Solano, I. 2009. *Tarentola mauritanica*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.2. <<http://www.iucnredlist.org>> [Consulta: 1 Agosto 2014].
- Zaldívar, C. 2000. Distribución de la salamancha común *Tarentola mauritanica* en el tramo riojano del valle del Ebro. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 2-4.

La lisa dorada (*Chalcides viridanus*) en la isla de la Palma

José Antonio Mateo

Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

La lisa dorada, *Chalcides viridanus*, es un endemismo macaronésico cuya área de distribución natural incluye casi toda la isla de Tenerife, donde se le puede encontrar desde las áreas litorales termófilas hasta cotas superiores a 2.000 msnm (Báez, 1998; Mateo, 2002). También ha sido citada en los roques de Garachico, Anaga de Fuera y Anaga de Dentro, tres islotes muy próximos a Tenerife (Mateo, 2002).

De costumbres discretas, *C. viridanus* puede llegar a ser relativamente abundante en las medianías del norte de Tenerife, donde los vientos alisios permiten una cobertura vegetal relativamente importante. En las zonas litorales, en las laderas más áridas del sur de la isla, en los pinares de la corona forestal que rodea al Teide, e incluso dentro de los límites del Parque Nacional, tampoco sus densidades son sensiblemente menores (Báez, 1998; Mateo, 2002). Ni siquiera desaparece en la franja cubierta de laurisilva, donde ya faltan otras especies de reptiles autóctonos (Mateo, 2002).

La Palma es la única de las siete islas mayores que conforman el archipiélago Canario que no contaba hasta hace pocos años en su

fauna con alguna especie perteneciente al género *Chalcides* (Mateo *et al.*, 2007). Dadas la características bioclimáticas y ecológicas de La Palma, esta ausencia resulta, cuanto menos, sorprendente, aunque nunca se haya llegado a dar una hipótesis razonable, más allá de la juventud geológica de la isla, que la justifique (Carranza *et al.*, 2008).

Tal vez por eso, no sorprendió a casi nadie que hace pocos años se señalara la existencia de una población de *C. viridanus* (Figura 1) cerca de la localidad de los Llanos de Aridane (Pleguezuelos, 2002). Algunos años más tarde, Medina (2010) indicó que la población seguía siendo viable, sin llegar a añadir información suplementaria acerca de su posible expansión o regresión, o de la amplitud del área ocupada.

Aunque es muy probable que la población de *C. viridanus* de los Llanos de Aridane tenga su origen en una reciente introducción de ejemplares procedentes de Tenerife, también se ha especulado con la posibilidad de que fuera una especie palmera autóctona que, por causas desconocidas, hubiera sufrido una intensa regresión que la ha relegado a un pequeño reducto (Cabildo de La Palma,

2009). Por eso, antes de tomar cualquier medida dirigida al control de esa población, debería comprobarse tal posibilidad mediante análisis de ADN.

De demostrarse su carácter alóctono, las primeras medidas a tomar deberían ir dirigidas a conocer la extensión del área que ocupa esta especie en La Palma, sus tendencias demográficas y los posibles efectos ecológicos sobre la biota nativa. Sin embargo resulta previsible que, siendo una especie muy discreta y bien adaptada a las condiciones ecológicas que se dan en buena parte de La Palma, el control de este saurio resulte costoso, de efectos imprevisibles, y difícil de justificar.



Figura 1: Ejemplar de *C. viridanus* en La Palma.

REFERENCIAS

- Báez, M. 1998. *Chalcides viridanus* (Gravenhorst, 1851) – Kanarenskink. 215-227. In: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Vol. 6. Aula-Verlag. Wiebelsheim.
- Cabildo de La Palma. 2009. *Plan Insular de Ordenación – La Palma*. Memoria de Información. <http://www.piolp.es/pdfs/documentos/W02_01.pdf> [Consulta: 4 febrero 2016].
- Carranza, S., Arnold, E.N., Geniez, Ph., Roca, J.L. & Mateo, J.A. 2008. Radiation, multiple dispersal and parallelism in Moroccan skinks, *Chalcides* and *Sphenops* (Squamata: Scincidae), with comments on *Scincus* and *Scincopus* and the age of the Sahara Desert. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46: 1071-1094.
- Mateo, J. A. 2002. *Chalcides viridanus* (Gravenhorst, 1851). Lisa Dorada. 173-174. 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. Madrid.
- Mateo, J.A., Afonso, O.M. & Geniez, P. 2007. Los reptiles de Canarias, una nueva Sinopsis puesta al día. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 2-10.
- Medina, F.M. 2010. *Chalcides viridanus* (West Canary skink). *Herpetological Review*, 41: 106.
- Pleguezuelos J.M. 2002. Las Especies Introducidas de Anfibios y Reptiles. 501-532. 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. Madrid.

La lisa de Gran Canaria (*Chalcides sexlineatus*) en la isla de la Palma

José Antonio Mateo

Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

Como su nombre vernáculo indica, *Chalcides sexlineatus* es un endemismo de Gran Canaria, una isla en la que se puede encontrar a esta especie en una gran diversidad de hábitat,

desde el litoral a la cumbre y desde los barrancos más áridos a las húmedas laderas expuestas a los alisios (López-Jurado, 1998). Esta polivalencia ecológica va, además, asociada a una enorme va-

riabilidad morfológica que permite distinguir la procedencia aproximada de un ejemplar a partir de su coloración y su diseño (López-Jurado, 1998).

Precisamente son sus colores vivos y su relativa abundancia los que hacen de este reptil una especie muy apreciada entre aficionados a la terrariofilia, una condición que suele ir aparejada al trasiego irregular de individuos y a la creación de poblaciones fuera del área de su distribución natural (Mateo *et al.*, 2009).

Precisamente una de esas introducciones tuvo lugar a principio de los años 60 en La Palma, la única isla del archipiélago Canario que hasta entonces no contaba con ningún representante de la familia Scincidae (Carranza *et al.*, 2006; Medina, 2010). Según Medina (2010), en esa época tuvo lugar una liberación deliberada de al menos 60 ejemplares de esta especie cerca del caserío de la Florida (Término Municipal de Tazacorte). Los individuos liberados presentaban la coloración y

el diseño característicos de la subespecie *C. sexlineatus bistriatus* (dorso y cola pardos, dos bandas dorsolaterales más claras, y región gular y parte del vientre anaranjado intenso), morfología que indica que los fundadores procedían del norte de la isla de Gran Canaria. Medio siglo más tarde, Medina (2010) encontró varios ejemplares con esas mismas características en poco más de cuatro hectáreas de una finca platanera cercana a la localidad de la Florida y que supuestamente debían ser descendientes de aquellas lisas liberadas tiempo atrás. Algunos de los ejemplares encontrados eran juveniles, un hecho que sugería que la especie se estaba reproduciendo con éxito.

Chalcides sexlineatus (Figura 1) es por tanto, un reptil naturalizado en la isla de La Palma, donde mantiene una distribución puntual cuya extensión no parece haber cambiado en las últimas décadas. Su erradicación no debería, por esa razón, plantear demasiados problemas.

Figura 1: Dos ejemplares de *C. sexlineatus* en La Palma



Foto Félix Manuel Medina

REFERENCIAS

- Carranza, S., Arnold E.N., Geniez, Ph., Roca, J.L. & Mateo, J.A. 2008. Radiation, multiple dispersal and parallelism in Moroccan skinks, *Chalcides* and *Sphenops* (Squamata: Scincidae), with comments on *Scincus* and *Scincopus* and the age of the Sahara Desert. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 46: 1071-1094.
- López-Jurado, L.F. 1998. *Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891 - Gestreifter Kanarenskink, Gran Canaria-Skink. 201-213. In: Böhme, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*, Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, 6. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Mateo, J.A. 2002. *Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891; Lisa gran Canaria o lisa variable. 166-167. 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.
- Mateo J.A., Pérez-Mellado, V. & Martínez-Solano, I. 2009. *Chalcides sexlineatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T61487A12479057. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61487A12479057.en>>. [Consulta: 19 enero 2016].
- Medina F.M. 2010. *Chalcides sexlineatus bistriatus* (NCN). *Herpetological Review*, 41: 106.

El lagarto atlántico (*Gallotia atlantica*) en Gran Canaria

José Antonio Mateo

Black Market, Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

Gallotia atlantica (Figura 1) es un endemismo canario considerado autóctono en Lanzarote y Fuerteventura y en los islotes de Lobos, Graciosa, Montaña Clara, Alegranza y Roque del Este (García-Márquez & Mateo, 2002). Es una especie común y en ocasiones muy abundante considerada de Preocupación Menor (categoría UICN; García-Márquez & Mateo, 2002; Mateo *et al.*, 2007). Sólo la población del Roque del Este se considera amenazada por su pequeño tamaño (García-Márquez & Mateo, 2002).

Hasta la fecha se han señalado dos poblaciones de esta especie fuera de la distribución descrita: la primera es la que Peters & Doria (1882) situaban en los alrededores de Santa Cruz de Tenerife, y la segunda es la que un siglo más tarde Barquín & Martín (1982) descubrieron cerca de Arinaga (Gran Canaria; 27°52'05"N-15°24'37"O).

La primera de las dos poblaciones enumeradas seguiría existiendo hasta, al menos, las primeras décadas del siglo XX, después de lo cual nadie más ha vuelto a encontrar ejemplares de esta especie en Tenerife (Boulenger, 1920). Por el contrario, la



Figura 1: Ejemplar de *G. atlantica* procedente de Arinaga (Gran Canaria).

población señalada por Barquín & Martín (1982) sigue siendo viable, habiendo sido objeto de varios seguimientos desde su descubrimiento (Castroviejo *et al.*, 1985; López-Jurado *et al.*, 1986; García-Márquez & Mateo, 2002; Mateo *et al.*, 2009).

No existen indicios de que antes de 1981 *G. atlantica* estuviera presente en Gran Canaria, ni en el registro bibliográfico ni en el registro fósil (López-Jurado, 1985), por lo que se da por hecho que la población descrita por Barquín & Martín (1982) en las laderas de la montaña de Arinaga (término municipal de Agüimes) corresponda a una introducción reciente (Mateo *et al.*, 2007). Aún así, en 1985 se describió una subespecie con ejemplares procedentes de esta población sobre la base del inusual número de escamas dorsales y del collar, y del tamaño relativamente grande de los adultos (Castroviejo *et al.*, 1985). Los resultados biométricos obtenidos por Castroviejo *et al.* (1985) serían confirmados más tarde, justificando las diferencias encontradas por los efectos del Principio de Fundador (Pether *et al.*, 2009). Para entonces, hacía ya más de una década que la validez de la subespecie descrita por Castroviejo *et al.* (1985) había sido puesta en duda (López-Jurado *et al.*, 1995).

Quince años después de que la población de Arinaga fuera descubierta, González *et al.* (1996) demostrarían a partir del estudio comparativo de secuencias de ADN mitocondrial que la población de Gran Canaria había sido introducida y que los ejemplares fundadores habían llegado desde la isla de Lanzarote.

Los últimos censos llevados a término en la zona muestran que durante los meses de primavera y verano de 2009 la superficie ocupada por *G. atlantica* en la isla de Gran Canaria era de aproximadamente 0,825 km², repartidos entre las zonas conocidas como la Montaña de San Francisco, los invernaderos de Arinaga, el llano de Arinaga, Llanos Prietos, la Montaña de Arinaga y algunos solares del núcleo urbano de Arina-

ga. Sin embargo, el lagarto ya no estaba presente en algunas áreas en las que había estado años atrás, y faltaba en el polígono de Arinaga y en los alrededores de la localidad de Cruce de Arinaga (Castroviejo *et al.* 1985; Mateo, 2002).

En 1984 el llano y los arenales de Arinaga se internaban más de 4 km hacia el interior de la isla, llegando a atravesar la antigua carretera general que unía Las Palmas y Maspalomas (Pether *et al.*, 2009). En sus casi 5 km², la zona daba cobijo a una población de *G. atlantica* que había desplazado casi por completo a *Gallotia stehlini*, la especie autóctona, y que mostraba densidades variables dependiendo de la cobertura vegetal o la distancia a los invernaderos y las construcciones. La construcción en la zona de la autopista y de un polígono industrial y el incremento de la superficie cubierta de invernaderos determinaron que el área ocupada por *G. atlantica* cerca de Arinaga se redujera considerablemente hasta quedar en 1994 en menos de una sexta parte.

En 2009 ya no se pudo encontrar ni un solo ejemplar al oeste de la autopista (Pether *et al.*, 2009). Tampoco quedaban lagartijas en el polígono industrial, donde la especie *G. stehlini* había recuperado parte del territorio perdido, ocupando ahora las zonas ajardinadas y las escombreras (Pether *et al.*, 2009). El abandono de varios invernaderos permitió, sin embargo, que *G. atlantica* recolonizara las faldas de las montañas de San Francisco y Arinaga y los llanos adyacentes, aunque la pérdida de la vegetación característica del arenal determinó que las densidades se mantuvieran bajas (Pether *et al.*, 2009; Mateo *et al.*, 2011). Los censos llevados a cabo en esa época y una extrapolación de los resultados obtenidos a cada una de las zonas ocupadas por la especie han permitido establecer que la población de *G. atlantica* de Arinaga debe contar entre 50.000 y 150.000 individuos, dependiendo de factores tales como la superficie cubierta de inver-

naderos o la época del año (Pether *et al.*, 2009; Mateo *et al.*, 2011; datos inéditos).

En la actualidad, el polígono industrial de Arinaga supone una barrera infranqueable que impide a *G. atlantica* acceder a otras zonas favorables del sureste de la isla, mientras que la autopista GC-1 y el incremento de las construcciones en la localidad del Cruce de Arinaga tampoco permiten que se extienda hacia el Oeste (Pether *et al.*, 2009; Mateo *et al.*, 2011). Su única vía posible de expansión parece ser ahora el pasillo existente entre la autopista y la montaña del Cabrón que, al menos en teoría, permitiría que esta especie se expandiera hacia el Norte,

colonizando los llanos de Vargas. Sin embargo y por razones desconocidas, *G. atlantica* nunca ha avanzado hacia el Norte (Pether *et al.*, 2009).

Un programa de control de la población de *G. atlantica* de Arinaga debería comenzar por la adopción de medidas dirigidas a sellar la única vía de expansión que le queda a esta especie, antes de llevar a cabo un control exhaustivo basado en la disposición de baterías de trampas de caída cebadas con fruta en las áreas de máxima densidad (Mateo *et al.*, 2011). Esa medida se traduciría muy pronto en la disminución del número de individuos reproductores y en una fragmentación severa del área ocupada.

REFERENCIAS

- Barquín, J. & Martín, A. 1982. Sobre la presencia de *Gallotia* (= *Lacerta atlantica* (Peters y Doria, 1882) en Gran Canaria (Rept., Lacertidae). *Doñana, Acta Vertebrata*, 9: 377-380.
- Castroviejo, J., Mateo, J.A. & Collado, E. 1985. Sobre la sistemática de *Gallotia atlantica* (Peters y Doria, 1882). *Doñana. Acta Vertebrata, Publicación Ocasional*: 85.
- García-Márquez, M., & Mateo, J.A. 2002. *Gallotia atlantica* (Peters & Doria, 1882). 196-197. 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. Madrid.
- Gonzalez, P.F.P., Nogales, M., Jiménez, A.J. & Hernández, M. 1996. Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizard genus *Gallotia* (Sauria: Lacertidae), inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 6: 63-71
- López-Jurado, L.F. 1985. Los reptiles fósiles de la Isla de Gran Canaria (Islas Canarias). *Bonner zoologische Beiträge*, 36: 355-364.
- López-Jurado L.F., Cano, J. & Báez, M. 1986. Estudios sobre la herpetofauna Canaria 1. El cariotipo de *Gallotia simonyi* *stehlini* y de *G. atlantica* spp. en poblaciones de la Isla de Gran Canaria. *Amphibia-Reptilia*, 7: 259-270.
- López Jurado, L.F., Mateo, J.A. & Geniez, P. 1995. Los Fenotipos y subespecies de *Gallotia atlantica*. *Boletín de la Asociación Española de Herpetología*, 6: 2-6.
- Mateo J.A., Afonso, O.M. & Geniez, P. 2007. Los reptiles de Canarias, una nueva Sinopsis puesta al día. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 18: 2-10.
- Mateo J.A., Ayres C. & López-Jurado L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España; historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Peters W. & Doria, G, 1882. Le crociere dell'Yacht Corsaro del capitano armatore Enrico d'Albertis. I. Note erpetologiche e descrizione di una nuova specie di *Lacerta* delle Isole Canarie. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale di Genova*, 18: 431-434.
- Pether, J., Tera, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de Reptiles Canarias introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado. Gobierno de Canarias. La Laguna.

El lagarto tizón (*Gallotia galloti*) en Fuerteventura

José Antonio Mateo

Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

El lagarto tizón, *Gallotia galloti* (Figura 1), es un endemismo canario muy abundante en la mayor parte de su distribución natural, que incluye

las islas de Tenerife y La Palma. En esas islas se le puede encontrar desde las áreas litorales hasta prácticamente la cumbre (Báez, 2002), pues en Te-

nerife se han descrito poblaciones de esta especie en el cono del Teide, a más de 3.500 msnm (Fariña *et al.*, 2012). También está presente en los Roques de Anaga, en el de Garachico y en el de Fasnia (Báez, 2002). Su polivalencia ecológica le permite ocupar áreas muy diversas, aunque está ausente en las zonas cubiertas de laurisilva, y es raro en los pinares y por encima de los 2.500 msnm.

Fuera del área de distribución natural se conocen también varias citas en las islas de Gran Canaria, El Hierro, Fuerteventura y Madeira, así como en algunos puntos de la Península Ibérica (Mateo, 1997; Rodríguez-Domínguez & Ruiz, 1998; Pleguezuelos, 2002; Mateo *et al.*, 2011). La mayoría de esas citas corresponde, sin embargo, a introducciones fortuitas de individuos que no llegaron a reproducirse o que ya se habían extinguido cuando dio comienzo el siglo XXI (Mateo *et al.*, 2011).

Figura 1: Ejemplar de *G. galloti* capturado en Esquinzo (Fuerteventura).



Foto Jim Pether

De hecho, en 2009 sólo se pudo confirmar la persistencia de una población viable de *G. galloti* fuera de su distribución natural en Esquinzo (28°04'33"N-14°18'03O; T.M. de Pájara, Fuerteventura; Pether *et al.*, 2009; Tera *et al.*, 2010).

De acuerdo con Tera *et al.* (2010) la población mayorera de *G. galloti* tiene su origen en una introducción voluntaria llevada a cabo entre los años 1980 y 1985 con lagartos procedentes del norte de Tenerife. La morfología de los ejemplares capturados en Esquinzo viene a confirmar esa hipótesis, ya que presentan las características propias de la subespecie *Gallotia galloti eisentrauti*, cuya distribución natural incluye la vertiente septentrional tinerfeña, entre la península de Anaga y el macizo de Teno (Báez, 2002).

Las condiciones ecológicas que imperan en Esquinzo y, en general, en toda la isla de Fuerteventura, son mucho más áridas que las que encuentran estos lagartos en el norte de Tenerife, y por eso no resulta extraño que todos los ejemplares de *G. galloti* en Fuerteventura estuvieran estrechamente ligados a zonas ajardinadas de urbanizaciones turísticas, donde el riego mantiene una cobertura vegetal y unas especies vegetales imposibles de encontrar en los cercanos barrancos (Tera *et al.*, 2010).

Aún así, las densidades de *G. galloti* encontradas en Esquinzo resultan ser relativamente bajas (15.100 individuos / km²), y el área ocupada por los ejemplares de esa especie apenas se ha duplicado en últimos 25 años, pasando de 0,01 a 0,02 km² (Tera *et al.*, 2010).

Los ejemplares de *G. galloti* de Esquinzo proceden de zonas menos áridas que las que se dan en el litoral de la isla de Fuerteventura y resulta previsible que el área ocupada por esa especie sólo crecerá si crece la superficie ajardinada en área adyacentes (Tera *et al.*, 2010). En esas condiciones en las que el riego permite una cobertura importante de plantas igualmente introducidas,

Gallotia atlantica (el lacértido autóctono) se hace raro, pero no tanto por la competencia interespecífica como por la alteración de su hábitat.

Menos previsible sería el efecto que la presencia de *G. galloti* podría tener sobre otras especies autóctonas en áreas menos áridas de Fuerteventura, como el Parque Rural de Bentancuria. En esos fondos de valle recubiertos de

vegetación natural y agrícola la presencia de *G. galloti* podría convertirse en una traba adicional para la supervivencia de la lisneja (*Chalcides simonyi*), un saurio endémico con problemas severos de conservación (Mateo *et al.*, 2009).

La captura de ejemplares adultos con trampas de caída permitiría la erradicación *G. lalloti* en Fuerteventura con poco esfuerzo.

REFERENCIAS

- Báez, M. 2002. *Gallotia galloti* (Oudart, 1839). 196-197. 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. Madrid.
- Fariña, B., Rodríguez, M.L., López, M.R. & Moreno, J.E. 2011. Sobre la presencia de *Gallotia galloti* en el pico del volcán Teide (Tenerife, Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 46-51.
- Mateo J.A. 1997. Las especies introducidas en la península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores. 465- 475. In: Pleguezuelos J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada. Granada.
- Mateo J.A., Ayres C. & López-Jurado L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España; historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Mateo, J.A., Pérez-Mellado, V., Martínez-Solano, I. 2009. *Chalcides simonyi*. The IUCN Red List of Threatened Species. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61488A12479483.en>> [Consulta: 12 diciembre 2015].
- Pether, J., Tersa, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de Reptiles Canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado. Gobierno de Canarias. La Laguna.
- Pleguezuelos J.M. 2002. Las Especies Introducidas de Anfibios y Reptiles. 501-532. 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. Madrid.
- Rodríguez, M.A. & Ruiz, M. 1998. *Gallotia galloti eisentrauti*, Spain, Canary Islands. *Herpetological Review*, 29:110.
- Tersa, E. Pether, J. & Mateo, J.A. 2010. Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en Fuerteventura (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 104-109.

El lagarto de Gran Canaria (*Gallotia stehlini*) en otras islas del Archipiélago Canario

José Antonio Mateo

Black Market, Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

El lagarto de Gran Canaria, *Gallotia stehlini* (Figura 1), es un lacértido de mediano o gran tamaño que en ocasiones sobrepasa los 250 mm entre el hocico y la cloaca y pesos superiores a 1 kg (Mateo, 2002). Como el resto de las especies del género *Gallotia*, *G. stehlini* es un endemismo canario. Su distribución natural se circunscribe a la isla de Gran Canaria, aunque

se han encontrado restos holocénicos que sugieren que también pudo instalarse en Tenerife (López-Jurado & Mateo, 1992). En la actualidad sigue siendo una especie abundante en el litoral y en las medianías de Gran Canaria, y está presente hasta la cumbre de esa isla.

Gallotia stehlini es sin duda el reptil terrestre canario que más veces ha sido detectado fuera

de la isla de procedencia y el Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias (<http://www.biodiversidadcanarias.es>) reúne varios registros de esta especie en La Palma, Tenerife, La Gomera y Fuerteventura. En la mayor parte de los casos esos registros correspondían a individuos aislados, y sólo parecen haber llegado a asentarse en Fuerteventura, donde se conocen tres núcleos (Pether *et al.*, 2009; Tersa *et al.*, 2010).

Gallotia stehlini nunca ha aparecido en el registro fósil de Fuerteventura (Castillo *et al.*, 2001), pero su presencia en esa isla es conocida desde finales del siglo XIX (Chil y Naranjo, 1876). Se trata, por lo tanto, de un lagarto de introducción temprana que ha llegado a establecer varias poblaciones, algunas de las cuales han llegado a extinguirse (Naranjo *et al.*, 1991; Tersa *et al.*, 2010).

En 2009 pudo comprobarse que tres poblaciones seguían siendo viables (Pether *et al.*, 2009; Tersa *et al.*, 2010). Se trata de las que se encuentran en el barranco de la Torre (28°21'48"N-13°53'12"O; T. M. de Antigua), en la Caña-

da de la Mata (28°21'48"N-13°53'12"O; T. M. de Tuineje) y en el caserío de Juan Gópar (28°21'48"N-13°53'12"O; T. M. de Tuineje).

La población de la Torre se asienta en el sector septentrional del meandro más próximo a la desembocadura del barranco. El área ocupada incluye una zona deshabitada de pequeños acantilados, algunos muros de piedra viva, los cañaverales y palmerales situados al sur del lecho y terrenos agrícolas abandonados, donde pueden verse heces y rastros del lagarto grancanario en una superficie cercana a las 0,17 km² (Naranjo *et al.*, 1991; Tersa *et al.*, 2010). Las estimas realizadas en 2009 señalaban que la población estaba compuesta por unos 150 ejemplares adultos, que parecen no haber sufrido cambios significativos ni en densidad ni en superficie ocupada en los últimos 20 años (Naranjo *et al.*, 1991; Pether *et al.*, 2009; Tersa *et al.*, 2010).

La población de Cañada de la Mata se asienta cerca de la carretera que une Tuineje y Gran Tarajal, en una zona de coladas volcánicas mio-

Figura 1: Ejemplar de *G. stehlini* capturado en Cañada de la Mata (Fuerteventura).

Foto José A. Mateo



cénicas fuertemente erosionadas y de escaso desnivel (Tersa *et al.*, 2010). Como en el barranco de la Torre, a mediados de siglo XX era una zona agrícola dedicada al cultivo de tomate para a la exportación, que fue abandonada en la década de 1970 para pasar a convertirse en una zona residencial conformada por unas 40 viviendas. A vista de pájaro, la zona aparece parcelada, con muros de piedra viva que delimitan las propiedades y que ofrecen buenos refugios a los lagartos. Algunas parcelas menores han sido transformadas en jardines y huertos, y se mantienen algunas palmeras y setos. *Gallotia stehlini* ocupa un área de algo más de 0,06 km² fragmentada en varios núcleos, y se estimó que el número de ejemplares adultos que componían la población era cercano a 450 (Pether *et al.*, 2009; J.A. Mateo, datos no publicados).

Finalmente, la población del caserío de Juan Gópar ocupa los muros, los cañaverales y palmerales cercanos al barranco de Mazacote. Se trata, como en el caso de la Cañada de la Mata, de una zona que se asienta sobre coladas antiguas muy erosionadas sometidas a condiciones severas de aridez. Al tratarse también de antiguas explotaciones agrícolas abandonadas, el paisaje y la vegetación se encuentran deteriorados, con predominio de plantas ruderales y algunas aulagas (*Launaea arborescens*) y matos (*Salsola vermiculata*) aislados. A diferencia del barranco de la

Torre y de la Cañada de la Mata, en Juan Gópar todavía existe cierta actividad agrícola asociada a invernaderos (Pether *et al.*, 2009; Tersa *et al.*, 2010). La superficie sobre la que se asienta la población es de poco más de 0,1 km², y el tamaño de la población no sobrepasa los 200 individuos adultos (J.A. Mateo, datos no publicados), sin que se tengan noticias de las tendencias demográficas ni previsiones de futuro.

Podemos concluir, por tanto, que las tres poblaciones de *G. stehlini* que existen en Fuerteventura parecen estabilizadas en un precario equilibrio demográfico que le ha permitido llegar hasta nuestros días con valores muy bajos de densidad, y sin que se haya detectado un crecimiento evidente (Pether *et al.*, 2009; Tersa *et al.*, 2010). En ninguna de ellas ha llegado a desplazar a *Gallotia atlantica*, la especie autóctona, con la que convive y que, aparentemente, no parece verse afectada por la presencia de *G. stehlini* (Pether *et al.*, 2009). Sólo la diferencia de tamaño existente entre los adultos de una y otra especie justifica que *G. stehlini* falte en áreas abiertas en las que sólo hay refugios pequeños.

El control y erradicación de cualquiera de los tres núcleos descritos podría llevarse a cabo fácilmente mediante campañas selectivas de captura mediante trampas de caída cebadas con fruta.

REFERENCIAS

- Castillo C., Casillas R., Ahijado A., Gutiérrez M. & Martín-González, E. 2001. Síntesis geológica y paleontológica de la isla de Fuerteventura. *Revista Española de Paleontología*, nº extraordinario: 59-80.
- Chil y Naranjo G. 1876. *Estudios Históricos de las Islas Canarias*, Vol. 1. Las Palmas de Gran Canaria.
- López-Jurado L.F. & Mateo, J.A. 1995. Origin, colonization, adaptive radiation, intransular evolution and species substitution processes in the fossil and living lizards of the Canary Islands. 81-91. In: Llorente G., Montori A., Santos X. y Carretero M.A. (eds.), *Scienca Herpetologica*. Barcelona.
- Naranjo J.J., Nogales M. & Quilis, V. 1991. Sobre la presencia de *Gallotia stehlini* en la isla de Fuerteventura (Canarias) y datos preliminares de su alimentación. *Revista Española de Herpetología*, 6: 45-48.
- Pether, J., E. Tersa & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de Reptiles Canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado. Gobierno de Canarias. La Laguna.
- Tersa, E. & Pether, J. & Mateo, J.A. 2010. Evaluación de las poblaciones de reptiles canarios introducidos en Fuerteventura (Islas Canarias). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 104-109.

La lagartija de las Pitiusas (*Podarcis pityusensis*) en la península ibérica y Mallorca

Alberto Gosá, Ion Garin-Barrio, Iñaki Sanz-Azkue & Carlos Cabido

Dpto. de Herpetología. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Cl. Alto de Zorroaga, 11. 20014 San Sebastián. C.e.: agosa@aranzadi.eus

Endemismo del archipiélago pitiuso, *Podarcis pityusensis* ocupa en la totalidad de su extensión las islas de Ibiza y Formentera, y coloniza más de 40 de sus islotes costeros (Salvador, 2014, 2015), aunque está ausente de un grupo menor de ellos, si bien igualmente amplio. En algunos islotes se encuentra casi extinguido, mientras que en las dos islas principales mantiene poblaciones florecientes, aunque puntuales (Pérez-Mellado, 2002). Diversas revisiones han fragmentado la especie en razas geográficas o subespecies (Eisentraut, 1950; Cirer, 1987; Salvador, 1984), habitando cada una los diferentes islotes o repartiéndose entre varios, aunque un reciente estudio molecular invalida tal diferenciación basada en caracteres morfológicos (Rodríguez *et al.*, 2013).

Históricamente se han sucedido los traslados de lagartijas de unas islas a otras, no sólo dentro del archipiélago de las Pitiusas, sino también entre éste y el de las Gimnesias, islas separadas de las anteriores hace más de dos millones de años, lo que permitió la formación de las dos especies de lacértidos endémicas actuales en las islas Baleares. Las translocaciones se han llegado a realizar incluso con criterios científicos, como las llevadas a cabo en 1930 entre islotes ibicencos (véase recopilación en Mayol, 2004a), y llegando a producirse poblaciones híbridas en islotes que recibieron individuos parentales de diferente procedencia, algunas de las cuáles han perdurado (Mayol, 2004b).

Fuera de su ámbito natural de distribu-

ción, *P. pityusensis* ha sido introducida en diversas zonas de la isla de Mallorca y en varias localidades de la península ibérica. Las introducciones en Mallorca proceden probablemente de Ibiza, y por tanto pertenecen a la subespecie *Podarcis pityusensis pityusensis*. La más antigua parece ser la de las murallas de la ciudad de Palma, donde la población permanecería relativamente estable (Cirer, 1987; Bruekers, 1995; Pérez-Mellado, 2009). También se encuentra en Ses Illetes, en la bahía de Palma; en Cala Ratjada (Eisentraut, 1950; Fritz, 1992; Zawadzki, 2001) y en Murada (Salvador, 2014). Las introducciones, que habrían sido mayoritariamente activas, contarían con algunos decenios de antigüedad, y no se dispone de datos sobre la evolución de su presencia. Se ha sugerido que la limitada expansión de la especie en Mallorca es consecuencia de la presencia de *Tarentola mauritanica*, especie igualmente introducida, que estaría ocupando todos los biotopos disponibles e impediría su progresión (Breukers, 1995). Por tanto, las consecuencias de la reducida presencia en la isla de *P. pityusensis* serían irrelevantes sobre la biodiversidad local, al menos en cuanto a las que pudiera producir sobre especies autóctonas de lagartos, inexistentes en Mallorca. No se han acometido actuaciones para la erradicación o control de esta especie en la isla.

La primera población conocida introducida en la península ibérica fue en descampados de la plaza de les Glòries de la ciudad de Barcelona y zonas adyacentes (Carretero *et al.*,

1991). La introducción, activa, se realizó con ejemplares de la subespecie típica, de procedencia desconocida, probablemente hace más de 30 años. En la actualidad la población se considera extinguida en la plaza, tras su remodelación urbanística, pero hasta hace pocos años mantenía individuos en zonas próximas ruderalizadas (Bruekers, 2007), y posiblemente en otros dos enclaves urbanos más.

Las últimas introducciones detectadas en la península ibérica corresponden a la Cornisa Cantábrica, en el País Vasco. La primera en el biotopo protegido del peñón de San Juan de Gaztelugatxe, en Bermeo (Vizcaya) (Figura 1), un antiguo islote conectado a la costa por una pasarela de piedra. La introducción, activa, debió realizarse hacia 1992 (J. Maguregi, comunicación personal), y tuvo como consecuencia la eliminación de la población de la lagartija autóctona del peñón, *Podarcis muralis*, que prácticamente desapareció del mismo en 10 años, presumiblemente por desplazamiento debido a las superiores cualidades competidoras de la especie introducida, por exclusión agonística, como se ha observado en otras especies de láctidos invasores (Downes & Bauwens, 2002), o por depredación sobre los neonatos. La especie autóctona mantiene, en todo caso, actualmente una escasa población residual que ocuparía algunos de los biotopos menos insolados del islote (Garin-Barrio *et al.*, 2009). La especie introducida procedía de Ibiza o de la población de *P. p. pityusensis* introducida desde esta isla en Murada (Mallorca) (Sanz-Azkue *et al.*, 2005). Inicialmente se adjudicó a la especie *Podarcis sicula* (Salazar, 1998), hasta que García-Porta *et al.* (2001) la clasificaron correctamente. El carácter invasor de *P. pityusensis* no ha podido ser constatado en Gaztelugatxe, al no haberse adentrado ésta en la costa que bordea el peñón. La falta de biotopos adecuados, la menor pre-

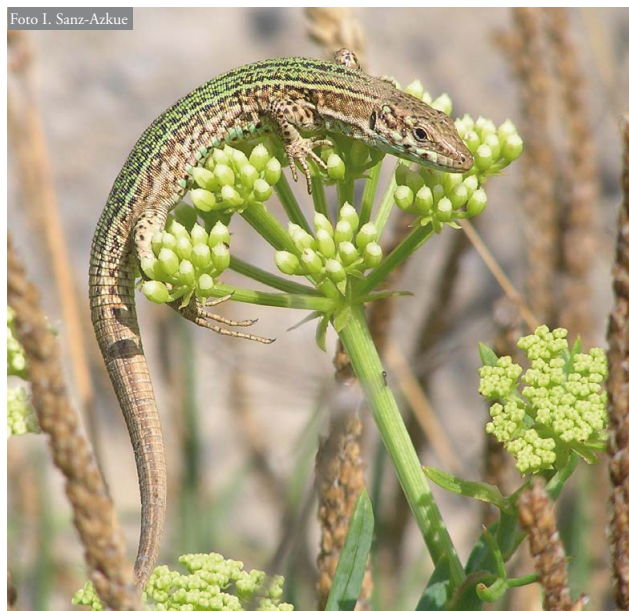


Figura 1: Adulto de *P. pityusensis* en el peñón de Gaztelugatxe (Vizcaya).

sencia de enclaves favorablemente orientados o la existencia en la costa de potenciales competidores o depredadores (sólo entre los reptiles, la propia *P. muralis* y *Lacerta schreiberi*, entre los primeros, o *Coronella girondica*, entre los segundos) podrían ser algunas de las causas por las que la especie introducida no ha conseguido abandonar el peñón. Las condiciones ambientales del mismo, una masa compuesta de lutitas, areniscas y calizas arrecifales de 78 m de altitud y 0,038 km² de superficie, bien insolado aunque soportando un número anual de horas de insolación inferior al de la zona de origen de la población, no han parecido afectar a *P. pityusensis*. La especie también ha debido adaptar su dieta a la disponibilidad de invertebrados y plantas, algunas de las cuáles (*Daucus carota*, *Crithmum maritimum*) se encuentran presentes tanto en Gaztelugatxe como en las Pitiusas (Garin-Barrio & Sanz-Azkue, 2008; Pérez-Mellado, 2009). En el peñón no se han observado mamíferos ni reptiles depredadores, lo que ha

podido también contribuir al éxito de la especie introducida, y tan sólo algunas aves como *Larus michahellis*, *Falco tinnunculus* y *Monticola solitarius* podrían ejercer algún tipo de presión sobre la misma (I. Zuberogoitia, comunicación personal), que no ha sido constatada. Durante los años 2008 a 2012 la población de *P. pityusensis* introducida en Gaztelugatxe ha sido objeto de censo y seguimiento (Garin-Barrio & Sanz-Azkue, 2008; Garin-Barrio *et al.*, 2009, 2010, 2012), habiéndose obtenido también datos sobre su uso del microhábitat. Las estimaciones de densidad relativa de adultos fluctuaron entre 30.000 y 36.800 individuos/km², y durante varios años de muestreo la población fue controlada mediante la extracción anual del 8-18 % de sus efectivos, dada la imposibilidad de erradicarla totalmente del peñón.

En 2005 se descubrió la presencia de ejemplares de *P. pityusensis* recién introducidos en el monte Urgull, parque urbano de la ciudad

de San Sebastián. Mediante un análisis mitocondrial fueron adjudicados a la subespecie *P. p. pityusensis*, y su procedencia sería la isla de Ibiza o cualquiera de las poblaciones introducidas en Murada (Mallorca) o el propio peñón de Gaztelugatxe (Sanz-Azkue *et al.*, 2005). Como en el caso de este último enclave, se realizó un seguimiento, censo y control de la población, que determinó la concentración de la misma en una zona reducida del parque y ausencia de expansión, así como la escasez de efectivos, que, ya siendo por observación o captura, estuvieron comprendidos entre los 8 y 28 individuos (adultos y juveniles) anuales (Sanz-Azkue *et al.*, 2008; Cabido *et al.*, 2009, 2010). Si bien no se han detectado interferencias sobre la singular población sintópica y autóctona del parque (*Podarcis liolepis*), no es descartable que en el futuro la especie introducida ejerza un desplazamiento sobre la misma, en caso de aumentar sus efectivos.

REFERENCIAS

- Bruekers, J. 1995. Waarnemingen aan de Pityusenhagedis (*Podarcis pityusensis*) op Mallorca. *Lacerta*, 54: 9-12.
- Bruekers, J. 2007. Wiederentdeckung von *Podarcis pityusensis pityusensis* in Barcelona. *Die Eidechse*, 18: 79-84.
- Cabido, C., Sanz-Azkue, I., Uotila, E. & Rubio, X. 2009. Seguimiento y control de la población introducida de lagartija de las Pitiusas en Urgull. *Campaña 2009*. Informe no publicado. Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián. San Sebastián.
- Cabido, C., García-Azurmendí, X., Uotila, E. & Garin-Barrio, I. 2010. Estudio y control de la población introducida de lagartija de las Pitiusas en Urgull. *Campaña 2010*. Informe no publicado. Ayuntamiento de Donostia-San Sebastián. San Sebastián.
- Carretero, M.A., Arribas, O., Llorente, G.A., Montori, A., Fontanet, X., Llorente, C., Santos, X. & Rivera, J. 1991. Una población de *Podarcis pityusensis* en Barcelona. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 2: 18-19.
- Cirer, A.M. 1987. *Revisión taxonómica de las subespecies del lacértido Podarcis pityusensis Boscá, 1883*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- Downes, S.J. & Bauwens, D. 2002. An experimental demonstration of direct behavioral interference in two Mediterranean lacertid lizard species. *Animal Behaviour*, 63: 1037-1046.
- Eisenraut, M. 1950. Die Eidechsen der spanischen Mittelmeerinseln und ihre Resse-naufspaltung im Lichte der Evolution. *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin*, 26: 1-225.
- Fritz, U. 1992. *Podarcis p. pityusensis* (Boscá, 1883) eingeschleppt in Cala Ratjada (NO-Mallorca) (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 5: 131-133.
- García-Porta, J., Bargalló, F., Fernández, M., Filella, E. & Rivera, X. 2001. Nueva población introducida de *Podarcis pityusensis* en la península ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 59-62.
- Garin-Barrio, I. & Sanz-Azkue, I. 2008. *Erradicación de la especie invasora lagartija de las Pitiusas (Podarcis pityusensis) del Biotopo Protegido de San Juan de Gaztelugatxe. Fase I*. Informe no publicado. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Garin-Barrio, I., Uotila, E., & Cabido, C. 2009. *Erradicación de la especie invasora lagartija de las Pitiusas (Podarcis pityusensis) del Biotopo Protegido de San Juan de Gaztelugatxe. Fase II*. Estudio ecológico de la población. Informe no publicado. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Garin-Barrio, I., Cabido, C., Uotila, E., García-Azurmendí, X. & Rubio, X. 2010. *Erradicación de la especie invasora lagartija de las Pitiusas (Podarcis pityusensis) del Biotopo Protegido de San Juan de Gaztelugatxe. Campaña 2010*. Informe no publicado. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Garin-Barrio, I., Gosá, A. & Cabido, C. 2012. *Control y estudio*

- ecológico de la población invasora de lagartija de las Pitiusas en el Biotopo Protegido de San Juan de Gaztelugatxe (Bermeo). *Propuesta y examen de un método de control biológico*. Informe no publicado. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- Mayol, J. 2004a. A conservation proposal for most endangered insular lizards in the Balearics. 231-238. In: Pérez-Mellado, V., Riera, N. & Perera, A. (eds.), *The Biology of Lacertid lizards. Evolutionary and Ecological Perspectives*. Institut Menorquí d'Estudis. Recerca. Maó. Menorca.
- Mayol, J. 2004b. Survival of an artificially hybridized population of *Podarcis pityusensis* at Dau Gran: evolutionary implications. 239-244. In: Pérez-Mellado, V., Riera, N. & Perera, A. (eds.), *The Biology of Lacertid lizards. Evolutionary and Ecological Perspectives*. Institut Menorquí d'Estudis. Recerca. Maó. Menorca.
- Pérez-Mellado, V. 2002. *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). 254-256. In: Pleguezuelo, 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. Madrid.
- Pérez-Mellado, V. 2009. *Les Sargantanes de les Balears*. Edicions Documenta Balear, S.L. Palma de Mallorca.
- Rodríguez, V., Brown, R.P., Terrasa, B., Pérez-Mellado, V., Castro, J.A., Picornell, A. & Ramón, M.M. 2013. Multilocus genetic diversity and historical biogeography of the endemic wall lizard from Ibiza and Formentera, *Podarcis pityusensis* (Squamata: Lacertidae). *Molecular Ecology*, 22: 4829-4841.
- Salazar, J.M. 1998. Primera población de lagartija italiana (*Podarcis sicula*) en el País Vasco. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 13: 201-203.
- Salvador, A. 1984. A taxonomic study of the Eivissa wall lizard, *Podarcis pityusensis* Boscá, 1883. In: Kuhbier, H., Alcover, J.A. y Guerau d'Arellano Tur, C. (eds.), *Biogeography and Ecology of the Pityusic Islands*, W. Junk. The Hague, *Monographiae Biologicae*, 52: 393-427.
- Salvador, A. 2014. *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). 589-601. In: Salvador, A. (coord.), Ramos, M.A. et al., (eds.), *Fauna Ibérica, vol. 10. Reptiles, 2ª edición, revisada y aumentada*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Salvador, A. 2015. Lagartija de las Pitiusas - *Podarcis pityusensis*. In: Salvador, A. & Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <<http://www vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 16 noviembre 2015].
- Sanz-Azkue, I., Garin-Barrio, I. & Rubio, X. 2008. *Efecto de las lagartijas introducidas sobre la población autóctona de Urgull. Campaña preliminar para su erradicación*. Informe no publicado. Diputación Foral de Gipuzkoa. San Sebastián.
- Sanz-Azkue, I., Gosá, A. & García-Etxebarria, K. 2005. Origen y avance de las introducciones de lagartija de las Pitiusas (*Podarcis pityusensis*) en la costa cantábrica. *Munibe*, 56: 159-166.
- Zawadzki, M. 2001. Verschleppt und ausgesetzt – Neues und Altes zur Eidechsenfauna der Pityusen. Über die Vermischung einzelner Unterarten und Populationen von *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). *Latrodicta*, 2: 1-20.

La lagartija italiana (*Podarcis sicula*) en la península ibérica e islas Baleares

Miguel A. Carretero & Iolanda Silva-Rocha

CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: carretero@cibio.up.pt

Podarcis sicula se distribuye de forma continua por la Península Italiana y costa este del Adriático, así como por Córcega, Cerdeña, Sicilia y multitud de islotes adyacentes (Corti & Lo Cascio, 2002). El carácter nativo de algunas de estas grandes poblaciones insulares ha sido puesto en duda, pero la falta de un estudio completo de genética poblacional no permite todavía corroborar una hipotética introducción histórica (Pinya & Carretero, 2011). En todo caso, su condición de colonizador antropófilo, activo

o pasivo, parece ya fuera de toda duda, pues son numerosas las poblaciones alejadas del núcleo principal de distribución que se han venido apareciendo a lo largo del tiempo. Así, se han señalado su presencia en el sudeste de Francia (Morgue, 1924; Orsini, 1984), sur de Inglaterra (Hodgkins et al., 2012), Suiza (Schulte & Gebhart, 2011), Grecia (Adamopoulou, 2015), Turquía (Ilgaz et al., 2013; Tok et al., 2014), Túnez y Libia (Arnold & Ovenden, 2002), así como en los Estados Unidos (Burke & Deichsel, 2008; Burke, 2010; Donihue et al.,

Foto Miguel A. Carretero



Figura 1: Ejemplar de *P. sicula* de la Playa de Noja (Cantabria).

2015). En las islas Baleares, la especie se halla en Menorca, donde ocupa toda la isla pero no los islotes circundantes, excepto Ses Mones (van den Berg & Zawadzki, 2010). En la península ibérica, a las ya bien conocidas poblaciones de Cantabria (Playa del Ris-Noja, Figura 1; Meijide, 1981) y Almería (Jardines del puerto, Mertens & Wer-muth, 1960), en las últimas dos décadas se han añadido las de Lisboa (González de la Vega *et al.*, 2001), La Rioja (Valdeón *et al.*, 2010), Sant Celoni, Cataluña (Rivera *et al.*, 2011), y San Jordi-Ses Salines, Sur de Mallorca (Pinya & Carretero, 2011).

Gracias a un estudio filogeográfico basado en el ADN mitocondrial que revelaba una marcada estructura filogeográfica en la Península Italiana y el Adriático (Podnar *et al.*, 2005), se ha podido determinar el origen de muchas poblaciones aisladas y/o de descubrimiento reciente. La evidencia filogeográfica es concluyente en cuanto a su origen a partir de múltiples eventos contemporáneos de introducción de la especie a partir de su ámbito original (Valdeón *et al.*, 2010; Rivera *et al.*, 2011; Silva-Rocha *et al.*, 2012, 2014; Kolbe *et al.*, 2013). Tal es el caso de

las poblaciones cántabra, almeriense y lisboeta que corresponden, respectivamente, a los clados toscano, siciliano y romano de Podnar *et al.* (2005), mientras que las poblaciones riojana y catalana son idénticas y se relacionan con el clado de Monasterace en el sur de Italia. En cuanto a la población menorquina, tanto Podnar *et al.* (2005) como Silva-Rocha *et al.* (2012, 2014) la adscriben a un clado que incluye Calabria, Sicilia y Cerdeña. Aunque una introducción en Menorca constituye el escenario más probable, la falta de información poblacional impide todavía distinguir si el origen se situaría en Cerdeña, Sicilia o el sur de Italia, e incluso si la población de Almería provendría, o bien directamente de alguna de estas áreas, o bien de Menorca. Se asume que la reciente población de la colonia Sant Jordi en el extremo sur de Mallorca tendría un origen menorquín (Pinya & Carretero, 2011).

Las vías de introducción de estas poblaciones alóctonas de *P. sicula* son algo más inciertas. Ciertamente, las poblaciones riojana y catalana proceden ambas de una misma partida de importación de olivos italianos (Valdeón *et al.*, 2010; Rivera *et al.*, 2011). Por su parte, la población de Lisboa apareció en el momento y lugar de la Exposición Universal de 1998 (González de la Vega *et al.*, 2001). Ya en un nivel más especulativo, se ha supuesto que el origen de los núcleos cántabro y almeriense se remontaría al tráfico marítimo que ambas localidades mantuvieron con Italia durante la Guerra Civil (Rivera & Arribas, 1993), en tanto que las poblaciones menorquinas provendrían del intenso comercio medieval en el Mediterráneo occidental entre la Corona de Aragón y las repúblicas italianas (Alcover *et al.*, 1981).

Entre las características de historia natural que parecen contribuir a este éxito colonizador se encuentra la capacidad de ocupar una amplia variedad de paisajes, tanto rocosos como con ve-

getación mediterránea, con la única limitación de un cierto carácter termófilo, al menos en Italia (Corti, 2006). En todo caso, esta especie es muy plástica en el uso del espacio, ocupando tanto hábitats naturales como modificados, agrícolas o puramente urbanos (Biaggini *et al.*, 2006, 2009; Graziani *et al.*, 2006), aspecto este que parece haber favorecido su transporte pasivo con mercancías. Si bien en la Italia peninsular y en las islas grandes convive con otros lacértidos mostrando segregación ecológica en el espacio, su introducción en medios microinsulares puede ser tan negativa para las especies nativas pertenecientes al género *Podarcis* que las lleve a la extinción. Así se demostró expeditivamente en el campo con *Podarcis melisellensis* en un islote adriático (Nevo *et al.*, 1972), en tanto que experimentos en laboratorio constatan una mayor agresividad en *P. sicula* hacia *P. melisellensis* que en sentido contrario (Downes & Bauwens, 2002, 2004). También puede hibridar con *Podarcis tiliguerta*, *Podarcis raffonei* y *Podarcis wagleriana*, especies con las que no tiene relación filogenética directa, contribuyendo al deterioro o dilución de su patrimonio genético (Capula, 1993, 2002; Capula *et al.*, 2002). Finalmente, parece que, libre de las presiones bióticas (depredadores, parásitos, competidores) en su área original, *P. sicula* puede ocupar ambientes con inviernos considerablemente más rigurosos de los que tolera en su rango nativo (Burke & Deichsel, 2008; Schulte & Gebhart, 2011; Donihue *et al.*, 2015). Tampoco se descartan cambios adaptativos rápidos, como los que se han constatado en unas pocas generaciones en la forma de la cabeza, fuerza de mordida y estructura del intestino en respuesta a una dieta insular (Herrel *et al.*, 2008).

Aunque todas estas características hacen a la especie acreedora del calificativo de invasora a nivel mundial (Lever, 2003; Kraus, 2009), lo cierto es que la evidencia de efectos negativos en la biota nativa por parte de las poblaciones ibero-baleares

es aún limitada. Aunque en Menorca ocupa ahora el rango original de *Podarcis lilfordi*, lo cierto es que la responsabilidad de tal extinción es más probablemente atribuible a otros depredadores introducidos (Pinya & Carretero, 2011). Es cierto que parece haber colonizado recientemente el islote de Ses Mones, frente a Port d'Addaya (Pérez-Mellado, 2005), pero también lo es que aun compartía este pequeño islote con *P. lilfordi* en 2010 (van den Berg & Zawadzki, 2010). En la península ibérica, las poblaciones de Lisboa y Almería están en ligera expansión (Pleguezuelos, 2002; Loureiro *et al.*, 2008), la de Cantabria parece estar decreciendo (Pleguezuelos, 2002), y las de La Rioja y Cataluña han sido aparentemente extirpadas (Valdeón *et al.*, 2010; M. Franch, comunicación personal). El núcleo del sur de Mallorca continúa muy localizado (M.A. Carretero & I. Silva-Rocha, datos no publicados).

Pese a que todo ello no configure aún una tendencia definida, lo cierto es que un criterio de prudencia debería guiar las predicciones sobre el futuro de la especie en España (y Portugal). En verdad, gran parte del territorio se halla dentro del ámbito mediterráneo favorable a la especie, pero también está claro que su dinámica depende más de eventos múltiples de colonización a larga distancia que de procesos de expansión en línea de frente. Por ello, los esfuerzos de conservación deberían concentrarse en frenar la colonización. La experiencia en otros países (Silva-Rocha *et al.*, 2014) sugiere que las introducciones van a repetirse si no se desarrollan medidas de prevención. Sabemos también que las "cabezas de puente" más probables de tales introducciones se hallarán en núcleos humanos bien comunicados (Ficetola & Padoa-Schioppa, 2009). Por último, las introducciones de *P. sicula* se vuelven más problemáticas en las islas que en el continente, y son más graves si cabe en las islas pequeñas. Una política preventiva, centrada

en controlar tales “cabezas de puente” y aislarlas de los islotes con fauna endémica, parece la mejor estrategia para evitar desastres en el futuro. A título de ejemplo, el puerto de Lisboa, en la orilla norte del río Tajo, acoge actualmente poblaciones en expansión de *P. sicula* del clado del centro de Italia, pero también de *Teira dugesii* provenientes de Madeira (Silva-Rocha *et al.*, 2016), ambas separadas por unos 5 km y llegadas por transporte de mercancías en barco ¿Sería tan inverosímil que algunos ejemplares de *P. sicula* tomaran el barco de vuelta por el que llegaron en su día las lagartijas de Madeira? Se pueden prever riesgos similares para poblaciones microinsulares de las dos especies pertenecientes al género *Podarcis* endémicas de las islas Baleares a partir de Menorca, pero también de cualquier otro puerto con *P. sicula*. En particular, la población del sur de Mallorca se halla en el puerto

de Sant Jordi, de donde parten los barcos que llevan visitantes al subarchipiélago de Cabrera, que alberga la mayor población de *P. lilfordi* que ha sobrevivido hasta el presente. Incluso hay un observación aislada dudosa de *P. sicula* en Cabrera (S. Pinya, comunicación personal), que no se ha confirmado.

Aunque poner en práctica planes de cuarentena y de erradicación temprana puede en principio suponer un esfuerzo importante, concentrar esfuerzos en nudos de comunicación y en los pasajeros indeseados que llevan mercancías como madera y otros materiales de construcción, olivos y otras plantas de jardín (Bruekers, 2003; Valdeón *et al.*, 2010; Silva-Rocha *et al.*, 2016), compensará con creces los enormes costes en términos económicos y de biodiversidad que conllevan las actuaciones a posteriori (Simberloff *et al.*, 2013).

REFERENCIAS

- Adamopoulou, C. 2015. First record of *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) from Greece. *Herpetozoa*, 27: 187-188.
- Alcover, J.A., Moyà-Solà, S. & Pons-Moyà, J. 1981. *Les quimeres del passat, Els Vertebrats fòssils del Plió-Quaternari de les Balears i Pitiüses*. Moll. Palma de Mallorca.
- Arnold, E.N. & Ovenden, D.W. 2002. *A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe*. Herper Collins. London.
- Biaggini, M., Dapporto, L., Paggetti, E. & Corti, C. 2006. Distribution of lacertid lizards in a Tuscan agro-ecosystem (Central Italy). 13-21. In: Corti, C., Lo Cascio, P. & Biaggini, M. (eds.), *Mainland and insular lacertid lizards: a Mediterranean perspective*. Firenze University Press. Florencia.
- Biaggini, M., Berti, F. & Corti, C. 2009. Different habitats, different pressures? Analysis of escape behaviour and ectoparasite load in *Podarcis sicula* (Lacertidae) populations in different agricultural habitats. *Amphibia-Reptilia*, 30: 453-461.
- Burke R.L. 2010. *Podarcis siculus campestris* (Italian Wall Lizard). *Herpetological Review*, 41: 514.
- Burke R.L. & Deichsel, G. 2008. Lacertid Lizards Introduced Into North America: History and Future. 347-353. In: Mitchell, J.C. & Jung-Brown, R.E. (eds), *Urban Herpetology*. SAAR. Salt Lake City.
- Bruekers, J. 2003. Nieuwe vindplaatsen van de Italiaanse muurhagedis (*Podarcis sicula sicula*) in Frankrijk (Hyerès, Côte d'Azur). *Lacerta*, 61: 203-205.
- Capula, M. 1993. Natural hybridization in *Podarcis sicula* and *P. wagneriana* (Reptilia: Lacertidae). *Biochemical Systematics and Ecology*, 21: 373-380.
- Capula, M. 2002. Genetic evidence of natural hybridization between *Podarcis sicula* and *Podarcis tiliguerta* (Reptilia). *Amphibia-Reptilia*, 23: 313-321.
- Capula, M., Luiselli, L., Bologna, M.A. & Ceccarelli, A. 2002. The decline of the Aeolian wall lizard, *Podarcis raffonei*: causes and conservation proposals. *Oryx*, 36: 66-72.
- Corti, C. 2006. *Podarcis sicula*. *Lucertola campestre*, Italian wall lizard. 486-489. In: Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (eds.), *Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. Atlas of Italian Amphibians and Reptiles*. Polistampa. Firenze.
- Corti, C. & Lo Cascio, P. 2002. *The lizards of Italy and Adjacent Areas*. Chimaira. Frankfurt am Main.
- Donihue, C.M., Lambert, M.R., Watkins-Colwell, G.J. 2015. *Podarcis sicula* (Italian Wall Lizard). Habitat, invasion of suburban area of New England. *Herpetological Review*, 46: 260-261.
- Downes, S. & Bauwens, D. 2002. An experimental demonstration of direct behavioural interference in two Mediterranean lacertid lizard species. *Animal Behaviour*, 63:1037-1046.
- Downes, S. & Bauwens, D. 2004. Associations between first encounters and ensuing social relations within dyads of two species of lacertid lizards. *Behavioral Ecology*, 15: 938-945.
- Ficetola, G.F. & Padoa-Schioppa, E. 2009. Human activities alter biogeographical patterns of reptiles on Mediterranean

- nean islands. *Global Ecology & Biogeography*, 18: 214-222.
- González de la Vega, J.P., González-García, J.P., García-Pulido, T. & González-García, G. 2001. *Podarcis sicula* (Lagartija italiana), primera cita para Portugal. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 12: 9.
- Graziani, F., Berti, R., Dapporto, L. & Corti, C. 2006. *Podarcis* lizards in an agro-environment in Tuscany (Central Italy): preliminary data on the role of olive tree plantations. 65-72. *In*: Corti, C., Lo Cascio, P. & Biaggini, M. (eds.), *Mainland and insular lacertid lizards: a Mediterranean perspective*. Firenze University Press. Florencia.
- Herrel, A., Huyghe, K., Vanhooydonck, B., Bäckeljau, T., Breugelmans, K., Grbac, I., Van Damme, R. & Irschick, D.J. 2008. Rapid large-scale evolutionary divergence in morphology and performance associated with exploitation of a different dietary resource. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 4792-4795.
- Hodgkins, J., Davis, C. & Foster, J. 2012. Successful rapid response to an accidental introduction of non-native lizards *Podarcis siculus* in Buckinghamshire, UK. *Conservation Evidence*, 9: 63-66.
- Ilgaz, Ç., Kumlutas, Y. & Sözem, M. 2013. New locality record for *Podarcis siculus hieroglyphicus* (Berthold, 1842) (Squamata: Lacertidae) in the western Black Sea region of Anatolia. *Turkish Journal of Zoology*, 37: 123-127.
- Kraus, F. 2009. *Alien Reptiles and Amphibians a Scientific Compendium and Analysis. Invading nature: springer series in invasion ecology*, 4. Springer Science & Business Media B.V. New York.
- Lever, C. 2003. *Naturalized amphibians and reptiles of the world*. Oxford Biology. Oxford.
- Loureiro, A., Ferrand, N., Carretero, M.A. & Paulo, O. (eds.). 2008. *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade. Lisboa.
- Meijide, M. 1981. Una nueva población de *Lacerta sicula* Rafinesque para el norte de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 8: 304-305.
- Mertens, R. & Wermuth, H. 1960. *Die Amphibien und Reptilien Europas*. Verlag Waldemar Kramer. Frankfurt am Main.
- Morgue, M. 1924. Note succincte sur les espèces de *Lacerta muralis* des îles du Golfe de Marseille. *Bulletin de la Société Linnéenne de Lyon*, 3: 55
- Nevo, E., Gorman, G. C., Soulé, M., Yang, E.J., Clover, R. & Jovanovic, V. 1972. Competitive Exclusion between Insular *Lacerta* Species (Sauria, Lacertidae). *Oecologia*, 10: 183-190.
- Orsini, J.P. 1984. A propos du Lézar sicilien *Podarcis sicula* en Provence. *Bulletin du Centre Recherche Ornithologique de Provence*, 6: 8.
- Pérez-Mellado, V. 2002. *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). Lagartija italiana. 257-259. *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.
- Pérez-Mellado, V. 2005. Els rèptils. *In*: *Enciclopèdia de Menorca. V. Ver-tebrats. Volum 2*. Obra Cultural de Menorca. Maó. Menorca.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. 502-532. *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 (3ª impresión). Madrid.
- Podnar, M., Mayer, W. & Tvrtković, N. 2005. Phylogeography of the Italian wall lizard, *Podarcis sicula*, as revealed by mitochondrial DNA sequences. *Molecular Ecology*, 14: 575-588
- Rivera, J. & Arribas, O. 1993. Anfibios y reptiles introducidos de la fauna española. *Quercus*, 84: 12-16.
- Rivera, X., Arribas, O.J., Carranza, S. & Maluquer-Margalef, J. 2011. An introduction of *Podarcis sicula* in Catalonia (NE Iberian Peninsula) on imported olive trees. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 19: 79-85.
- Schulte, U. & Gebhart, J. 2011. Geographic origin of a population of the Italian Wall Lizard *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810), introduced north of the Alps. *Herpetozoa*, 24: 96-97.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D. & Carretero, M.A. 2012. Genetic data reveal a multiple origin for the populations of the Italian wall lizard *Podarcis sicula* introduced in the Iberian Peninsula and Balearic islands. *Italian Journal of Zoology*, 79: 502-510.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Harris, D.J., Freitas, S., Davis, C., Foster, J., Deichsel, G. & Carretero, M.A. 2014. Molecular assessment of *Podarcis sicula* populations in Britain, Greece and Turkey reinforces a multiple-origin invasion pattern in this species. *Acta Herpetologica*, 9: 253-258.
- Silva-Rocha, I., Sá-Sousa, P., Fariña, B. & Carretero, M.A. 2016. Molecular analysis confirms Madeira as source for insular and continental introduced populations of *Teira dugesii* (Sauria: Lacertidae). *Salamandra*: en prensa.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pysek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 58-66.
- Tok C.V., Çiçek K., Hayretdag, S., Tayhan, Y. & Yakin, B.Y. 2015. Range extension and morphology of the Italian wall lizard, *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) (Squamata: Lacertidae), from Turkey. *Turkish Journal of Zoology*, 39: 103-109.
- Valdeón, A., Perera, A., Costa, S., Sampaio, F. & Carretero, M.A. 2010. Evidencia de una introducción de *Podarcis sicula* desde Italia a España asociada a una importación de olivos (*Olea europaea*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 122-126.
- van den Berg, M.P. & Zawadzki, M. 2010. Wiederentdeckung einer für ausgestorben geglaubten Population der Baleareneidechse, *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874) auf Illa de Ses Mones (Menorca, Balearen, Spanien) in Sympatrie mit der Ruineidechse, *Podarcis siculus* (Rafinesque-Schmaltz, 1810). *Die Eidechse*, 21: 65-74.

La lagartija colilarga (*Psammodromus algirus*) en Mallorca

Xavier Santos & Miguel A. Carretero

CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: santossantiro@gmail.com

La lagartija colilarga, *Psammodromus algirus*, se distribuye por el noroeste de África (Marruecos, Argelia, Túnez), sur de Francia y la península ibérica, excepto una franja en la cornisa cantábrica (Schleich *et al.*, 1996; Carretero *et al.*, 2002; Sillero *et al.*, 2014). Presenta un amplio rango de distribución altitudinal, desde el nivel del mar hasta los 2.600 msnm en Sierra Nevada (Fernández-Cardenete *et al.*, 2000).

Actualmente no se reconocen subespecies. Sin embargo, en la península ibérica se han descrito dos linajes, occidental y oriental, y diversos clados dentro de estos linajes (Carranza *et al.*, 2006). Busack *et al.* (2006) describieron dos nuevas especies, *Psammodromus manuelleae* y *Psammodromus jeanneae*, que podrían coincidir con algunos de los linajes ibéricos previamente identificados por Carranza *et al.* (2006), pero Verdú-Ricoy *et al.* (2010), al analizar genéticamente ejemplares de las localidades típicas, demostraron posteriormente que ambos taxones son sinónimos de *P. algirus*. Están pendientes nuevos estudios genéticos y morfológicos, sobre todo en las zonas de contacto entre linajes, para dilucidar sus relaciones evolutivas (Salvador *et al.*, 2009).

Psammodromus algirus ha sido citado en algunos islotes e islas del Mediterráneo Occidental. Por ejemplo, en la isla Grossa (Murcia), de origen volcánico e isla volcánica cercana a la costa (Mateo, 1990), así como en diversos islotes de la costa de Túnez. Balcells (1963) señaló su presencia en la Meda Gran (Girona), aunque aparentemente se había extinguido en 1993 (Carretero *et al.*, 1993). Actualmente está presente

en la Isola di Conigli, un islote con matorral bien conservado separado de Lampedusa por un canal de 30 m de ancho, poco profundo. Análisis con ADN mitocondrial sugieren la afinidad de la población de Isola di Conigli con poblaciones de Marruecos y no de Túnez, tierra mucho más próxima geográficamente (Carretero *et al.*, 2009). Por ello, estos autores no descartan una reciente colonización del islote de origen antrópico en vez del carácter relicto que se le atribuía anteriormente (Carretero & Lo Cascio, 2011). Además, se ha constatado en Mallorca la presencia de poblaciones introducidas (Figura 1). Probablemente, desde la década de 1980 (Oliver & Vicens, 2007), aunque la primera cita publicada es de Masius (1999). En Mallorca ha sido localizado en dos áreas: en Pollença, donde se observaron lagartijas entre mediados de las décadas de 1980 y 1990, y en una estrecha franja costera desde Portocolom a Manacor (Vicens, 2005). En esta última zona la especie podría estar en expansión (Oliver & Vicens, 2007), algo que es plausible debido a su capacidad para ocupar matorral mediterráneo y zonas agrícolas, hábitats propios de gran parte de Mallorca. Sin embargo, campañas de prospección en Portocolom y Cala Murada realizadas con buenas condiciones meteorológicas en septiembre de 2010 fueron infructuosas (M.A. Carretero, datos no publicados), algo extraño en una especie de fácil detectabilidad. Una explicación es que la especie no sea abundante en la isla, y no haya aumentado su distribución. La falta de muestras de tejido ha impedido la realización de análisis genéticos que permitan

Foto Raquel Vaquer-Sunyer



Figura 1: Ejemplar de *P. algirus* en Si Espinagar (Mallorca) el 5 de junio de 2005.

determinar el origen de los ejemplares. Las urbanizaciones cercanas a la población introducida de Manacor presentan abundantes olivos ornamentales, una probable vía de introducción, parecida a la probada en ofidios introducidos recientemente en las islas Baleares.

No se ha descrito ningún impacto sobre la biota autóctona de Mallorca. Sin embargo,

no puede descartarse una futura introducción accidental en alguno de los islotes ocupados por *Podarcis lilfordi*, sobre cuyos juveniles, *P. algirus* podría depredar (Alborná *et al.*, 2004). La transmisión de patógenos u otras interacciones hasta ahora no detectadas son riesgos potenciales de *P. algirus* sobre la vulnerable fauna insular.

REFERENCIAS

- Alborná, P. X., Mateos, J. & Carretero, M. A. 2004. Depredación ocasional de juveniles de *Acanthodactylus erythrurus* por adultos de *Psammodromus algirus*. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 15: 33-34.
- Balcells, E. 1963. El poblamiento vegetal y animal de las Islas Medas. *Anales del Instituto de Estudios Gerundenses*, XVI: 5-31.
- Busack, S. D., Salvador, A. & Lawson, R. 2006. Two new species in the genus *Psammodromus* (Reptilia: Lacertidae) from the Iberian Peninsula. *Annals of Carnegie Museum*, 75: 1-10.
- Carranza, S., Harris, D.J., Arnold, E.N., Batista, V. & González de la Vega, J.P. 2006. Phylogeography of the lacertid lizard, *Psammodromus algirus*, in Iberia and across the Strait of Gibraltar. *Journal of Biogeography*, 33: 1279-1288.
- Carretero, M.A., Bosch, M. & Pedrocchi, V. 1993. Nuevos datos herpetológicos de la Meda Gran (Islas Medes, Girona). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 4: 9-11.
- Carretero, M. A., Perera, A., Lo Cascio, P., Corti, C. & Harris, D. J. 2009. Unexpected phylogeographic affinities of *Psammodromus algirus* from Conigli islet (Lampedusa). *Acta Herpetologica*, 4: 1-6.
- Carretero, M. A. & Lo Cascio, P. 2011. *Psammodromus algirus* (Linnaeus, 1758). 433-440. In: Corti, C., Sindaco, R., Capula, M. & Luiselli, L. (eds.), *Fauna d'Italia*. Rettili. Ed. Calderini. Bologna.
- Carretero, M.A., Montori, A., Llorente, G.A., Santos, X. 2002. *Psammodromus algirus*. 259-261. 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. Madrid.
- Fernández-Cardenete, J.R., Luzón, J.M., Pérez-Contreras, J., Pleguezuelos, J.M. & Tierno de Figueroa, J.M. 2000. Nuevos límites altitudinales para seis especies de herpetos de la península ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 11: 20-21.
- Masius, P. 1999. First record of *Psammodromus algirus* on Mallorca Island. *Die Eidechse*, 10: 64.
- Mateo, J. A. 1990. Aspectos biogeográficos de la fauna reptiliana en las islas españolas. *Revista Española de Herpetología*, 4: 33-44.
- Oliver J. & Vicens P. 2007. *Psammodromus algirus*. In: *Projecte Bioatles. Edició Agost 2007*. Servei de Protecció d'Espècies, Govern de les Illes Balears. Palma de Mallorca. <<http://www.caib.es/>> [Consulta: 15 diciembre 2015].
- Salvador, A., Carranza, S. & Harris, D.J. 2009. *Psammodromus algirus* / *Psammodromus manuelae* / *Psammodromus jeanneae* (Lagartija colilarga/ lagartija colilarga occidental/ lagartija colilarga oriental). 21. In: Carretero, M.A., Ayllón, E. & Llorente, G. (eds.), *Lista patrón de los anfibios y reptiles de España (actualizada a enero de 2009)*. Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Schleich, H. H., Kastle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and Reptiles of North Africa - Biology, Systematics, Field Guide*. Koeltz Scientific Books. Koenigstein, Germany.
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Cro-

chet, P.-A., Črnobrnja Isailovic, J., Denoël, M., Ficetola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R. & Vences, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1-31.

Verdú-Ricoy, J., Carranza, S., Salvador, A., Busack, S.D. &

Díaz, J. A. 2010. Phylogeography of *Psammodromus algirus* (Lacertidae) revisited: systematic implications. *Amphibia-Reptilia*, 31: 576-582.

Vicens, P. 2005. Sobre la presència de *Psammodromus algirus* Linnaeus, 1759 (Sauria, Reptilia) a Mallorca. *Bolleti de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 48: 109-112.

La lagartija de Marruecos (*Scelarcis perspicillata*) en las islas Baleares

Ana Perera

CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: perera@cibio.up.pt

Especie originaria del Norte de África, su distribución actual incluye Argelia (regiones de Orán, Argel, Atlas Telliano e islas Habibas) y Marruecos (zonas del Medio y Alto Atlas, Debdou, meseta de Oulmes y algunas poblaciones introducidas en el litoral atlántico) (Bons & Geniez, 1996; Perera, 2002). Las únicas introducciones conocidas de esta especie fuera de territorio africano han sido observadas en Almería y en la isla de Menorca (islas Baleares). La primera, descrita por Richter (1986), nunca llegó a constituir una población estable. En Menorca, por el contrario, se distribuye en la zona occidental de la isla, donde fue registrada por primera vez en 1923 (Mertens, 1929). La hipótesis más plausible sobre su origen es que las poblaciones menorquinas se establecieron a finales del siglo XVIII provenientes de la

región de Orán, durante el intenso tráfico marítimo en el periodo en que los dos territorios coincidieron bajo la soberanía de la Corona de España (Tateishi, 2006; Mateo *et al.*, 2011). Los datos genéticos preliminares de varias poblaciones de Menorca en las que se observa escasa variabilidad genética apoyan esta hipótesis (Perera *et al.*, in prep).

Esta especie es localmente abundante en la zona occidental de la isla, Ciudadela y alrededores, así como en sus extremos noroccidental (Punta Nati, Cala Morell) y sudoccidental (Cap d'Artrutx). Sin embargo, se desconoce si estas poblaciones están conectadas entre sí. Existen registros históricos de su existencia en el norte (Cabo de Cavalleria; Prats, 1979) y oeste (Esteban *et al.*, 1994) de Menorca, que no han sido confirmados desde su descripción. Los datos de los que se dispone no permiten afirmar si la distribución actual de las poblaciones es el resultado de una única introducción a través del puerto de Ciudadela y posterior dispersión y fragmentación, o si es el resultado de múltiples introducciones y extinciones (Perera, 2002).

Se trata de una especie diurna, insectívora, de hábitos discretos y principalmente rupícola (Figura 1), por lo que en Menorca se encuentra asociada a muros y paredes de piedra, canchales, construcciones y acantilados con escasa vegetación



Figura 1: Adulto de *S. perspicillata* en las canchales de s'Hostal, Ciudadela.



Figura 2: Las canteras de s'Hostal albergan la población mejor conocida de *S. perspicillata* en Menorca.

(Perera, 2015; Figura 2). Aunque no existen estudios sobre el estado de las poblaciones en Menorca, la abundancia de adultos y juveniles en las poblaciones de Ciudadela y alrededores sugiere el buen estado de las mismas. Por el contrario, la falta de confirmación reciente de las poblaciones orientales sugiere una reducción crítica o desaparición.

En la mayor parte de las localidades, *Scelarcis perspicillata* coexiste con el otro lacértido presente en la isla principal de Menorca, *Podarcis sicula*, también introducida. Aunque no hay datos sobre la posible competencia entre las dos especies, en simpatria *P. sicula* se encuentra frecuentemente en el suelo, mientras que *S. perspicillata* ocupa rocas y paredes. Tampoco existen registros de interacciones entre *S. perspicillata* y los gecónidos presentes (*Tarentola mauritanica* y *Hemidactylus turcicus*), a pesar de que todas ellas pueden ocupar el mismo

hábitat. *Scelarcis perspicillata* es presa de *Macroprotodon cucullatus* (A. Perera, datos no publicados).

Dado su carácter discreto, hábitos rupícolas, y la ausencia de interacción con especies endémicas, consideramos que *S. perspicillata* no representa una amenaza para la diversidad y ecosistemas locales, por lo que no se sugiere gestión de sus poblaciones. No obstante, sería aconsejable realizar más estudios para determinar el estado actual de las poblaciones occidentales y su grado de fragmentación, así como confirmar o no la extinción de las otras poblaciones de *S. perspicillata* descritas en la isla. El riesgo de colonización de islotes con el endemismo *Podarcis lilfordi* puede ser considerado mínimo dado que no hay registros de la presencia de *S. perspicillata* en islotes costeros de Menorca y ninguno de ellos es adyacente al actual área de distribución de *S. perspicillata*.

REFERENCIAS

- Bons, J. & Geniez, P. 1996. *Anfibios y Reptiles de Marruecos (incluido el Sáhara Occidental)*, Atlas Biogeográfico. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Esteban, I., Filella, E., García-Paris, M., GOB Menorca, Martín, C., Pérez-Mellado, V. & Zapirain, E. 1994. Atlas provisional de la distribución geográfica de la Herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19-28.
- Mertens, R. 1929. *Lacerta (Scelarcis) perspicillata* Duméril et Bibron - eine für Europa neue Eidechse. *Zoologischer Anzeiger*, 85: 1-2.
- Tateishi, H. 2006. Apuntes sobre el Diari de Mahó de Joan Roca i Vinent. *Mediterranean World*, 18: 77-104.
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: Historia y evolución de una problemática reciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Perera, A. 2002. *Lacerta perspicillata* Duméril & Bibron, 1839. Lagartija de Marruecos. 231-232. In: Pleguezuelos, J.M., Marquez, M.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 edición). Madrid.

Perera, A. 2015. Lagartija de Marruecos - *Lacerta perspicillata*.

In: Carrascal, L.M. & Salvador, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <<http://www.vertebradosibericos.org/>> [Consulta: 10 noviembre 2015].

Prats, P. 1979. Fauna de Menorca. 360-438. In: Mascaró Passarius J. (ed.), *Geografía e Historia de Menorca*. Ciutadella.

Richter, K. 1986. *Podarcis perspicillata* (Duméril und Bibron, 1839). Brilleneidechse. 399-407. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 2/II, Echsen III* (Podarcis). Aula Verlag. Wiesbaden.

La lagartija de Madeira (*Teira dugesii*) en las Palmas de Gran Canaria

José Antonio Mateo

Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

Teira dugesii (Figura 1) es un lacértido macaronésico originario de los archipiélagos de Madeira y Selvagens, (Brehm *et al.*, 2003; Loureiro *et al.*, 2008) que ha sido introducido en Azores, en el puerto de Lisboa y en las islas Canarias (Sá Sousa, 1995; BDBA, 2008; López-Dos Santos *et al.*, 2013). Su presencia ya

había sido señalada en La Orotava a principios de siglo XX (Boulenger, 1920), pero se daba por extinguida en las islas Canarias hasta que López-Dos Santos *et al.* (2013) descubrieron una población en los jardines de la plaza de la Feria, en Las Palmas de Gran Canaria (28°06'49"N-15°25'06"O).

Se trata de una población conformada por pocos cientos de ejemplares ceñidos a 0,02 - 0,03 km² de setos y plantas rastreras que no comparten con ninguno de los saurios autóctonos, y de las que difícilmente podrían salir sin ayuda humana (López-Dos Santos *et al.*, 2013). Recientes estudios moleculares han confirmado que la población de Las Palmas así como la de Lisboa son introducciones procedentes de Madeira (Silva-Rocha *et al.*, 2016). Para controlar la población canaria bastaría llevar a cabo una campaña de captura de ejemplares adultos mediante trampas de caída. Se desconoce el origen preciso de los ejemplares que fundaron la población de la plaza de La Feria, aunque es probable que su puerta de entrada fuera el puerto deportivo situado a pocos cientos de metros (López-Dos Santos *et al.*, 2013).



Figura 1: Ejemplar de *T. dugesii* capturado en los jardines de la plaza de la Feria (Las Palmas de Gran Canaria).

REFERENCIAS

BDBA. 2008. Base de dados da Biodiversidade dos Açores. Universidade dos Açores / Governo dos Açores. <<http://www.azoresbiportal.angra.uac.pt/listagens.php>> [Consulta: 10 diciembre 2015].

Boulenger G.A. 1920. *Monograph of the Lacertidae volumen 1*. British Museum of Natural History. Londres.

Brehm A., Jesus J., Spínola H., Alves C., Vicente L., & Harris

- D.J. 2003. Phylogeography of the Madeiran endemic lizard *Lacerta dugesii* inferred from mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 26: 222–230.
- López-Dos Santos, N., López-Jurado, L.F., Hernández-Peñate A. & Mateo, J.A. 2013. Una nueva población de lagartija de Madeira (*Teira dugesii*) en Las Palmas de Gran Canaria. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 24: 102–103.
- Loureiro A., Ferrand de Almeida N., Carretero M.A. & Paulo O.P. (eds.). 2008. *Atlas dos Anfíbios e Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação e da Biodiversidade. Lisboa.
- Sá-Sousa, P. 1995. The introduced Madeiran lizard, *Lacerta (Teira) dugesii* in Lisbon. *Amphibia-Reptilia*, 16: 211–214.
- Silva-Rocha, I., Sá-Sousa, P., Fariña, B. & Carretero, M.A. 2016. Molecular analysis confirms Madeira as source for insular and continental introduced populations of *Teira dugesii* (Sauria: Lacertidae). *Salamandra*.

La culebra de cogulla argelina (*Macroprotodon cucullatus*) en las islas Baleares

Raquel Vasconcelos^{1,2} & Juan M. Pleguezuelos³

¹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: raquel.vasconcelos@cibio.up.pt

² Institute of Evolutionary Biology (CSIC-UPF). Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. 08003 Barcelona. España.

³ Departamento de Zoología. Facultad de Ciencias, Universidad de Granada. Cl. Severo Ochoa, s/n. 18071 Granada. España.

Se considera que se distribuye por el Magreb Oriental, en una franja costera de aproximadamente 200 km de anchura hacia el interior, que comienza por el Oeste en la proximidad de la ciudad de Argel, Argelia, y llega hasta la costa oriental de Túnez (consultar los mapas sobre el género publicados por Wade, 2001, y por Carranza *et al.*, 2004). Además, está presente en islas de Túnez (Zembra, Zembretta, Galita; Delaugerre *et al.*, 2011), de Italia (Lampedusa; Wade, 1988), y de España (islas Baleares; Figura 1); en las islas se considera que las poblaciones son introducidas (Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015). No se conoce con precisión los límites del área de distribución de la especie, debido a que incluye zonas poco prospectadas. Otro problema añadido es que no está resuelta la filogenia dentro del género (Carranza *et al.*, 2004; Vasconcelos & Harris, 2006). Silva-Rocha *et al.* (2015) aportan un nuevo árbol con las relaciones entre ejemplares del género procedentes de la mayor parte de su rango geográfico, pero con bajo soporte en algunos de los clados y sin genes nucleares. Siguiendo las recomenda-

ciones de Speybroech & Crochet (2007), y de Corti *et al.* (2009), a las poblaciones presentes en las islas Baleares y Lampedusa le asignamos el nombre *Macroprotodon cucullatus* s.s. (Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015), aunque reconociendo que esta especie es de momento parafilética (Carranza *et al.*, 2004; Vasconcelos & Harris, 2006).

En el archipiélago balear aparece sólo en las islas Gimnesias, Mallorca y Menorca, donde está bien distribuida (Esteban *et al.*, 1994; Pleguezuelos & Fernández-Cardenete, 2002), aunque parece faltar de algunas localidades al oeste de Mahón, en Menorca (Pérez-Mellado, 2005). Aún así, se acepta que faltan datos precisos sobre su distribución en estas islas (Viada *et al.*, 2006). Altitudinalmente se distribuye desde el nivel del mar hasta los 800 msnm en la isla de Mallorca (Mayol, 1985), y se supone que está presente en todo el rango altitudinal de la isla de Menorca (0-358 msnm).

La especie fue introducida en estas islas probablemente por los romanos en el siglo II a.e.c. (Pleguezuelos *et al.*, 1994), a partir de ejemplares de la actual Túnez (Silva-Rocha *et al.*, 2015). Los romanos

de la Edad Antigua usaban frecuentemente los ofidios en sus ritos (Bruno & Maugueri, 1990), por lo que podría pensarse que fue introducida activamente en este archipiélago. Sin embargo, debido a su pequeño tamaño y hábitos minadores, también es posible que fuera introducida de forma pasiva, entre las mercancías transportadas por los barcos. Cazadora al acecho, la frecuencia de ingestión de presas de esta culebra ha de ser muy baja, como corresponde en general a los reptiles que practican este tipo de forrajeo (Schoener, 1971), y como se confirma por los datos de su ecología trófica (Pleguezuelos *et al.*, 1994). Por ello, presumimos que la especie puede soportar largos periodos de falta de alimento, por ejemplo, durante transporte por mar, lo cual favorecería el éxito de introducción pasiva de reptiles (Kraus, 2008).

Los ejemplares balearicos, con una longitud hocico-cloaca media de 328,9 mm, longitud total máxima de 660 mm, y un peso medio de 33,5 g, son los de mayor tamaño de la especie y del género (Busack & McCoy, 1990; Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015). Este aumento de tamaño corporal les ha permitido ampliar su espectro trófico, lo que probablemente ha contribuido a su éxito como especie introducida (Pleguezuelos *et al.*, 1994). En Mallorca se citó la depredación sobre *Tarentola mauritanica* (Barbadillo, 1987), *Hemidactylus turcicus* (Joger, 1999), *Podarcis sicula* (Pleguezuelos *et al.*, 1994), juvenil

de *Troglodytes troglodytes* (Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015) y *Mus spretus/domesticus* (Pleguezuelos *et al.*, 1994), y en Menorca sobre *Scelarcis perspicillata* (A. Perera, comunicación personal). La depredación sobre vertebrados endotermos por ejemplares balearicos, algo no observado en ejemplares conespecíficos y congénéricos en sus áreas de distribución nativa (Pleguezuelos *et al.*, 1994; Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015), está de acuerdo con la hipótesis de cambio de nicho (en este caso nicho trófico) en poblaciones introducidas, y podría explicar por qué los modelos de nicho ecológico predicen incorrectamente la distribución actual de esta especie en las islas Baleares (Silva-Rocha *et al.*, 2015). Este cambio de nicho trófico no hubiera sido posible sin el cambio hacia un mayor tamaño corporal, probablemente favorecido porque en las islas Baleares no existía otro ofidio nativo eurifago de mayor tamaño. Este cambio permite acceder a presas de mayor volumen, como algunos endotermos. La plasticidad fenotípica o adaptación hacia gigantismo es común en ofidios introducidos en islas mediterráneas (Cheylan & Guillaume, 1993; Cattaneo, 2015; R. Vasconcelos & J.M. Pleguezuelos, datos no publicados). Sin embargo, la población introducida en la isla de Lampedusa, que comparte distribución con otra especie introducida de mayor tamaño, *Malpolon monspesulanus*, no ha mostrado esta adaptación (Corti & Luiselli, 2001; Cattaneo, 2015).

Foto D. Burtle

Figura 1: *Macroprotodon cucullatus* con pollo de *T. troglodytes*. Mallorca, mayo de 1990.



Silva-Rocha *et al.* (2015) modelizaron la distribución de la especie en las islas Baleares y la proyectaron al futuro; encontraron que la precipitación en el trimestre más cálido del año es la principal variable que explica su distribución en esas islas, y que la especie tendrá una tendencia a perder hábitat adecuado durante el siglo XXI; en el mejor de los escenarios futuros, según las emisiones, mantendría hábitat idóneo solamente en la mitad sur de la isla de Mallorca.

Se ha planteado que la introducción de esta especie en la isla de Lampedusa sea la responsable de la ausencia de un saurio (*Psamodromus algirus*); aunque estudios moleculares ponen en duda el carácter nativo de este saurio en el cercano islote de Conigli; Carretero *et al.*, 2009) y de la disminución del tamaño corporal de otras especies de este grupo (Padoa-Schioppa & Massa, 2001; pero véase Cattaneo, 2015). En las islas de Mallorca y Menorca ha sido reputada como responsable de la extinción de *Podarcis lilfordi* (Eisenbraut, 1950; Mayol, 1985). Sin embargo, la extinción de este saurio en estas dos islas es probable que más bien haya sido responsabilidad de otros depredadores más activos y eficaces que *M. cucullatus*, también introducidos, como la comadreja común, *Mustela nivalis* (Alcover, 1987; Pleguezuelos *et al.*, 1994; Pleguezuelos & Vasconcelos, 2015). *Macroprotodon cucullatus* pudo representar una amenaza para la biodiversidad cuando fue introducida en las islas Baleares, hace más de 2000 años, pero, en base a su bajo efectivo poblacional, su estrategia de forrajeo y dieta, creemos que actualmente no representa una amenaza. Su remoción de las islas

sería costosa, inviable, e incluso podría ser perjudicial al ecosistema, por poder hacer explotar las densidades de los micromamíferos introducidos (Zavaleta *et al.*, 2001).

No se han realizado acciones para frenar el impacto de esta especie introducida en las islas Baleares. El Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España y el de las islas Baleares consideraron la población de las islas Baleares, otorgándole la categoría de Datos Insuficientes (Pleguezuelos & Fernández-Cardenete, 2002; Viada, 2006). En este último libro, además se proponen acciones para su conservación, como el estudio de su distribución actual y campañas de sensibilización a favor de la especie (Viada, 2006). La segunda es una medida contraria a lo que se espera para una especie introducida. Las poblaciones de las islas Baleares aparecen (aunque con la combinación *Macroprotodon mauritanicus*) en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (RD 139/2011 y su actualización por la Orden AAA/75/2012, de 12 de enero), lo cual de nuevo es contrario a lo que se espera para una especie introducida. También aparece en el Anexo III del Convenio de Berna, aunque las poblaciones de las islas Baleares no están diferenciadas del resto de las poblaciones europeas.

Proponemos incrementar el conocimiento sobre distribución e historia natural de las poblaciones en las islas Baleares, la monitorización del tamaño poblacional en zonas concretas, y la salida de esta especie de los catálogos regionales, nacionales y europeos de especies a proteger, para pasar al grupo de las especies introducidas.

REFERENCIAS

- Alcover, J.A. 1987. El poblament del territori insular. *Història Natural dels Països Catalans*, 13: 197-202.
- Bruno, S. & Maugeri, S. 1990. *Serpenti d'Italia e d'Europa*. Mondadori. Milán.
- Busack, S.D. & McCoy, C.J. 1990. Distribution, variation and biology of *Macroprotodon cucullatus* (Reptilia, Colubridae, Boiginae). *Annals of the Carnegie Museum*, 59: 261-285.
- Carranza, S., Arnold, E.N., Wade, E. & Fahd, S. 2004. Phylogeography of the false smooth snakes, *Macroprotodon* (Serpentes, Colubridae): mitochondrial DNA sequences show European populations arrived recently from Northwest Africa. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 33: 523-532.

- Carretero, M.A., Perera, A., Lo Cascio, P., Corti, C. & Harris, D.J. 2009. Unexpected phylogeographic affinities of *Psammotromus algerus* from Conigli islet (Lampedusa, SW Italy). *Acta Herpetologica*, 4: 1-6.
- Cattaneo, A. 2015. Contributo alla conoscenza dei serpenti delle isole del canale di Sicilia. (Reptilia, Serpentes). *Naturalista siciliano*, S. IV, XXXIX: 3-28.
- Cheylan, M., & Guillaume, C.P. 1993. *Elaphe scalaris* (Schinz, 1822) - Treppennatter. 397-429. In: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/1: Schlangen (Serpentes) I (Typhlopidae, Boidae, Colubridae 1: Colubrinae)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Corti, C. & Luiselli, L. 2001. *Macroprotodon cucullatus* on Lampedusa island (Mediterranean Sea): notes on its natural history, morphometrics and conservation. *Amphibia-Reptilia*, 22: 129-134.
- Corti, C., V. Pérez Mellado, P. Geniez, S. Baha El Din, I. Martínez-Solano, R. Sindaco & A. Romano. 2009. *Macroprotodon cucullatus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. [Consulta: 07 febrero 2015].
- Delauger, M., Ouni, R. & Nouira, S. 2011. Is the European leaf-toed gecko *Euleptes europaea* also an African? Its occurrence on the Western Mediterranean landbridge islets and its extinction rate. *Herpetology Notes*, 4: 127-137.
- Eisenraut, M. 1950. Das Fehlenemischer und das Auftreten Landfremdereidechsen auf den beidenhanptinseln der Balearen, Mallorca und Menorca. *Zoologische Beiträge (N.F.)*, 1: 3-11.
- Esteban, I., Filella, E., García-París, M., G.O.B. Menorca, Martín, C., Pérez-Mellado, V. & Zapirain, E.P. 1994. Atlas provisional de la distribución geográfica de la herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19-28.
- Kraus, F. 2008. *Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis* (vol. 4). Springer Science & Business Media. Netherlands.
- Mayol, J. 1985. *Rèptils i amfibis de les Balears*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Padoa-Scioppa, E. & Massa, R. 2001. Possibile effetto della predazione di ofidi sull'abbondanza e sull'atletica media dei sauri di Lampedusa. *Naturalista Siciliano*, S. IV, 25 (Suppl.): 99-110.
- Pérez-Mellado, V. 2005. Els rèptils. 151-227. In: Vidal Hernández, J.M. (ed.), *Enciclopedia de Menorca*. V Vertebrats (Volum 2). Peixos, amfibis i rèptils. Obra Cultural de Menorca. Maó.
- Pleguezuelos, J.M. & Fernández-Cardenete, J.R. 2002. *Macroprotodon cucullatus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827). 286-288. 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. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M., Honrubia, S. & Castillo, S. 1994. Diet of the False Smooth Snake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediterranean area. *Herpetological Journal*, 4: 98-105.
- Pleguezuelos, J.M. & Vasconcelos, R. 2015. Culebra de cogulla argelina—*Macroprotodon cucullatus*. In: Salvador, A., Marco, A. (eds.), *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid. <http://www vertebradosibericos.org/> [Consulta: 1 diciembre 2015].
- Schoener, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2: 369-404.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J.A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Mediterranean Islands: an invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLoS ONE*, 10: e0121026.
- Speybroeck, J. & Crochet, P.A. 2007. Species list of the European herpetofauna—a tentative update. *Podarcis*, 8: 8-34.
- Vasconcelos, R. & Harris, D.J. 2006. Phylogeography of *Macroprotodon*: mtDNA sequences from Portugal confirm European populations arrived recently from NW Africa. *Herpetozoa*, 19: 77-81.
- Viada, C., Mayol, J. & Oliver, J. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares*. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears. Mallorca.
- Wade, E. 1988. Intraspecific variation in the colubrid snake genus *Macroprotodon*. *Herpetological Journal*, 12: 237-245.
- Wade, E. 2001. Review of the False Smooth snake genus *Macroprotodon* (Serpentes, Colubridae) in Algeria with a description of a new species. *Bulletin of the Natural History Museum, London (Zoology)*, 67: 85-107.
- Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J. & Mooney, H.A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 454-459.

La culebra de escalera (*Rhinechis scalaris*) en las islas Baleares

Miguel A. Carretero & Iolanda Silva-Rocha

CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: carretero@cibio.up.pt

Rhinechis scalaris es un ofidio cuya distribución nativa ocupa la mayor parte de la península ibérica, estando sólo ausente del norte (Galicia, Cornisa Cantábrica y el Pirineo; Pleguezuelos

& Honrubia, 2002), y se extiende también por el sudeste de Francia (Lescure & de Massary, 2013), siempre dentro del ámbito bioclimático mediterráneo. Su supuesta presencia en la Liguria ita-

liana no se ha confirmado en tiempos recientes (Razzeti & Sindaco, 2006). Separadas de este rango continental continuo, se encuentran las poblaciones, consideradas introducidas, del archipiélago balear donde se señala su presencia en Mallorca, Menorca, Ibiza y Formentera (Pinya & Carretero, 2011). No obstante, el patrón de distribución varía entre islas. Mientras que en Menorca aparece a lo largo de toda la isla (Esteban *et al.*, 1994), en el resto sólo ocupa una parte del territorio. Así, en Mallorca se distribuye en tres núcleos separados, occidental, central y oriental (Álvarez *et al.*, 2010; Oliver & Álvarez, 2010); en Ibiza se concentra en el sector nororiental (Álvarez *et al.*, 2010; Montes *et al.*, 2015); y en Formentera sólo aparecen unas pocas observaciones en el extremo sudoriental (Álvarez *et al.*, 2010; Oliver & Álvarez, 2010). No se encuentra en ninguno de los islotes circundantes de las islas mayores.

La presencia de esta especie en Menorca es bien conocida desde hace tiempos históricos (Mayol, 1985). Teniendo en cuenta su completa ausencia en el registro fósil plio-pleistocénico (Caloi *et al.*, 1988) y su aparición ligada a yacimientos arqueológicos de los IV y III BCE y del año 150 CE, se piensa que su introducción es prerromana (Vigne & Alcover, 1985). Al ser una

especie de gran talla se especula con un transporte deliberado con fines religiosos (Pleguezuelos, 2002). Por el contrario, en Mallorca, Ibiza y Formentera, la especie no aparece en los registros herpetológicos hasta principios del siglo XXI (Álvarez *et al.*, 2010). Tanto las observaciones directas como la distribución contagiosa de los registros en torno a los viveros abogan por una introducción pasiva a través de la importación de olivos viejos plantados con fines ornamentales en urbanizaciones y rotondas (Álvarez *et al.*, 2010; Montes *et al.*, 2015; Silva-Rocha *et al.*, 2015).

La evidencia filogeográfica apunta a un origen en el sur peninsular (Silva-Rocha *et al.*, 2015). En efecto, el hecho de que la especie presente una diversidad en el ADN mitocondrial muy baja en su área nativa (Nulchis *et al.*, 2008) debería en principio impedir la detección exacta del área fuente. Sin embargo, los haplotipos de las poblaciones de las islas Baleares, incluyendo Menorca, son idénticos o separados por una mutación de los peninsulares en tanto que la antigüedad del aislamiento de las islas Baleares (Mesiniense, 5,33 m.a. BP, Cavazza & Wezel, 2003) debería haber producido una diferenciación considerable como la que existe en los reptiles endémicos (Brown *et al.*, 2008).

Foto Enrique Ayllón

Figura 1: Dos ejemplares de *R. scalaris* en Sant Llorenç de Balàfia, Ibiza.



Incluso en el hipotético caso de una colonización pleistocénica, debería haberse producido diferenciación teniendo en cuenta las tasas de mutación de los marcadores utilizados. Más aún, resultados no publicados obetnidos mediante el uso de marcadores con mayor tasa de mutación y análisis de más localidades reafirman la falta de diferenciación genética de los ejemplares de las islas Baleares y encuentran, como resultado de la retracción durante las glaciaciones, una mayor diversidad haplotípica en el sur peninsular (L. Machado, comunicación personal), que parece el origen más plausible de las poblaciones baleares.

La historia natural de la especie y las propias características actuales de los ecosistemas baleares sugieren que el impacto de esta especie será moderado. Indudablemente, se trata de una especie capaz de ocupar matorrales y márgenes de bosque mediterráneo como los que dominan el archipiélago (Pleguezuelos & Honrubia, 2002). También su espermatogénesis vernal (Pleguezuelos & Feriche, 2006) y su habilidad para mantener temperaturas elevadas incluso de noche (Blázquez, 1995) le permiten mantener un amplio periodo de actividad diaria y anual. Sin embargo, su dieta se centra en el consumo de vertebrados endotermos (Pleguezuelos *et al.*, 2007), lo que excluye a los anfibios y reptiles endémicos, que no deberían ser afectados. Aunque no se puede despreciar el efecto que podrá tener sobre las poblaciones de aves y mamíferos, lo cierto es que éstas ya se hallaban sometidas desde el Neolítico a la depredación por otros vertebrados introducidos que en su momento ya provocaron la extinción de los mamíferos endémicos (Bover *et al.*, 2008).

Frente a una aparente estabilidad de las poblaciones menorquinas de *R. scalaris*, para las poblaciones mallorquinas e ibicencas se produjo un incremento paulatino, tanto en extensión

como en abundancia de registros, durante toda la década anterior (Álvarez *et al.*, 2010). A partir de entonces, el seguimiento más intensivo llevado a cabo en Ibiza, donde desde hace dos años se llevan a cabo acciones de erradicación, indica una aparente estabilización en esta isla (Montes *et al.*, 2015). En todo caso, existen buenas evidencias de naturalización y de reproducción con éxito en Ibiza (Figura 1; Montes *et al.*, 2015). En Formentera, las pocas observaciones de la década pasada parecen haber sido casos aislados que no se han confirmado con posterioridad. Por falta de un seguimiento sistemático se desconoce la situación en Mallorca, donde no se llevan a cabo acciones de erradicación.

Si la autoecología de la especie (véase más arriba) y los modelos ecológicos basados en variables bioclimáticas indican que una gran parte del territorio balear ya es adecuado para la especie (Silva-Rocha *et al.*, 2015), las expectativas para el futuro son todavía menos halagüeñas. Efectivamente, las proyecciones de dichos modelos para los escenarios previstos de cambio climático apuntan a un incremento de las zonas favorables en el archipiélago hasta 2080 (Silva-Rocha *et al.*, 2015).

Dado que la especie ya ha llegado a las islas mayores y que en ellas encuentra ambiente y recursos favorables que sólo pueden incrementarse en el futuro, está claro que los esfuerzos de conservación deben concentrarse en cerrar las vías de introducción, erradicar los núcleos poblacionales cuando aún son pequeños y realizar un seguimiento general para detectar tempranamente otras introducciones y analizar tendencias poblacionales. En este sentido, las acciones llevadas a cabo en Ibiza (Montes *et al.*, 2015) muestran el camino de lo que debería ponerse en práctica en Mallorca. La colaboración con los importadores de olivos, educación ambiental a la población, captura de ejemplares

res con trampas y perros, así como creación de bases de datos cartográficas son herramientas que ya se están demostrando efectivas (Montes *et al.*, 2015). De mismo modo, son especialmente recomendables las actuaciones preventivas encaminadas a evitar la llegada de la especie a islas pequeñas e islotes donde su impacto (e.g., sobre colonias de aves nidificantes) puede ser más

grave. En este sentido, el área de Formentera donde se realizaron avistamientos en el pasado debería ser revisada de modo exhaustivo con periodicidad. Actuar con prontitud y en todo en territorio acabará por ser la mejor forma de usar los limitados recursos destinados a conservación (Simberloff *et al.*, 2013) de las diferentes administraciones y controlar esta amenaza.

REFERENCIAS

- Álvarez, C., Mateo, J.A., Oliver J. & Mayol, J. 2010. Los ofidios ibéricos de introducción reciente en las Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 126-131.
- Blázquez, M.C. 1995. Movement patterns in *Elaphe scalaris* at Doñana National Park, Southwest Spain. *Israel Journal of Zoology*, 41: 125-130.
- Bover, P., Quintana, J. & Alcover, J.A. 2008. Three islands, three worlds: Paleogeography and evolution of the vertebrate fauna from the Balearic Islands. *Quaternary International*, 182: 135-144.
- Brown, R.P., Terrassa, B., Pérez-Mellado, V., Castro, J.A., Hoskisson, P.A., Picornell, A. & Ramón, M.M. 2008. Bayesian estimation of post-Messinian divergence times in Balearic Island lizards. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 48: 350-358.
- Caloi L., Kotsakis T. & Palombo M.R. 1988. La fauna a vertebrati terrestri del Pleistocene delle isole del Mediterraneo. *Geologica Romana*, 25: 235-256.
- Cavazza, W. & Wezel, F.C. 2003. The Mediterranean region - a geological primer. *Episodes*, 26: 160-168.
- Esteban, I., Filella, E., García-París, M., G.O.B. Menorca, Martín, C., Pérez-Mellado, V. & Zapirain, E.P. 1994. Atlas provisional de la distribución geográfica de la herpetofauna de Menorca (Islas Baleares, España). *Revista Española de Herpetología*, 8: 19-28.
- Lescure, J. & de Massary, J.C. (eds.). 2013. *Atlas des Amphibiens et Reptiles de France*. Muséum National d'Histoire Naturelle. Biotope Eds. Paris.
- Mayol, J. 1985. *Rèptils i amfibis de les Illes Balears*. Manuals d'Introducció a la Naturalesa n°6. Editorial Moll. Palma de Mallorca.
- Montes, E.M., Estarellas, J., Ayllón, E., Carretero, M.A., Feriche, M., Hernández, P.L. & Pleguezuelos, J.M. 2015. Dades preliminars del projecte pilot de control de serps a l'illa d'Eivissa. 444-452. *In: Llibre Verd de protecció d'espècies a les Balears*. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears n° 20. Govern de les Illes Balears. Conselleria d'Agricultura, Medi Ambient i Territori. Palma de Mallorca.
- Nulchis, V., Biaggini, M., Carretero, M.A. & Harris, D.J. 2008. Unexpected low mitochondrial DNA variation within the ladder snake *Rhinechis scalaris*. *Northwestern Journal of Zoology*, 4: 119-124.
- Oliver, J.A. & Álvarez, C. 2010. Rèptils i amfibis introduïts a les Illes Balears. 53-58. *In: Álvarez, C. (ed.), Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les Illes Balears*. Conselleria de Medi Ambient i Mobilitat. Palma de Mallorca.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. 502-532. *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 (3ª impresión). Madrid.
- Pleguezuelos, J.M. & Honrubia, S. 2002. *Elaphe scalaris*, 281-283. *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. Madrid.
- Pleguezuelos, J.M. & Feriche, M., 2006. Reproductive ecology of a Mediterranean ratsnake, the ladder snake *Rhinechis scalaris* (Schniz, 1822). *Herpetological Journal*, 16: 117-182.
- Pleguezuelos J.M., Fernandez-Cardenete J.R., Honrubia S. & Feriche M. 2007. Correlates between morphology, diet and foraging mode in the Ladder Snake *Rhinechis scalaris* (Schinz, 1822). *Contributions to Zoology*, 76: 179-186.
- Razzetti, E. & Sindaco, R. 2006. Taxa non confermati o meritavoli di conferma. 645-653. *In: Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (eds.), Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. Atlas of Italian Amphibians and Reptiles*. Polistampa. Firenze.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J.A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Mediterranean Islands: an invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLoS ONE*, 10: e0121026.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pysek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution*, 28: 58.
- Vigne, D. & Alcover, A. 1985. Incidence des relations historiques entre l'homme et l'animal dans la composition actuelle du peuplement amphibien, reptilien et mammalien des îles de méditerranée occidentale. *110e Congrès national des Soc. savantes, Montpellier, Sciences*, 2: 79-91.

La culebra de herradura (*Hemorrhois hippocrepis*) en las Islas Baleares

Enrique Ayllón

Asociación Herpetológica Española. Apartado de Correos 191. 2910 Leganes. Madrid. C.e.: enrique.ayllon@herpetologica.org

Su área de distribución se encuentra en el Mediterráneo Occidental. En el Sur está presente en el Magreb (Túnez, Argelia y Marruecos) y en el Norte en los dos tercios meridionales de la península ibérica y en las islas de Zembra, Pantellaria y suroeste de Cerdeña, probablemente introducida en éstas por el ser humano (Cattaneo, 1985; Corti *et al.*, 2000). Ha sido introducido en las islas Baleares a principios del siglo XXI de manera accidental, dentro de los troncos de viejos olivos ibéricos llevados para usarlos como árboles ornamentales (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2011). Fue encon-

trada por primera vez en Ibiza en el año 2003, en Mallorca en 2006 y en Formentera en 2010 (Álvarez *et al.*, 2010).

En Mallorca ocupa una banda ancha que recorre toda la isla de Este a Oeste, desde la zona de Capdepera y Arta, hasta la zona de Calvía, remontando por el norte hasta la zona de Alcudia (Torres, 2013, 2014), no conociéndose actualmente si se distribuye en núcleos aislados o existe una continuidad de sus poblaciones. En Ibiza se distribuye principalmente en la mitad noreste de la isla, en todo el término municipal de Santa Eulària des Riu y Sant Joan de Labritja, apareciendo citas



Foto Enrique Ayllón

Figura 1: Ejemplar de *H. hippocrepis* dentro de una trampa de cajón capturado en Ibiza en la campaña de 2015, Santa Eulària des Riu.



Foto Enrique Ayllón

Figura 2: Hábitat característico de *H. hippocrepis* en Ibiza. Los muros tradicionales de piedra seca tan habituales en la isla son un lugar idóneo para la búsqueda de alimento y como refugio. Municipio: Santa Eulària des Riu.

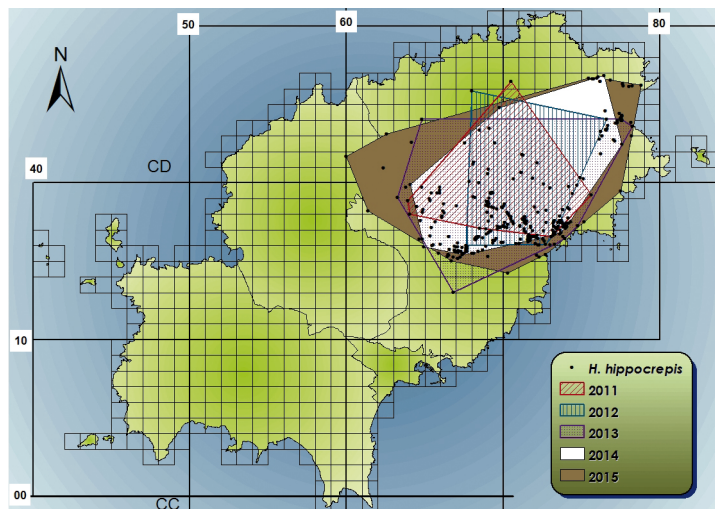


Figura 3: El patrón de distribución anual de *H. hippocrepis* delimitado por el Mínimo Polígono Convexo. Se ha adoptado el concepto de extensión de presencia propuesto por UICN (2001), es decir, el área contenida dentro de los límites imaginarios continuos más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos, inferidos o proyectados, en los que un taxón se encuentre presente, excepto los casos de vagabundeo.

puntuales en el resto de la isla (E. Ayllón, datos no publicados). Sus poblaciones son continuas y con las abundancias más notables en el entorno de Santa Eulàlia, y más escasa hacia los bordes de distribución (Figuras 1 y 2).

En Formentera existen citas puntuales en La Mola, Ca Mari, y en el entorno de San Ferran de Ses Roques, no conociéndose actualmente la situación de sus poblaciones ni su grado de expansión en la isla.

Mientras que en Mallorca y Formentera no existen datos actualizados sobre la distribución de la especie, en Ibiza se tiene buen conocimiento de su distribución y abundancia relativa, así como su expansión en los últimos años. En esta isla, hay claras evidencias de un aumento de su abundancia, así como de una lenta pero clara expansión de su área de distribución en estos últimos años (Ayllón *et al.*, 2014; E. Ayllón, datos propios; Figuras 3 y 4). Esta información es muy necesaria para poder implantar programas de control de sus poblaciones (Álvarez *et al.*, 2010).

Los modelos de distribución proyectados para los años 2020, 2050 y 2080 (Silva-Rocha *et al.*, 2015) para la población introducida en las islas Baleares dan como resultado la ocupación

total del archipiélago balear, con excepción de las zonas altas de la Sierra de Tramuntana. El índice de adecuación del hábitat es relativamente alto en los modelos de distribución en el futuro, siendo el máximo para *Hemorrohis hippocrepis* en 2020.

Actualmente, la especie se encuentra naturalizada en Mallorca e Ibiza (Álvarez *et al.*, 2010; Ayllón *et al.*, 2014). Análisis preliminares sobre alimentación de los ejemplares introducidos en Ibiza (Ayllón *et al.*, 2014; E. Ayllón, datos no publicados) indican que una parte importante se basa en la depredación de ejemplares del endemismo *Podarcis pityusensis* (más del 50% en frecuencia), *Tarentola mauritanica* y roedores (*Rattus* sp., *Apodemus sylvaticus*, *Mus* sp.). Sus datos biométricos indican una clara plasticidad fenotípica hacia el gigantismo, especialmente en masa corporal (Montes *et al.*, 2015). Varios casos sobre la depredación sobre polladas completas y adultos de ejemplares de canaricultura en jaulones de cría (E. Ayllón, datos no publicados), pollos de *Falco tinnunculus*, así como sobre *Turdus merula*, dan idea del posible peligro que pueden correr especies de aves endémicas de pequeño tamaño, como la curruca balear (*Sylvia balearica*), pollos

de paño (*Hydrobates pelagicus*) o pardela balear (*Puffinus mauretanicus*), si las densidades de la especie aumentan y/o existe una disminución de los recursos tróficos actualmente explotados. Una de las mayores amenazas consiste en su posible salto a islotes que mantienen pequeñas poblaciones de subespecies insulares de *Podarcis lilfordi* o *P. pityusensis*. La aparición de una muda de ofidio en el islote de S'Espartar (Ibiza), o la captura desde un barco de un ejemplar de la especie nadando a 2 millas náuticas de la costa, frente a la costa de Capdepera (Mallorca), indica que el salto a islotes es posible.

En el año 2009 el gobierno balear llevó a cabo un primer control experimental de ofidios de introducción reciente en los alrededores de Capdepera. Se colocaron 15 trampas de embudo fabricadas con tubos de PVC junto a muros y paredes de la finca Cas Guitarró, foco de la introducción y donde se habían visto numerosos ejemplares adultos. Para el segundo intento se colocaron en la finca de Son Font varias redes de suelo, un método utilizado con éxito en áreas de gran densidad de ofidios. En ambos casos, una falta de seguimiento se tradujo en resultados nulos (Mateo & Ayllón, 2012). Durante el año 2011 se realizó otro control experimental de ofidios de introducción reciente en los alrededores de Magaluf, en el vivero conocido como Sa Porrassa (TM Calvià), especializado en la importación de grandes olivos, y uno de los puntos de entrada de ofidios en la isla de Mallorca. Durante los meses de julio y septiembre de 2011 se probaron trampas de embudo similares a las utilizadas en Capdepera y trampas de pegamento, con cebo vivo, cebo de olor y sin cebo. En 20 días de pruebas se capturaron siete ejemplares de *H. hippocrepis*. De las experiencias de Capdepera y Magaluf pudo concluirse que cuando se utiliza un número bajo de trampas, éstas sólo son eficaces cuando la densidad de ofidios es muy elevada y cuando se

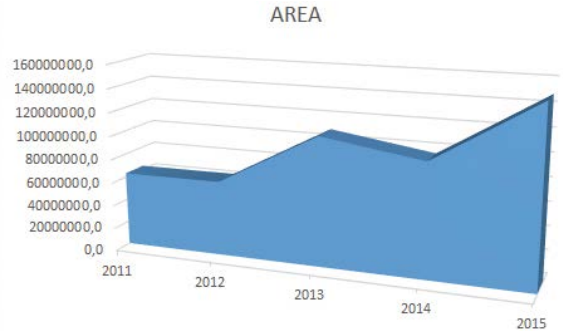


Figura 4: Aumento del área de distribución de *H. hippocrepis* en el período 2011-2015 en Ibiza.

utiliza cebo vivo para atraerlos (Mateo *et al.*, 2012).

En el año 2014, viendo la nula actuación del gobierno balear en la isla de Ibiza, el Consell Insular de Ibiza inició “El proyecto piloto de control de serpientes en la isla de Ibiza”, un programa piloto para evaluar su distribución, estado de sus poblaciones y aspectos sobre su biología que indiquen las líneas a seguir para evitar su expansión. Este proyecto está siendo ejecutado por la Asociación Herpetológica Española y lleva dos años de funcionamiento en campañas de tres meses en primavera y un mes en otoño. En estos dos años se ha mejorado el sistema de trapeo, apostando por las trampas de cajón con cebo vivo que están dando resultados efectivos, siendo el saldo de capturas total de más de 300 ejemplares y aumentando la efectividad de las trampas en un 625 % de 2014 a 2015 (114 ejemplares capturados por trampas en 2015).

La falta de actuaciones de control directo al detectarse las primeras entradas de ofidios en las islas, acompañado de la falta de predadores, (Pleguezuelos & Feriche, 2014; E. Ayllón, datos no publicados) ha provocado una clara expansión de la especie. Suponemos que dicha expansión podría ser similar para Mallorca, donde no existe ningún programa de control. No tenemos datos de la situación para Formentera, aunque el Consell de esta isla tiene intención de poner un proyecto en marcha, aún sin concretar.

Otro de los grandes problemas no solucionados es el control de entrada de olivos en los puertos de las islas Baleares. El traslado de olivos desde la península ibérica parece ser el principal vector de entrada de ofidios al archipiélago balear (Álvarez *et al.*, 2010; Oliver *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2012). La ausencia de un método de control en puerto para evitar la entrada de ofidios dentro de los olivos, así como una legislación que regule dicha entrada, favorece que los vectores de entrada sigan actuando y perjudicando la efectividad de los proyectos de control que actualmente se llevan a cabo, algo sí ejecutado para otro tipo de agentes invasores que no afectan a especies endémicas sino a especies ornamentales de palmeras, como es el caso del picudo rojo (*Rhynchophorus ferrugineus*).

La necesidad imperiosa de que el gobierno balear ejecute una prohibición de la entrada de olivos viejos en las islas o, en el peor de los casos, su restricción a la entrada en los meses invernales coincidiendo con la hibernación de la especie en la península ibérica, evitaría o reduciría la entrada de nuevos ejemplares a las islas. El transporte entre las distintas islas también debería estar regulado, ya que la entrada de la especie en Formentera parece proceder de la isla de Ibiza (Álvarez *et al.*, 2010).

En Canarias, y gracias al Sistema de Alerta Temprana del Proyecto Life-Lampropeltis, implantado desde el 2011, ha permitido tener los primeros datos de la introducción de la especie, así como actuar con la mayor celeridad para evitar lo ocurrido en Baleares (Gobierno de Canarias, 2015).

REFERENCIAS

- Álvarez, C., Mateo, J.A., Oliver, J. & Mayol, J. 2010. Los ofidios ibéricos de introducción reciente en las Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 126-131.
- Ayllón, E., Carretero, M.A., Estarellas, J., Feriche, M., Hernández-Sastre, P.L., Mateo, J.A., Montes, E., Pleguezuelos, J.M. & Santos, X. 2014. ¿Se equivocó Plinio el Viejo? Primeros resultados de la lucha contra los ofidios introducidos en Ibiza. XIII Congreso Luso-Español de Herpetología y XVII Congreso Español de Herpetología. Aveiro. Octubre 2014.
- Cattaneo, A. 1985. I Colubro Ferro di cavallo dell'isola di Pantelleria: *Coluber hippocrepis nigrescens* subsp. nova. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, 126: 165-184.
- Corti, C., Luiselli, L., Filippi, E. & Capula, M. 2000. Distribution, natural history and morphometrics of the critically endangered *Coluber hippocrepis* populations of Sardinia: a review, with additional data and conservation implications. *Amphibia-Reptilia*, 21: 279-288.
- Gobierno de Canarias. 2015. Detectada la presencia de la culebra de herradura en el norte de Gran Canaria. <<http://www3.gobiernodecanarias.org/medusa/ecoescuela/biodiversidad/tag/culebra-de-herradura/>> [Consulta: 28 octubre 2015].
- Mateo, J.A., Ayres, C. & López-Jurado, L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España: historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 2-42.
- Mateo, J.A. & Ayllón, E. 2012. *Viabilidad del control de ofidios en Ibiza y Formentera*. Informe no publicado. Asociación Herpetologica Española. Palma de Mallorca.
- Montes, E., Estarellas, J., Ayllón, E., Carretero, M.A., Feriche, M., Hernández, P.L. & Pleguezuelos, J.M. 2015. Dades preliminars del projecte pilot de control de serps a l'illa d'Eivissa. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 20: 457-466.
- Oliver, J.A. & Álvarez, C. 2010. Rèptils i amfibis introduïts a les Balears. 53-58. In: Álvarez, C. (ed), *Seminari sobre espècies introduïdes i invasores a les illes Balears*. Govern de les Illes Balears. Conselleria de Medi ambient i Mobilitat. Sòller.
- Pleguezuelos, J.M. & Feriche, M. 2014. *Hemorrhois hippocrepis* (Linnaeus, 1758). 723-739. In: Salvador, A. (coord.), *Reptiles, 2ª edición revisada y aumentada*. Ramos, M.A. et al., (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J. A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Balearic Islands: An Invasion Tale with Implications for Native Biodiversity Conservation. *PLoS ONE*, 10: e0121026. doi:10.1371/journal.pone.0121026.
- Torres, N. 2013. *Estudi preliminar dels ofidis recentment introduïts a les Illes Balears*. Universitat de les Illes Balears. Treball de fi de Grau. Mallorca.
- Torres, N. 2014. Aproximació a l'origen peninsular de les *Hemorrhois hippocrepis* recentment arribades a les Illes Balears a partir de l'extracció i seqüenciació del gen citocrom B de diversos exemplars. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 21: 174-183.
- UICN. 2001. *Categorías y criterios de la lista roja de la uicn. Versión 3.1*. UICN. Gland, Suiza.

La culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*) en las islas Baleares

José Antonio Mateo

Av. Joan Miró, 35. 3º. 07015 Palma de Mallorca. C.e.: mateosaurusrex@gmail.com

El área de distribución natural de *Malpolon monspessulanus* (Figura 1) se extiende por las regiones ribereñas de la cuenca occidental del Mediterráneo, incluida la mayor parte de la península ibérica, el sur de Francia, Liguria, Marruecos, el norte de Argelia y la franja litoral del Sáhara Occidental (Martínez-Solano *et al.*, 2009).

Hasta que en 2003 fue detectada por primera vez en Ibiza, la especie se consideraba ausente en todas las grandes islas del Mediterráneo (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2011). Tres años más tarde también se detectó un ejemplar adulto en Cas Guitarró, una finca del término municipal de Capdepera (Mallorca), en la que unos años antes habían sido trasplantados varios centenares de olivos procedentes de la península ibérica (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2011). Desde entonces el atlas de especies del Servei de Protecció d'Espècies del Govern de les Illes Balears (<www.bioatles.caib.es>) ha recogido 17 observaciones de *M. monspessulanus*, siete de ellas en Ibiza y el

resto en Mallorca. Se trata de una cantidad relativamente baja si se compara con el número de registros de otros ofidios ibéricos detectados en los últimos años (Álvarez *et al.*, 2010; Mateo *et al.*, 2011; Silva-Rocha *et al.*, 2015).

El goteo de observaciones de *M. monspessulanus* registradas en Ibiza desde 2003 no se ajusta a un patrón biogeográfico reconocible (<www.bioatles.caib.es>). Este patrón aparentemente aleatorio y el hecho de que no se haya detectado ni un solo ejemplar después del mes de junio de 2010 sugieren que el éxito del proceso de colonización de esta especie haya sido muy limitado en esa isla, sin que haya sido detectada en Formentera (Mateo & Ayllon, 2012; Montes *et al.*, 2015).

En Mallorca, por el contrario, nueve de las 10 observaciones realizadas hasta la fecha se concentran en los alrededores del Puig de Sant Martí (Alcudia), habiendo sido detectada en el extremo septentrional del Parque Natural de S'Albufera. Este patrón contagioso y

Figura 1: Ejemplar joven de *M. monspessulanus* en Sa Roca (Parc Natural de S'Albufera).



el número creciente de observaciones (entre los años 2014 y 2015 se han detectado cuatro ejemplares; Parpal *et al.*, 2015) parece indicar que la población de culebras bastardas de los alrededores de Alcudía se mantiene.

Muy poco se sabe acerca de la demografía de esta especie en las islas Baleares, salvo que todos los ejemplares capturados eran adultos que presentaban un excelente estado físico e importantes depósitos de grasa, o que algunos huesos craneales de un macho de gran tamaño (longitud total superior a 200 cm) presentaban ocho líneas de detención de crecimiento (correspondientes a ocho años de edad) que indican una tasa crecimiento superior a la que suelen presentar los ejemplares de esta especie en la península ibérica (Valverde, 1967). El inusual tamaño para un individuo de esa edad hace pensar en una posible tendencia al gigantismo de las poblaciones insulares introducidas, como ha podido observarse también en otros ofidios introducidos en las islas Baleares (J.M. Pleguezuelos, comunicación personal).

Se ha sugerido una relación directa entre la naturalización de ofidios ibéricos en las islas Baleares y la llegada masiva de olivos para su uso en jardinería (Mateo *et al.*, 2011; Mateo, 2015; Silva-Rocha *et al.*, 2015). Los registros de *M. monspessulanus* en Ibiza y Mallorca parecen confirmar esa hipótesis, ya que las primeras citas de la especie en ambas islas ocurrieron muy cerca de viveros y fincas en la que se habían trasplantado cientos de olivos de origen

peninsular (Álvarez *et al.*, 2010; datos inéditos). Todas las citas recogidas en Mallorca se encuentran a menos de 1.000 m de depósitos de olivos peninsulares (L. Parpal, comunicación personal).

En los últimos dos años el Consell d'Eivissa ha mantenido un programa piloto para el control de ofidios cuyos resultados pueden resumirse en la nula detección de *M. monspessulanus* en los muestreos (Montes *et al.*, 2015; E. Ayllón, comunicación personal). Estos datos negativos parecen confirmar la extinción de esta especie en los últimos años en Ibiza (Ayllón *et al.*, 2014; Silva-Rocha *et al.*, 2015). En Mallorca también se han llevado a cabo algunas acciones centradas en la captura de ofidios, pero más dirigidas a probar la eficacia de varios tipos de trampa que al control efectivo de poblaciones (Mateo, 2015; Parpal *et al.*, 2015).

Malpolon monspessulanus es una especie que debe mantenerse en el listado nacional de especies invasoras como un primer paso dirigido al establecimiento de un programa general de control de ofidios de introducción reciente en el archipiélago balear. En el caso de *M. monspessulanus* ese programa debería incluir medidas dirigidas a impedir la llegada de nuevos individuos a las islas, al control energético en zonas de concentración de árboles importados (viveros, plantaciones,...), y a conseguir una implicación efectiva de los colectivos afectados de los términos municipales de Muro y Alcudía, especialmente de las sociedades de cazadores y de los agricultores de la zona.

REFERENCIAS

- Álvarez C., Mateo J.A., Oliver, J. & Mayol J. 2010. Los ofidios ibéricos de introducción reciente en las Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 126-131.
- Ayllón, E., Carretero, M.A., Estarellas, J., Feriche, M., Hernández, P.L., Mateo, J.A., Montes, E., Pleguezuelos, J. & Santos, X. 2014. ¿Se equivocaba Plinio el Viejo? Primeros resultados del proyecto piloto de control de ofidios en Eivissa. 73. *In: Libro de Resúmenes del XIII Congreso Luso-Español de Herpetología*. Asociación Herpetológica Española. Aveiro.
- Martínez-Solano, I., Corti, C., Pérez-Mellado, V., Sá-Sousa, P., Pleguezuelos, J.M. & Cheylan, M. 2009. *Malpolon monspessulanus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2009: e.T157262A5064442. <<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T157262A5064442.en>> [Consulta: 22 Octubre 2015].
- Mateo, J.A. 2015. Los anfibios y reptiles introducidos en Baleares: un repaso de lo que sabemos y un ejemplo de puerta de entrada. *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears*.

- Govern de les Illes Balears & Societat d'Història Natural de les Balears. Monografia de la SHNB, 20: 447-454.*
- Mateo, J.A. & Ayllón, E. 2012. *Viabilidad del Control de Ofidios en Ibiza y Formentera*. Informe no publicado. Consell d'Eivissa.
- Mateo J.A., Ayres C. & López-Jurado L.F. 2011. Los anfibios y reptiles naturalizados en España; historia y evolución de una problemática creciente. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española, 22: 2-42.*
- Montes, E.M., Estarellas, J., Ayllón, E., Carretero, M.A., Ferriche, M., Hernández, P.L. & Pleguezuelos, J.M. 2015. Dades preliminars del projecte pilot de control de serps a l'illa d'Eivissa. *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears. Govern de les Illes Balears & Societat d'Història Natural de les Balears. Monografia de la SHNB, 20: 353-363.*
- Parpal, L., Colomar, V., Blasco, P., Negre, N., Puig, M., Solà, J., París, T., Coll, I., Morro, T. & Mir, T. 2015. Consorci per a la Recuperació de la Fauna de les Illes Balears, once años trabajando para la conservación de la biodiversidad. *Llibre Verd de Protecció d'Espècies a les Balears. Govern de les Illes Balears & Societat d'Història Natural de les Balears. Monografia de la SHNB, 20: 353-363.*
- Pleguezuelos J.M. 2002. Las Especies Introducidas de Anfibios y Reptiles. 501-532. *In: Pleguezuelos J.M., Márquez R. & Lizana M. (eds.), Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Herpetológica Española. Madrid.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J.A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Balearic Islands: An Invasion Tale with Implications for Native Biodiversity Conservation. *PLoS ONE, 10: e0121026. doi:10.1371/journal.pone.0121026.*
- Valverde, J.A. 1967. Estructura de una comunidad de vertebrados terrestres. *Monografías de la Estación Biológica de Doñana, 1: 1-218.*

La culebra viperina (*Natrix maura*) en las islas Baleares

Xavier Santos¹ & Daniela Guicking²

¹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: xsantossantiro@gmail.com

² University of Kassel. FB 10, Faculty of Mathematics and Natural Sciences Biology. Systematics and Morphology of Plants. Heinrich-Plett-Str 40. 34132 Kassel. Germany.

La distribución nativa de *Natrix maura* incluye ambas orillas del Mediterráneo Occidental, tanto el noroeste de África (Marruecos, Argelia y Túnez; Schleich *et al.*, 1996) como el suroeste de Europa (España, Portugal, Francia, sudoeste de Suiza, y noroeste de Italia; Sillero *et al.*, 2014). Aunque no hay subespecies descritas, se han identificado tres linajes evolutivos, uno de ellos situado en toda la distribución europea y otros dos o tres en África (Guicking *et al.*, 2008; Barata *et al.*, 2008). Fundamentalmente ocupa el ámbito bioclimático mediterráneo, pero puede hallarse en ambientes desérticos, estrictamente ligada a los medios acuáticos, en el margen meridional de su distribución (Bons & Geniez, 1996). En el extremo septentrional también supera el ámbito mediterráneo sobre todo en Francia (Doré, 1989). En España está presente de

manera continua en toda la geografía excepto parte de Galicia, la franja litoral de Asturias y Cantabria, y puntos de elevada altitud en diversos sistemas montañosos (Santos *et al.*, 2002).

Diversas islas del Mediterráneo Occidental (Mallorca, Menorca, Cerdeña y extremo sur de Córcega) y pequeños islotes cercanos a estas islas o al continente albergan poblaciones de *N. maura* (Sillero *et al.*, 2014). Al menos en las islas de mayor tamaño alejadas del continente se descarta una colonización natural y se aboga por una presencia reciente. En Cerdeña por ejemplo, se desconoce su origen (Rugiero *et al.*, 2000), aunque Schätti (1999) detecta similitud morfológica con las poblaciones de Túnez, y en el sur de Córcega su presencia parece obedecer a una introducción desde la próxima isla de Cerdeña (Fons *et al.*, 1991). En cambio, su presencia en las islas gallegas de Cíes y Ons (Galán, 1987; Galán & Fernández-Arias,

Foto Rafel Mas

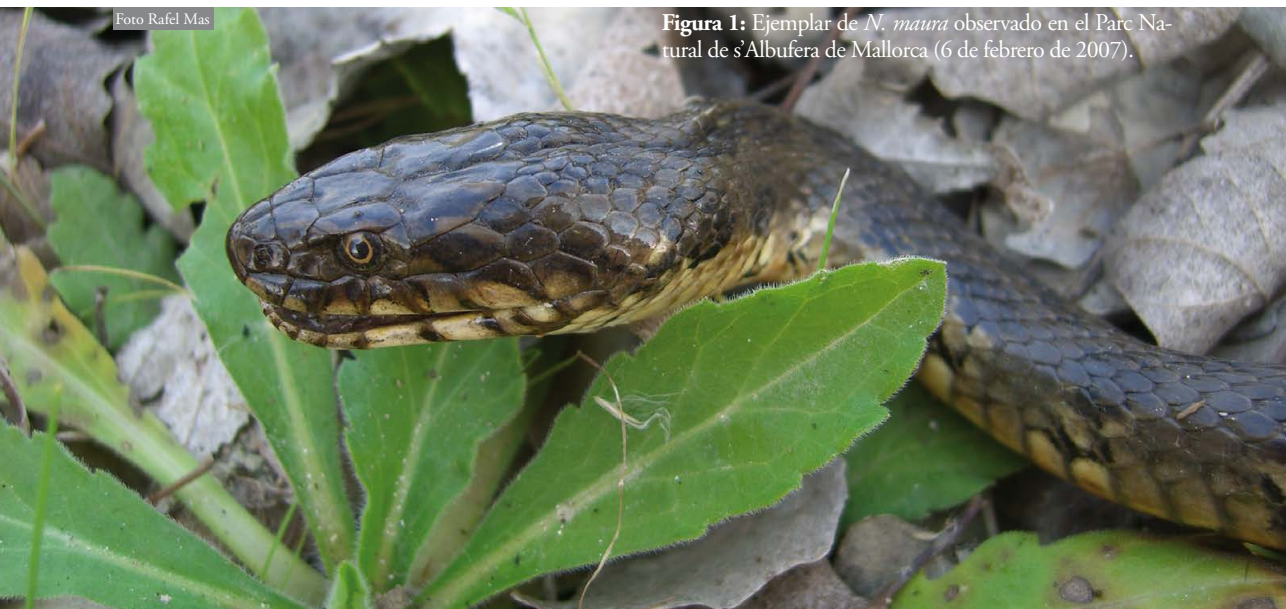


Figura 1: Ejemplar de *N. maura* observado en el Parc Natural de s'Albufera de Mallorca (6 de febrero de 2007).

1993) se debe a una colonización natural debida a la proximidad con el continente, y a la demostrada capacidad para soportar la salinidad propia del agua del mar (Galán, 2012).

También se distribuye por Mallorca (Figura 1) y Menorca. En la primera, su distribución parece circunscrita al norte (incluida la Serra de Tramontana) y oeste de la isla, mientras que en Menorca es abundante en toda la isla (Viada Sauleda, 2006). aparentemente no se encuentra en ninguno de los islotes circundantes de Mallorca y Menorca, aunque no debería descartarse esa posibilidad dada la experiencia vista en las islas atlánticas. Todas las evidencias sugieren que en ambas islas *N. maura* ha sido introducido por el ser humano en época de la Roma Clásica (Alcover & Mayol, 1981; Alcover, 1987). Los datos moleculares indican que las poblaciones de Mallorca son muy similares genéticamente a las del continente europeo, lo que apoya la hipótesis de una introducción reciente en la isla (Guicking *et al.*, 2006). Secuencias del citocromo *b* procedentes de ejemplares de Pollensa,

Alcudia y Serra de Tramontana mostraron la presencia de varios haplotipos, algunos compartidos con ejemplares del sur de Francia y noreste de España (Guicking *et al.*, 2006). Estos autores sugieren que los ejemplares de *N. maura* de Mallorca procederían del sureste de Francia, aunque no descartaron la posibilidad de múltiples introducciones. Diversos autores han indicado que la población en Menorca también es introducida (Corti *et al.*, 1999; Pinya & Carretero, 2011), aunque no hay evidencias moleculares que lo avalen. No existe evidencia de restos fósiles en las islas Baleares atribuibles al género *Natrix* (Caloi *et al.*, 1988; Szyndlar, 2012).

Natrix maura tiene una dieta de presas acuáticas muy generalista, depredando sobre numerosas especies de peces y anfibios, incluyendo larvas y puestas (Santos, 2014). En Mallorca es conocido el consumo de adultos y larvas de ferreret (*Alytes muletensis*), un anfibio autóctono, considerado extinto y redescubierto en 1980 (Alcover & Mayol, 1980). La reducida distribución de *A. muletensis* y su reducido ta-

maño de puesta, el menor en el género *Alytes* (12 huevos por término medio en la naturaleza; Pinya & Pérez-Mellado, 2014), sugieren que el consumo de ejemplares por *N. maura* debe haber producido un notable impacto en las poblaciones de *A. muletensis*. Aunque esta especie presenta diversas adaptaciones para reducir la depredación por parte de *N. maura* (Schley & Griffiths, 1997; Moore *et al.*, 2004), los censos realizados por Moore *et al.* (2004) demostraron que *A. muletensis* había quedado relegado a los angostos torrentes de la Serra de Tramontana a moderada altitud, donde el impacto de las culebras era menor. Por tanto, la reducida distribución actual de *A. muletensis* podría ser atribuida al menos en parte por la depredación causada por *N. maura*.

El descubrimiento de *A. muletensis* y el impacto de *N. maura* sobre el anfibio desencadenó rápidamente diversas actuaciones de conservación (Roman & Mayol, 1995) que, entre otras acciones, incluyeron la descatalogación de la población balear de *N. maura* como especie “De Interés Especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en 2003. Los censos de *A. muletensis* y la erradicación de culebras

continúan en la actualidad (Oliver *et al.*, 2014). El éxito de estas campañas ha llevado a reducir la categoría de amenaza de *A. muletensis* de En Peligro de Extinción a Vulnerable debido a la tendencia de aumento demográfico de las poblaciones y la reintroducción en dos áreas adyacentes a la zona nativa (Mayol *et al.*, 2009). La total erradicación de *N. maura* en Mallorca no es una tarea sencilla, aunque se considera una de las acciones más efectivas para incrementar la población de *A. muletensis* (Oliver *et al.*, 2014). En Menorca, con un solo curso de agua permanente, el Barranc d’Algendar, *N. maura* ocupa marismas y balsas donde consume larvas de dos especies de anfibios alóctonos, *Hyla meridionalis* y *Bufotes balearicus*, aunque se desconoce el verdadero alcance de dicha interacción. La presencia de una especie de *Alytes*, *Alytes talaoticus*, extinguido en Menorca tras la llegada de los romanos (Alcover *et al.*, 1999) levanta alguna sospecha sobre la posible responsabilidad de *N. maura* en la extinción de esta especie ya que no existe en toda la isla un relieve parecido a la Serra de Tramontana donde eventualmente los ejemplares de *Alytes* se hubieran podido proteger del consumo del ofidio.

REFERENCIAS

- Alcover, J.A. 1987. El poblament del territori insular. 197-202. In: Gosálbez *et al.* (eds.). *Història Natural del Paísos Catalans, vol. 13, Amfibis, Rèptils i Mamífers*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- Alcover J.A. & Mayol J. 1980. Notícia del hallazgo de Baleaphryne (Amphibia: Anura: Discoglossida) viviente en Mallorca. *Doñana, Acta Vertebrata*, 7: 266-269.
- Alcover, J.A. & Mayol, J. 1981. Espècies reliquies d’amfibis i de rèptils a les Balears i Pitiüses. *Bolletí de la Societat d’Historia Natural de les Balears*, 25: 151-167.
- Alcover, J.A., Seguí, B. & Bover, P. 1999. Extinctions and local disappearances of vertebrates in the western Mediterranean Islands. 165–188. In: MacPhee R.D.E. & Sues, H.D. (ed.), *Extinctions in near times: causes, contexts, and consequences*. Kluwer Academic Publishers. New York.
- Barata, M., Harris, D.J. & Castilho, R. 2008. Comparative phylogeography of northwest African *Natrix maura* (Serpentes: Colubridae) inferred from mtDNA sequences. *African Zoology*, 43:1-7.
- Bons, J. & Geniez, P. 1996. *Anfibios y Reptiles de Marruecos (incluido Sahara Occidental)*. Atlas biogeográfico. Asociación Herpetológica Española. Barcelona.
- Caloi L., Kotsakis T. & Palombo M.R. 1988. La fauna a vertebrati terrestri del Pleistocene delle isole del Mediterraneo. *Geologica Romana*, 25: 235-256.
- Corti, C., Masseti, M., Delfino, M. & Pérez-Mellado, V. 1999. Man and herpetofauna of the Mediterranean islands. *Revista Española de Herpetología*, 13: 83-100.
- Doré, R. 1989. *Natrix maura*. 160-161. In: Castanet, J. & Guyétant, R. (eds.), *Atlas de repartition des amphibiens et reptiles de France*. Société Herpétologique de France. Paris.
- Fons, R., Saint Girons, H., Salotti, M., Cheylan, M. & Clara, J.P. 1991. Contribution à la faune herpétologique des Iles Méditerranéennes : Présence de la Couleuvre vipérine *Natrix*

- trix maura* (Reptilia, Colubridae) en Corse. *Bonner Zoologische Beiträge*, 42: 181-186.
- Galán, P. 1987. Notas preliminares sobre la herpetofauna de las islas Cíes y Ons. *Mustela*, 3: 64-69.
- Galán, P. 2012. *Natrix maura* en el medio marino de las Islas Atlánticas de Galicia. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 23: 38-43.
- Galán, P. & Fernández-Arias, G. 1993. *Anfibios e réptiles de Galicia*. Edicions Xerais de Galicia. Vigo.
- Guicking, D., Griffiths, R.A., Moore, R.D., Joger, U. & Wink, M. 2006. Introduced alien or persecuted native? Resolving the origin of the viperine snake (*Natrix maura*) on Mallorca. *Biodiversity and Conservation*, 15: 3045-3054.
- Guicking, D., Joger, U. & Wink, M. 2008. Mitochondrial and nuclear phylogeography of the viperine snake (*Natrix maura*): evidence for strong intraspecific differentiation. *Organisms, Diversity & Evolution*, 8: 130-145.
- Mayol, J., Griffiths, R., Bosch, J., Beebee, J., Schmidt, B., Tejedo, M., Lizana, M., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Recuero, E. & Arntzen, J.W. 2009. *Alytes muletensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org> [Consulta: 18 febrero 2015].
- Moore, R.D., Griffiths, R.A. & Román, A. 2004. Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators. *Biological Conservation*, 116: 327-332.
- Oliver, J.A., Manzano, X. & Pinya, S. 2014. Contando ferretes. Veinticinco años de recuentos visuales de una especie en peligro de extinción. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 25: 37-43.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: A species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Pinya, S. & Pérez-Mellado, V. 2014. Clutch size in wild populations of *Alytes muletensis*. *Acta Herpetologica*, 9: 115-117.
- Roman, A. & Mayol, J. 1995. A natural reserve for the "ferret" (*Alytes muletensis*) (Sanchíz & Adrover, 1977) (Anura: Discoglossidae). 356-356. In: Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M.A. (eds.), *Scientia Herpetologica*. Asociación Herpetológica Española & Societas Europaea Herpetologica. Barcelona.
- Rugiero, L., Capula, M., Persichetti, D., Luiselli, L. & Angelici, F.M. 2000. Life-history and diet of two populations of *Natrix maura* (Reptilia, Colubridae) from contrasted habitats in Sardinia. *Miscelanea Zoologica*, 23: 41-51.
- Santos, X. 2014. *Natrix maura* (Linnaeus, 1758). 820-842. In: Salvador, A. (coord.), *Reptiles, 2ª edición revisada y aumentada*. Ramos, M.A. et al., (eds.). *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- Santos, X., Llorente, G.A., Montori, A. & Carretero, M.A. 2002. *Natrix maura* (Linnaeus, 1758). 289-291. 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. Madrid.
- Schätti, B. 1999. *Natrix maura* (Linnaeus, 1758). Vipernatter. 483-503. In: Böhme, W. (ed.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 3/IIA: Schlangen II*. Aula Verlag, Wiebelsheim.
- Schley, L. & Griffiths, R.A. 1997. Midwife Toads (*Alytes muletensis*) avoid chemical cues from snakes (*Natrix maura*). *Journal of Herpetology*, 32: 572-574.
- Schleich, H.H., Kästle, W. & Kabisch, K. 1996. *Amphibians and Reptiles of North Africa*. Koeltz Sci. Books. Koenigstein.
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Crnobrnja Isailovic, J., Denoël, M., Ficetola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R. & Vences, M. 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia*, 35: 1-31.
- Szyndlar, Z. 2012. Early Oligocene to Pliocene Colubridae of Europe: a review. *Bulletin de la Société géologique de France*, 183: 661-681.
- Viada, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares*. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears (Tercera Edición). Mallorca.

Síntesis de las introducciones de anfibios y reptiles en España

Xavier Santos¹, Enrique Ayllón², Oscar Arribas³, Albert Bertolero⁴, Jaime Bosch^{5,6}, Carlos Cabido⁷, Salvador Carranza⁸, Miguel A. Carretero¹, Carmen Díaz-Paniagua⁹, Andrés Egea-Serrano¹⁰, Ion Garin-Barrio⁷, Andrés Giménez¹¹, Alberto Gosá⁷, Eva Graciá¹¹, Daniela Guicking¹², Gustavo A. Llorente¹³, Íñigo Martínez-Solano⁹, José A. Mateo¹⁴, Albert Montori¹⁵, Gemma Palomar¹⁵, Ana Perera¹, Samuel Pinya¹⁶, Joan L. Pretus¹⁷, Eudald Pujol-Buxó¹³, Catarina Rato¹, Ernesto Recuero¹⁸, Iñaki Sanz-Azkue⁷, Iolanda Silva-Rocha¹, Raquel Vasconcelos^{1,8}, Guillermo Velo-Antón¹, Judit Vörös¹⁹ & Juan M. Pleguezuelos²⁰

¹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: xsantossantiro@gmail.com

² Asociación Herpetológica Española, Apartado de Correos 191, 2910 Leganes (Madrid).

³ Avenida Francisco Cambó 23, E-08003 Barcelona.

⁴ Associació Ornitològica Picampall de les Terres de l'Ebre, 43870 Amposta.

⁵ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid.

⁶ Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación, Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Cta. M-604, Km 27.6, 28740 Rascafría (Madrid).

⁷ Dpto. de Herpetología, Sociedad de Ciencias Aranzadi. Alto de Zorroaga, 11. 20014 San Sebastián.

⁸ Institute of Evolutionary Biology (CSIC-UPF), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, E-08003 Barcelona.

⁹ Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda. Américo Vespucio s/n. 41092 Sevilla.

¹⁰ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil.

¹¹ Dpto. de Biología Aplicada, Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante).

¹² University of Kassel. FB 10, Faculty of Mathematics and Natural Sciences Biology. Systematics and Morphology of Plants. Heinrich-Platt-Str 40. 34132 Kassel, Germany.

¹³ Departament de Biologia Animal (Vertebrats) y Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avda Diagonal, 643. 08028 Barcelona.

¹⁴ Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca.

¹⁵ Research Unit of Biodiversity (UO-CSIC-PA), Edificio de Investigación, Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres (Asturias).

¹⁶ Grupo de Ecología Interdisciplinar. Universidad de las Islas Baleares. Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma. Islas Baleares.

¹⁷ Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

¹⁸ Laboratorio de Zoología, Facultad Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Avd. de las Ciencias S/N, Juriquilla, Querétaro, 76230, México.

¹⁹ Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13, Budapest H-1088, Hungria.

²⁰ Departamento de Zoología, Universidad de Granada. E-18071 Granada.

Key words: herps, conservation, exotic species, Spain.

La diversidad de especies introducidas es tan importante en la renovación de las biotas de países del Mediterráneo durante el Holoceno, que suele superar a la diversidad de especies extinguidas en el mismo período de tiempo (Planhol, 2004; Pascal *et al.*, 2006). En España se conocen 52 especies de anfibios y reptiles introducidas desde otros países, o desde zonas de la geografía española donde las especies son nativas a zonas donde no lo son, 17 casos de anfibios y 35 de reptiles. Este trabajo es una síntesis de las 28 especies tratadas en este volumen especial del Boletín de la Asociación Herpetológica Española, seis de

anfibios y 22 de reptiles. A excepción de algunas introducciones en las islas Canarias, todas las especies introducidas en España y consideradas en esta revisión tienen su origen en el Mediterráneo Occidental y Central (Tabla 1), pues son aquéllas que, por proximidad filogeográfica, podrían plantear dudas sobre su carácter nativo o introducido en España. Recuérdese que las especies alóctonas que forman parte del comercio de mascotas, procedentes de zonas geográficas más alejadas, incluso otros continentes (e. g., *Trachemys scripta* y *Lampropeltis getula*), no han sido incluidas en este estudio. Igualmente, no

se han incluido otras introducciones debido a su carácter puntual y reciente, como *Mesotriton alpestris* y *Ommatotriton ophryticus* en el prepirineo catalán (Fibla *et al.*, 2015 y Fontelles *et al.*, 2011, respectivamente), *Lissotriton boscai* en el macizo del Montseny (Amat & Carranza, 2011), y *Triturus pygmaeus* en Crevillente, Alicante (Sancho *et al.*, 2015), así como apariciones de ejemplares del género *Tarentola* en puertos y estaciones de tren, debidas a transporte pasivo con mercancías (e.g., *Tarentola mauritanica* cerca de estaciones de tren en localidades de Galicia; Cabana, 2008). Tampoco se han tratado especies canarias del género *Tarentola* que, siendo endémicas de alguna isla, han aparecido puntualmente en puertos y zonas próximas de otras islas del mismo archipiélago debido posiblemente al transporte marítimo; en ningún caso han conformado poblaciones viables (Pether *et al.*, 2009). La Tabla 1 resume el período de la introducción y el modo de entrada de cada especie tratada. Para cada especie se ha considerado por separado las distintas zonas de introducción en su caso, pues en general las evidencias genéticas indican que se trata de procesos independientes. De esta manera, esta síntesis incluye datos de 52 introducciones, 33 ya estudiadas mediante marcadores moleculares (el 62,3% de las introducciones documentadas), especialmente mitocondriales (entre los que destacan fragmentos del citocromo *b*) pero también nucleares (sobre todo microsátélites).

Las islas Baleares constituyen la zona receptora del mayor número de especies alóctonas (18 especies y 31 introducciones independientes), mientras que las islas Canarias han recibido cinco especies introducidas, además de seis translocaciones entre islas (no se contabilizan otras translocaciones de geos endémicos canarios del género *Tarentola* entre islas debido a su carácter muy puntual). Además, nueve especies en al menos 12 eventos independientes han sido introdu-

cidas en la península ibérica, principalmente en zonas costeras y el sur peninsular (Tabla 1).

Los estudios moleculares, junto a otras evidencias históricas, han permitido precisar la procedencia de 43 poblaciones alóctonas (Figura 1): 12 introducciones proceden de diferentes puntos de la península ibérica, 10 de otras partes de Europa (incluidas islas del Mediterráneo), 14 del norte de África y en siete casos se desconoce el origen (Tabla 1).

Gran parte de las introducciones ha ocurrido de manera pasiva según nuestras estimas ($n = 29$; 54,7% de los casos), aunque el número de introducciones activas no es desdeñable ($n = 16$; 30,2% de los casos), y aún hay dudas sobre la intencionalidad en al menos siete casos (Tabla 1). Las introducciones pasivas se deben a menudo al tráfico marítimo de mercancías, tanto en tiempos históricos como actuales, aunque recientemente el comercio de olivos centenarios ha desencadenado un alud de introducciones, tanto de saurios como de ofidios (Valdeón *et al.*, 2010; Silva-Rocha *et al.*, 2015). Muchas de las introducciones activas se han producido en épocas históricas, aunque se han constatado también en los últimos 25 años (Pinya & Carretero, 2011).

La Figura 2 muestra los períodos con mayor número de introducciones. Destacan especialmente la Edad Antigua (siglos VIII a.e.c.-V; según la clasificación de Celarius, 1688; véase Blondel *et al.*, 2010), para la que se constata que hubo al menos 13 introducciones independientes, casi todas en las islas Baleares. Es la época del periodo romano clásico, en la que se desarrollan las ciudades, especialmente las redes de comunicación, hechos que favorecieron los movimientos de especies antropófilas (Lepetz & Yvinec, 2002; Pascal *et al.*, 2006). En el siglo XXI se registra un repunte de las introducciones, 12 casos, tanto en la península ibérica

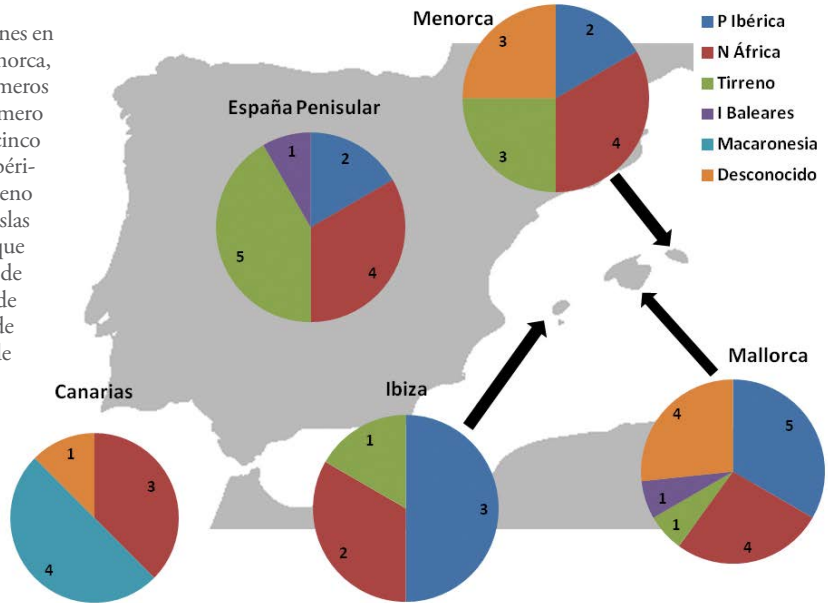
Tabla 1: Procesos de introducción de anfibios y reptiles en España.

Nombre científico	Introducida en España	Origen
<i>Mesotriton alpestris</i>	Macizo de Peñalara	Cornisa cantábrica
<i>Discoglossus pictus</i>	Península ibérica (NE)	Argelia
<i>Bufo balearicus</i>	Mallorca	Península itálica, Córcega, Cerdeña
<i>Bufo balearicus</i>	Menorca	Península itálica, Córcega, Cerdeña
<i>Bufo balearicus</i>	Ibiza	Península itálica, Córcega, Cerdeña
<i>Hyla meridionalis</i>	Menorca	Desconocido
<i>Hyla meridionalis</i>	Islas Canarias	Marruecos
<i>Hyla meridionalis</i>	Península ibérica (Norte)	Norte de Marruecos
<i>Pelophylax perezi</i>	Mallorca y Pitiusas	Desconocido
<i>Pelophylax perezi</i>	Islas Canarias	Desconocido
<i>Pelophylax saharicus</i>	Gran Canaria	Seghiat el Hamra (Sáhara Occidental)
<i>Mauremys leprosa</i>	Mallorca	Desconocido
<i>Emys orbicularis</i>	Mallorca y Menorca	Desconocido (*)
<i>Testudo graeca graeca</i>	Doñana	Sureste ibérico
<i>Testudo graeca marokkensis</i>	Doñana	Marruecos
<i>Testudo graeca</i>	Mallorca	Norte de África
<i>Testudo hermanni</i> (linaje continental)	Mallorca	NE península ibérica, Sur Francia
<i>Testudo hermanni</i> (linaje Menorca)	Menorca	Posible Tirreno (actualmente linaje exclusivo de Menorca)
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	Península ibérica	Norte de África
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Península ibérica	Medit. Oriental (clado Europeo y Africano)
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Mallorca	Medit. Oriental (clado Africano)
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Menorca	Medit. Oriental (clado Africano)
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Pitiusas	Medit. Oriental (clado Africano)
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Gran Canaria y Tenerife	Medit. Oriental (clado Africano)
<i>Tarentola mauritanica</i>	Península ibérica (costa)	Marruecos
<i>Tarentola mauritanica</i>	Islas Baleares	Norte de África
<i>Chalcides viridanus</i>	La Palma	Tenerife
<i>Chalcides sexlineatus</i>	La Palma	Gran Canaria
<i>Gallotia atlantica</i>	Gran Canaria	Lanzarote
<i>Gallotia galloti</i>	Fuerteventura	Tenerife
<i>Gallotia stehlini</i>	Fuerteventura	Gran Canaria
<i>Teira dugesii</i>	Gran Canaria	Madeira
<i>Podarcis pityusensis</i>	Bermeo y San Sebastián	Ibiza o Murada (Mallorca)
<i>Podarcis pityusensis</i>	Mallorca	Ibiza
<i>Podarcis sicula</i>	Menorca	Sicilia (probablemente vía Cerdeña)
<i>Podarcis sicula</i>	Cantabria	Toscana
<i>Podarcis sicula</i>	Almería	Sicilia (probablemente vía Cerdeña o Menorca)
<i>Podarcis sicula</i>	Rioja	S península italiana
<i>Podarcis sicula</i>	Cataluña	S península italiana
<i>Psammotromus algeris</i>	Mallorca	Desconocido
<i>Scelarcis perspicillata</i>	Menorca	Probablemente Orán, Argelia
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	Mallorca y Menorca	Túnez
<i>Rhinechis scalaris</i>	Menorca	Península ibérica
<i>Rhinechis scalaris</i>	Mallorca	Península ibérica
<i>Rhinechis scalaris</i>	Ibiza	Península ibérica
<i>Rhinechis scalaris</i>	Formentera	Península ibérica
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Mallorca	Península ibérica
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Ibiza	Península ibérica
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Formentera	Ibiza (probablemente)
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Mallorca	Península ibérica
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Ibiza	Península ibérica
<i>Natrix maura</i>	Mallorca	Sur Francia
<i>Natrix maura</i>	Menorca	Desconocido

Modo de introducción	Fecha de introducción	Marcadores moleculares
Activa	1984	ADNmt y microsátélites
Activa	1906	ADNmt
Desconocido	Desconocido	ADNmt y ADNn
Desconocido	Desconocido	ADNmt y ADNn
Desconocido	Desconocido	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. II a.e.c.	No disponibles
Activa	Aprox. S. XV	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	Desconocido, anterior S. XX	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. I	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. XV	No disponibles
Activa	Aprox. 1989	No disponibles
Probablemente activa	Siglo XXI	No disponibles
Probablemente activa	Aprox. S. I	ADNmt y microsátélites
Probable introducción activa	Desconocido	ADNmt y microsátélites
Activa	Siglo XX	ADNmt y microsátélites
Activa	Desconocido	ADNmt
Activa	Probable en Edad Antigua	ADNmt
Desconocido	Desconocido	Microsátélites
Desconocido	Neolítico - Bronce	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	Probable en Edad Antigua	ADNmt y ADNn
Probable pasiva, con mercancías	Probable en Edad Antigua	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	Probable en Edad Antigua	ADNmt y ADNn
Probable pasiva, con mercancías	Probable en Edad Antigua	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	SXV-XVIII	ADNmt y ADNn
Probable pasiva, con mercancías	Desconocido	ADNmt y ADNn
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. IV a.e.c.	ADNmt y ADNn
Probable pasiva	Final s. XX	No disponibles
Activa	1960's	No disponibles
Desconocido	1980's	ADNmt
Activa	1980's	No disponibles
Desconocido	Final s. XIX	No disponibles
Probable activa	2000's	ADNmt
Activa	Aprox. 1992	ADNmt
Activa	1980's	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. XIV	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	1930's	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	1930's	ADNmt
Pasiva, en olivos	2010's	ADNmt
Pasiva, en olivos	2010's	ADNmt
Probable pasiva, en olivos	1980's	No disponibles
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. XVIII	ADNmt
Probable pasiva, con mercancías	Aprox. S. II a.e.c.	ADNmt
Activa, Culto religioso?	S. II a.e.c. o anterior	ADNmt
Pasiva, en olivos	2000's	ADNmt
Pasiva, en olivos	2000's	ADNmt
Pasiva, en olivos	2000's	No disponibles
Pasiva, en olivos	2006	ADNmt
Pasiva, en olivos	2003	ADNmt
Pasiva	2010	No disponibles
Pasiva, en olivos	2000's	ADNmt
Pasiva, en olivos	2000's	No disponibles
Activa, Culto religioso?	Aprox. S. I a.e.c.	ADNmt y ADNn
Activa, Culto religioso?	Aprox. S. I a.e.c.. (?)	No disponibles

(*) Desconocido en el rango de distribución de *E. o. galloitalica* y *E. o. orbicularis*.

Figura 1: Origen de las introducciones en la península ibérica, Mallorca, Menorca, Ibiza y las islas Canarias. Los números en cada figura corresponden al número de introducciones procedentes de cinco regiones geográficas (península ibérica, norte de África, región del Tirreno incluyendo Italia, islas Baleares e islas Canarias) y una última categoría que corresponde a las introducciones de origen desconocido. El tamaño de cada porción corresponde al % de introducciones respecto al total de cada zona.



como en las islas Baleares, fundamentalmente ligadas al comercio de plantas de jardín, como los olivos centenarios. En cambio, no se detecta un incremento del número de especies de anfibios y reptiles introducidas en la Edad Moderna (siglo XVI- s. XVIII), relacionado con el inicio de los viajes transoceánicos de los europeos, como es común para el resto de los vertebrados introducidos globalmente (Simberloff, 2006). Se desconoce el período aproximado de la introducción en siete casos (Figura 2). La tasa de especies introducidas por siglo en los diferentes períodos muestra valores parecidos

desde la Edad Antigua hasta 1950, momento a partir del cual se dispara (Figura 2). Además, esta elevada cifra en la época más reciente está infravalorada, pues en esta revisión no se incluyen las especies introducidas procedentes del mercado de animales de compañía.

La tendencia poblacional y corológica en las poblaciones introducidas es muy variable (Tabla 2). Parece estable en 20 casos, en expansión en siete, en regresión en otros nueve (considerando al mismo nivel los cambios de las áreas de distribución y del tamaño de las población) y solamente en cinco casos se ha constatado la extin-

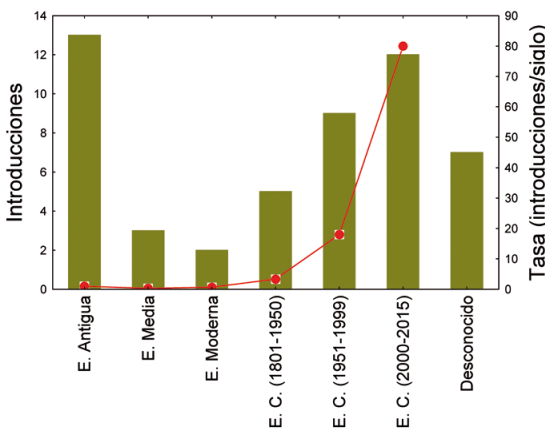


Figura 2: Cronograma del número de las 51 introducciones independientes en España (histogramas verdes; *C. chamaeleon* no ha sido considerado en este gráfico por estimarse una posible introducción anterior a la Edad Antigua) y la tasa de introducciones por siglo (puntos y líneas rojas). Los períodos basales están basados en la clasificación de Celarius (1688): Edad Antigua (s. VIII a.e. c. - s. V e. c.), Edad Media (s. VI – s. XV), Edad Moderna (s. XVI – s. XVIII) y Edad Contemporánea (E.C.; s. XIX – Actualidad), aunque el último período se ha subdividido, por el elevado número de introducciones recientes.

ción de las poblaciones introducidas (Silva-Rocha *et al.*, 2015). En las introducciones acaecidas en la península ibérica, el patrón general muestra que la distribución es mayor en las especies de introducción antigua, e.g., *Hemidactylus turcicus* y *T. mauritanica*. Este último caso es complejo pues conviven, incluso en sintopía y sin aparente hibridación, dos linajes, uno autóctono y otro de introducción reciente, que podrían corresponder a dos especies distintas de salamangueras (Rato *et al.*, 2016).

Se han constatado impactos negativos de las especies de anfibios y reptiles introducidas sobre la biota nativa en 19 casos, el 35,8% de los considerados en la Tabla 2, un porcentaje mayor que el que se encuentra en Francia para la comunidad de vertebrados introducidos (16%; Pascal *et al.*, 2006). Mayoritariamente están relacionados con la competencia entre especies de nicho ecológico similar (e.g., *Discoglossus pictus* con otros anuros nativos; Richter-Boix *et al.*, 2013) o con la depredación sobre fauna local (ofidios introducidos que depredan sobre saurios y aves autóctonos y endémicos; Ayllón *et al.*, 2014). En el caso de *Mesotriton alpestris*, la población introducida en el Sistema Central puede ser un reservorio de quitridiomycosis (Bosch *et al.*, 2015, en este volumen) y en la recientemente localizada en el prepirineo catalán se ha detectado la presencia de *Ranavirus* spp., agente infeccioso que ya ha provocado mortalidad masiva de anfibios en España (Price *et al.*, 2014). Los casos documentados de impacto sobre la fauna nativa corresponden tanto a introducciones históricas (e.g., *Natrix maura*; Moore *et al.*, 2004) como a recientes (e.g., *Hemorrhois hippocrepsis*, Ayllón *et al.*, 2014). Se ha constatado un posible impacto beneficioso de una especie introducida, *Testudo graeca*, que parece ser buena dispersora de semillas (Cobo & Andreu, 1988), y también de culebras introducidas en las islas Baleares como *Macroprotodon cucullatus*, a través

del consumo de micromamíferos alóctonos. Sorprendentemente, el impacto de las poblaciones introducidas sobre la fauna local es desconocido en 26 casos, es decir, en el 49,1% de los casos considerados. Esto representa un campo abierto y prioritario para la investigación, pues la información sobre los impactos de las especies introducidas es de vital importancia para tomar decisiones en su gestión (Simberloff *et al.*, 2005), y estos procesos son excelentes modelos de investigación en ciencia básica (Simberloff, 2003; Pascal *et al.*, 2006).

Además de los recientes programas de erradicación de los galápagos procedentes del comercio de mascotas, solamente en 10 de las especies incluidas en este estudio (18,9%) se está realizando la gestión de las poblaciones introducidas (o se ha planificado a corto plazo), como control y / o erradicación, o sencillamente un seguimiento de los cambios en su distribución y demografía poblacional. A efectos comparativos, esta cifra es mucho menor que en Francia, donde el 70% de las poblaciones introducidas de vertebrados ha sido objeto de alguna medida de gestión (Pascal *et al.*, 2006). Los casos en los que se realiza gestión corresponden a poblaciones de pequeña distribución (e.g., *Podarcis sicula*; Valdeón *et al.*, 2010) en diferentes puntos de la península ibérica, y a poblaciones de diversos ofidios (e.g., *Rhinechis scalaris*, *Malpolon monspessulanus* y *Hemorrhois hippocrepsis*) en las islas Baleares (Montes *et al.*, 2015). Tan sólo en dos de los casos en los que se ha gestionado una población con el fin de la erradicación ésta ha sido exitosa (las poblaciones de *Podarcis sicula* en Cataluña y La Rioja; Valdeón *et al.*, 2010). No se realizan acciones de gestión en 34 casos de poblaciones introducidas, es decir, en el 64,2% de las introducciones documentadas en España (Tabla 2).

Se han realizado o se realizan acciones para la conservación de poblaciones introducidas de cinco especies, las poblaciones de las islas Baleares

Tabla 2: Impactos de la introducción de anfibios y reptiles en España.

Nombre científico	Introducida en España	Tendencia Rango	Tendencia Población
<i>Mesotriton alpestris</i>	Macizo de Peñalara	Expansión	Aumento fuerte
<i>Discoglossus pictus</i>	Península ibérica (NE)	Expansión	Aumento
<i>Bufo balearicus</i>	Mallorca	Regresión	Declive
<i>Bufo balearicus</i>	Menorca	Regresión	Declive
<i>Bufo balearicus</i>	Ibiza	Regresión	Declive
<i>Hyla meridionalis</i>	Menorca	Estable	Desconocido
<i>Hyla meridionalis</i>	Islas Canarias	Estable	Desconocido
<i>Hyla meridionalis</i>	Península ibérica	Estable	Desconocido
<i>Pelophylax perezii</i>	Mallorca y Pitiusas	Desconocido	Declive (?)
<i>Pelophylax perezii</i>	Islas Canarias	Expansión	Desconocido
<i>Pelophylax saharicus</i>	Gran Canaria	Extinta	Extinta
<i>Mauremys leprosa</i>	Mallorca	Estable	Estable
<i>Emys orbicularis</i>	Mallorca y Menorca	Estable	Desconocido
<i>Testudo graeca</i>	Doñana	Regresión	Estable
<i>Testudo graeca</i>	Mallorca	Regresión	Declive
<i>Testudo hermanni</i>	Mallorca	Regresión (?)	Declive (?)
<i>Testudo hermanni</i>	Menorca	Estable	Estable
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	Península ibérica	Expansión	Estable (?)
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Península ibérica	Expansión	Aumento
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Mallorca	Estable	Estable
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Menorca	Estable	Estable
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Pitiusas	Estable	Estable
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Gran Canaria y Tenerife	Estable	Estable
<i>Tarentola mauritanica</i>	Península ibérica (costa)	Desconocido	Desconocido
<i>Tarentola mauritanica</i>	Islas Baleares	Desconocido	Desconocido
<i>Chalcides viridanus</i>	La Palma	Desconocido	Desconocido
<i>Chalcides sexlineatus</i>	La Palma	Estable	Estable
<i>Gallotia atlantica</i>	Gran Canaria	Estable	Incremento
<i>Gallotia galloti</i>	Fuerteventura	Estable	Estable
<i>Gallotia stehlini</i>	Fuerteventura	Estable	Desconocido
<i>Teira dugesii</i>	Gran Canaria	Desconocido	Desconocido
<i>Podarcis pityusensis</i>	Euskadi	Estable	Estable
<i>Podarcis pityusensis</i>	Mallorca	Estable	Desconocido
<i>Podarcis sicula</i>	Menorca	Estable	Desconocido
<i>Podarcis sicula</i>	Cantabria	Regresión	Desconocido
<i>Podarcis sicula</i>	Almería	Expansión	Aumento
<i>Podarcis sicula</i>	Rioja	Erradicada	Erradicada
<i>Podarcis sicula</i>	Cataluña	Erradicada	Erradicada
<i>Psammodromus algirus</i>	Mallorca	Regresión (?)	Declive (?)
<i>Scelarcis perspicillata</i>	Menorca	Desconocido	Desconocido
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	Mallorca y Menorca	Desconocido	Desconocido
<i>Rhinechis scalaris</i>	Menorca	Estable	Desconocido
<i>Rhinechis scalaris</i>	Mallorca	Expansión	Aumento
<i>Rhinechis scalaris</i>	Ibiza	Estable	Estable
<i>Rhinechis scalaris</i>	Formentera	Extinta (?)	Extinta (?)
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Mallorca	Desconocido	Desconocido
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Ibiza	Expansión	Aumento
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Formentera	Desconocido	Desconocido
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Mallorca	Desconocido	Desconocido
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Ibiza	Extinta	Extinta
<i>Natrix maura</i>	Mallorca	Regresión	Regresión
<i>Natrix maura</i>	Menorca	Estable	Desconocido

Impactos de la población autóctona	Gestión actual población autóctona
Competencia y depredación (anfibios); reservorio quitridiomycosis	Propuesta de Erradicación
Competencia (anfibios)	Seguimiento
Desconocidos	Conservación
Desconocidos	Conservación
Desconocidos	Conservación
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Competencia y depredación (anfibio)	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Positivos (dispersor de semillas); Negativos (introgresión genética entre spp.)	Conservación
Desconocidos	Conservación
Desconocidos	Conservación
Desconocidos	Conservación
No parecen existir	Conservación
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Competencia (<i>Podarcis lilfordi</i>)	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Competencia (<i>Gallotia stehlini</i>)	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Competencia (<i>Podarcis muralis</i>)	Seguimiento y control
Desconocidos	No
Competencia (<i>Podarcis lilfordi</i> en Ses Mones?)	Seguimiento
Competencia (<i>Podarcis muralis</i>)	No
Competencia (<i>Podarcis hispanica</i>)	No
Desconocidos	No
Desconocidos	No
Desconocidos sobre especies nativas, positivo sobre micromamíferos introducidos	No
Depredación (aves)	No
Depredación (aves)	No
Depredación (aves)	Erradicación
Depredación (aves y <i>Eliomys quercinus</i>)	No
Desconocidos	No
Depredación (<i>Podarcis pityusensis</i>)	Erradicación
Depredación (<i>Podarcis pityusensis</i>)	No
Depredación (aves)	No
Depredación (<i>Alytes muletensis</i>)	Erradicación
Depredación (<i>Bufoles balearicus</i>)	No

de *Bufo balearicus*, *Testudo graeca* y *Testudo hermanni*, las poblaciones continentales de *T. graeca* en Doñana, y las de *Chamaeleo chamaeleon* en el sur de la península ibérica. Se trata en la mayoría de los casos de especies con presencia en España desde tiempos históricos o prehistóricos (o que incluso presentan dudas sobre su carácter alóctono; e.g., *C. chamaeleon*), especies emblemáticas, sin aparente impacto sobre la fauna nativa, los ecosistemas, y que en algunos casos presentan problemas de conservación en la zona nativa (e.g., *T. hermanni*; Bertolero, 2014).

Atendiendo a los criterios señalados por Plequezuelos & Mateo (2015) en este volumen, con pocas excepciones, las especies estudiadas en los artículos anteriores de este volumen deben ser consideradas alóctonas al tratarse de especies que han sido introducidas en áreas del territorio español donde no estaban de forma natural. Para las introducciones en las islas Baleares e islas Canarias no hay dudas. Sin embargo, el panorama es más complejo en la península ibérica, y algunas especies o poblaciones deben ser consideradas como autóctonas, aunque sea por el principio de precaución. Tal es el caso de *T. graeca* en el sur ibérico, y podría serlo para *C. chamaeleon* y las poblaciones del suroeste ibérico de *Hyla meridionalis*. En los dos últimos casos hay dudas sobre una posible dispersión natural desde la orilla africana del Estrecho de Gibraltar, un hecho frecuente en muchos grupos taxonómicos desde el Mioceno (Carranza *et al.*, 2006), o una introducción muy antigua. En otros casos, también en el ámbito de la península ibérica, los marcadores moleculares han permitido constatar la cercanía de haplogrupos de origen diferente que pertenecerían a colonizaciones/introducciones diferentes desde la orilla marroquí del Estrecho de Gibraltar (e.g., *Emys orbicularis*, Stuckas *et al.*, 2014; Velo-Antón *et al.*, 2015) y hasta la coexistencia en simpatria de linajes de origen tanto autóctono

como alóctono; éste es el caso de las poblaciones del centro peninsular de *T. mauritanica* (Rato *et al.*, 2016). Para estas especies, nuestra opinión es que deben ser consideradas como especies/poblaciones autóctonas, sin perjuicio de futuros estudios que puedan reinterpretar su estatus.

En resumen, el conjunto de las introducciones de anfibios y reptiles en España muestra un complejo panorama del que se desprenden escasos patrones comunes. Los reptiles han sido más frecuentemente introducidos que los anfibios, debido a su mayor resistencia a condiciones ambientales desfavorables (e.g., transporte marítimo; Lever, 2003). El transporte marítimo por el Mediterráneo ha favorecido desde la Edad Antigua el intercambio comercial y cultural, y ello ha acarreado la introducción voluntaria o accidental de numerosas especies (Lepetz & Yvinec, 2002; Blondel *et al.*, 2010), sobre todo de reptiles que podemos llamar antropófilos (*T. mauritanica*, *H. turcicus*, *H. hippocrepis*), y especialmente en las islas Baleares (Pinya & Carretero, 2011).

Detectamos la necesidad de nuevos estudios en diferentes campos del conocimiento: 1) el uso de marcadores moleculares variables que permitan identificar el origen de las poblaciones alóctonas y, en algunos casos, los límites entre poblaciones alóctonas y autóctonas, y los casos de hibridación; 2) trabajo de campo y experimental para estudiar la interacción de las especies introducidas con la biota nativa; 3) modelos de nicho ecológico proyectando hacia el futuro la tendencia del rango de distribución de las poblaciones introducidas; 4) divulgación y concienciación de la sociedad en el problema que genera la introducción de especies; 5) control de las vías de entrada de especies exóticas, por una parte restringiendo la importación de especies para el comercio de mascotas, y por otro, con un control riguroso de las especies vegetales que transportan anfibios y reptiles alóctonos; y 6) fomento de una

clara y decidida participación de las administraciones en la gestión de las poblaciones introducidas bajo la supervisión de expertos. En este sentido, y para tener un respaldo administrativo

y legal en este proceso, es necesario replantear las listas de especies protegidas e introducidas en los catálogos nacionales y autonómicos (véase Ayllón *et al.*, 2015, en este volumen).

REFERENCIAS

- Amat, F. & Carranza, S. 2011. First report of an introduced population of the Iberian Newt (*Lissotriton boscai*) in Catalonia. *Bulleti de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 19: 75-78.
- Ayllón, E., Carretero, M.A., Estarellas, J., Feriche, M., Hernández-Sastre, P.L., Mateo, J.A., Montes, E., Pleguezuelos, J.M. & Santos, X. 2014. ¿Se equivocó Plinio el Viejo? Primeros resultados de la lucha contra los ofidios introducidos en Ibiza. XIII Congreso Luso-Español de Herpetología / XVII Congreso Español de Herpetología. Aveiro. Octubre 2014.
- Ayllón, E. *et al.* 2015. Propuesta de revisión de los listados y catálogos nacionales y autonómicos de especies amenazadas y protegidas, y del catálogo nacional de especies invasoras. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: en prensa.
- Bertolero, A. 2014. Statut, répartition actuelle et réintroduction de la tortue d'Hermann en Espagne. *Chelonii*, 9: 38-43.
- Blondel, J., Aronson, J., Bodiou J.Y. & Boeuf, H. 2010. *The Mediterranean Basin – Biological Diversity in Space and Time*. Oxford University Press. Oxford.
- Bosch, J., Palomar, G. & Vörös, J. 2015. El tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en el macizo de Peñalara (Madrid). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: en prensa.
- Cabana, M. 2008. Nuevas citas de *Tarentola mauritanica* en Galicia: ¿especie alóctona o autóctona en la zona? *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 19: 59-60.
- Carranza, S., Arnold, E.N. & Pleguezuelos, J.M. 2006. Phylogeny, biogeography, and evolution of two Mediterranean snakes, *Malpolon monspessulanus* and *Hemorrhois hippocrepis* (Squamata, Colubridae), using mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 40: 532-546.
- Celarius, C. 1688. *Historia Medii Aevi a temporibus Constanini Magni ad Constaninopolim a Turcis captam deducta*. Jena.
- Cobo, M. & Andreu, A.C. 1988. Seed consumption and dispersal by the Spur-thighed tortoise *Testudo graeca*. *Oikos*, 51: 267-273.
- Fibla, M., Ubach, A., Oromi, N., Montero-Mendieta, S., Camarasa, S., Pascual-Pons, M., Martínez-Silvestre, A. & Montori, A. 2015. Población introducida de tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en el Prepirineo catalán. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: 46-51.
- Fontelles, F., Guixé, D., Martínez-Silvestre A., Soler, J. & Villero, D. 2011. Hallada una población introducida de *Ommatotriton ophryticus* en el Prepirineo catalán. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 153-156
- Lepetz, S. & Yvenc, J.H. 2002. Présence d'espèces animales d'origine méditerranéenne en France du nord aux périodes romaine et médiévale: actions anthropiques et mouvements naturels. *BAR International Series*, 1017: 33-42.
- Lever, C. 2003. *Naturalized reptiles and amphibians of the world*. Oxford University Press. Oxford.
- Montes, E.M., Estarellas, J., Ayllón, E., Carretero, M.A., Feriche, M., Hernández, P.L. & Pleguezuelos, J.M. 2015. Dades preliminars del projecte pilot de control de serps a l'illa d'Eivissa. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 20: 444-452.
- Moore, R.D., Griffiths, R.A. & Román, A. 2004. Distribution of the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in relation to landscape topography and introduced predators. *Biological Conservation*, 116: 327-332.
- Pascal, M., Lorvelec, O. & Vigne, J.D. 2006. *Invasions biologiques et extinctions: 11000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Quae éditions. Versailles.
- Pether, J., Tera, E. & Mateo, J.A. 2009. *Evaluación de las poblaciones de Reptiles Canarios introducidos en islas de las que no son originarios*. Informe no publicado. Las Palmas de Gran Canaria.
- Pinya, S. & Carretero, M.A. 2011. The Balearic herpetofauna: a species update and a review on the evidence. *Acta Herpetologica*, 6: 59-80.
- Planhol, X. de 2004. *Paysage animal. L'homme et la grann faune: une zoogéographie historique*. Fayard. Paris.
- Pleguezuelos, J.M. & Mateo, J.A. 2015. Especies y poblaciones de anfibios y reptiles alóctonos en España: una herramienta de conservación para las Administraciones. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: en prensa.
- Price, S.J., Garner, T.W.J., Nichols, R.A., Balloux, F., Ayres, C., Mora-Cabello de Alba, A. & Bosch, J. 2014. Collapse of amphibian communities due to an introduced ranavirus. *Current Biology*, 24: 2586-2591.
- Rato, C., Harris, D.J., Carranza, S., Machado, L. & Perera, A. 2016. The taxonomy of the *Tarentola mauritanica* species complex (Gekkota: Phyllodactylidae): Bayesian species delimitation supports six candidate species. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 94: 271-278.
- Richter-Boix, A., Garriga, N., Montori, A., Franch, M., San Sebastián, O., Villero, D. & Llorente, G. 2013. Effects of the non-native amphibian species *Discoglossus pictus* on the recipient amphibian community: niche overlap, competition and community organization. *Biological Invasions*, 15: 799-815.
- Sancho, V., Lacomba, V., Candela, J.A., Mas, A., Ledó, J.J. & Pérez, Á.L. 2015. Sobre una población introducida de *Triturus pygmaeus* en Crevillent (Alicante). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 26: 86-88.
- Silva-Rocha, I., Salvi, D., Sillero, N., Mateo, J.A. & Carretero, M.A. 2015. Snakes on the Mediterranean Islands: an invasion tale with implications for native biodiversity conservation. *PLoS ONE*, 10: e0121026
- Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology*, 17: 83-92.

- Simberloff, D., Parker, I. M., & Windle, P.N. 2005. Introduced species policy, management, and future research needs. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 12-20.
- Stuckas, H., Velo-Antón, G., Fahd, S., Kalbousi, M., Rouag, R., Arculeo, M., Marrone F., Sacco, F., Vamberger, M. & Fritz, U. 2014. Where are you from, stranger? The enigmatic biogeography of North African pond turtles (*Emys orbicularis*). *Organisms Diversity & Evolution*, 14: 295-306.
- Valdeón, A., Perera, A., Costa, S., Sampaio, F. & Carretero, M.A. 2010. Evidencia de una introducción de *Podarcis sicula* desde Italia a España asociada a una importación de olivos (*Olea europaea*). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 21: 122-126.
- Velo-Antón, G., Pereira, P., Fahd, S., Teixeira, J., & Fritz, U. 2015. Out of Africa: did *Emys orbicularis occidentalis* cross the Strait of Gibraltar twice? *Amphibia-Reptilia*, 36: 133-140.

Propuesta de revisión de los listados y catálogos nacionales y autonómicos de especies amenazadas o protegidas, y del Catálogo Nacional de Especies Invasoras

Enrique Ayllón¹, Xavier Santos², Oscar Arribas³, Albert Bertolero⁴, Jaime Bosch^{5,6}, Carlos Cabido⁷, Salvador Carranza⁸, Miguel A. Carretero², Carmen Díaz-Paniagua⁹, Andrés Egea-Serrano¹⁰, Ion Garin-Barrió⁷, Andrés Giménez¹¹, Alberto Gosá⁷, Eva Graciá¹¹, Daniela Guicking¹², Gustavo A. Llorente¹³, Íñigo Martínez-Solano⁹, José A. Mateo¹⁴, Albert Montori¹⁵, Gemma Palomar¹⁵, Ana Perera², Samuel Pinya¹⁶, Joan L. Pretus¹⁷, Eudald Pujol-Buxó¹³, Catarina Rato², Ernesto Recuero¹⁸, Iñaki Sanz-Azkue⁷, Iolanda Silva-Rocha², Raquel Vasconcelos^{2,8}, Guillermo Velo-Antón², Judit Vörös¹⁹ & Juan M. Pleguezuelos²⁰

¹ Asociación Herpetológica Española, Apartado de Correos 191, 2910 Leganes (Madrid).

² CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: xsantossantiro@gmail.com

³ Avenida Francisco Cambó 23, E-08003 Barcelona.

⁴ Associació Ornitològica Picampall de les Terres de l'Ebre, 43870 Amposta.

⁵ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid.

⁶ Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación, Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Cta. M-604, Km 27.6, 28740 Rascafría (Madrid).

⁷ Dpto. de Herpetología, Sociedad de Ciencias Aranzadi. Alto de Zorroaga, 11. 20014 San Sebastián.

⁸ Institute of Evolutionary Biology (CSIC-UPF), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, E-08003 Barcelona.

⁹ Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda. Américo Vespucio s/n. 41092 Sevilla.

¹⁰ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil.

¹¹ Dpto. de Biología Aplicada, Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante).

¹² University of Kassel. FB 10, Faculty of Mathematics and Natural Sciences Biology. Systematics and Morphology of Plants. Heinrich-Platt-Str 40. 34132 Kassel, Germany.

¹³ Departament de Biologia Animal (Vertebrats) y Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avda Diagonal 643. 08028 Barcelona.

¹⁴ Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca.

¹⁵ Research Unit of Biodiversity (UO-CSIC-PA), Edificio de Investigación, Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres (Asturias).

¹⁶ Grupo de Ecología Interdisciplinar. Universidad de las Islas Baleares. Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma. Islas Baleares.

¹⁷ Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

¹⁸ Laboratorio de Zoología, Facultad Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Avd. de las Ciencias S/N, Juriquilla, Querétaro, 76230, México.

¹⁹ Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13, Budapest H-1088, Hungría.

²⁰ Departamento de Zoología, Universidad de Granada. E-18071 Granada.

Key words: herps, conservation, Spain, list, threatened species, exotic species.

En España, si de algo adolece la legislación comunitaria, nacional y autonómica en materia de protección de especies, es de la falta de actualizaciones periódicas de

sus catálogos, un ejercicio necesario por el mejor conocimiento de la taxonomía y del estado de conservación de nuestra biota. Esta falta de actualización implica la utilización de unidades de gestión erróneas en la toma de decisiones que afecten a nuestra biodiversidad. Por ejemplo, en casos de translocación de especies autóctonas hacia áreas de nuestro territorio sin presencia previa, los catálogos de especies amenazadas en ocasiones incluyen estas especies no diferenciándolas de las poblaciones autóctonas. De modo parecido, algunas especies introducidas que se han llegado a reconocer como especies invasoras debido al impacto sobre la biota nativa, pueden seguir en los catálogos de especies protegidas y a menudo no están recogidas en los catálogos de especies invasoras.

Se ha realizado una revisión de la presencia en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEA) y en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE) de las especies alóctonas tratadas en este volumen. Igualmente, se han consultado 15 catálogos y listados regionales de especies amenazadas, y la Ley de Protección de Animales de Cataluña (este último no es un catálogo propiamente dicho). No se ha podido valorar el estatus de estas poblaciones y especies en Castilla y León, por la inexistencia del catálogo regional correspondiente (véase Anexo I).

A partir de la presencia / ausencia de las poblaciones / especies alóctonas en los catálogos anteriormente mencionados, se ha procedido a realizar una propuesta de modificación de estos. Dicha propuesta se basa en evidencias científicas aportadas por los expertos sobre el carácter alóctono y/o invasor de las especies. El criterio general ha sido que las poblaciones

/ especies alóctonas no deberían aparecer en ningún catálogo nacional de especies amenazadas ni en los catálogos autonómicos de las zonas de introducción, y por tanto, con contadas excepciones, proponemos que dichas poblaciones / especies sean eliminadas de estos catálogos.

Igualmente, se ha procedido a consultar el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (CEEEI). En este caso se propone incluir en dicho listado a aquellas poblaciones / especies que, conocido su carácter alóctono e impacto en las regiones de introducción, no figuran actualmente en el CEEEI.

La Tabla 1 recoge el listado de poblaciones / especies introducidas en los catálogos nacionales y autonómicos. Las propuestas de cambio se marcan en amarillo y rojo. Las propuestas concretas de modificación son:

- En el CEEA, proponemos retirar el estatus de Vulnerable para las poblaciones de *Mesotriton alpestris* en Peñalara y de *Testudo graeca* en las islas Baleares, dado su carácter invasor en el primer caso y la constatación de ser una introducción histórica procedente del norte de África en el segundo.

- En el LESRPE, proponemos excluir del listado las poblaciones alóctonas de *M. alpestris* (Macizo de Peñalara), *Discoglossus pictus* (toda la distribución en España), *Bufo balearicus* (islas Baleares), *Hyla meridionalis* (poblaciones de islas Baleares, País Vasco y Cataluña), *Emys orbicularis* (poblaciones de islas Baleares), *Mauremys leprosa* (poblaciones de Islas Baleares), *Tarentola mauritanica* (poblaciones de islas Baleares), *Hemidactylus turcicus* (toda la distribución en España), *Gallotia atlantica* (población de Gran Canaria), *Gallotia stehlini* (población de Fuerteventura), *Podarcis pityusensis* (poblaciones de País Vasco, Barcelona y Mallorca), *Podarcis sicula*

(toda la distribución en España), *Psammadromus algirus* (poblaciones en Mallorca), *Macroprotodon cucullatus* (toda la distribución en España), *Rhinechis scalaris* (poblaciones en islas Baleares), y *Hemorrhois hippocrepis* (poblaciones en islas Baleares). Excepcionalmente, proponemos mantener en el LESRPE aquellas especies o poblaciones alóctonas resultado de introducciones históricas que tengan un destacado valor científico o para la conservación de poblaciones autóctonas; en ningún caso podrán ser poblaciones que hayan presentado un comportamiento invasivo o que condicionen negativamente la dinámica de las especies nativas o en general el funcionamiento de los ecosistemas. En particular proponemos mantener en el listado las poblaciones de islas Baleares de *Testudo hermanni* (stock reproductivo del linaje ibérico de esta tortuga y poblaciones con características genéticas únicas en toda su distribución) y la población de *Testudo graeca* de Doñana y Mallorca. En el caso de *T. graeca*, proponemos mantener a la especie en el listado sin hacer distinciones entre poblaciones, para proporcionar herramientas administrativas que limiten la tenencia en cautividad de tortugas y prácticas como la cría en cautividad o la liberación de tortugas en el medio. Estas prácticas suponen una seria amenaza para la población autóctona de *T. graeca* en el sureste ibérico, pudiendo conllevar erosión poblacional, exogamia genética e introducción de patógenos y parásitos. La inclusión de una especie en el listado supone la prohibición expresa de su captura, tenencia e intercambio (Art. 57, Ley 42/2007), prácticas que deben quedar limitadas en todo el territorio nacional con independencia del origen de la población. En cualquier caso la inclusión de las poblaciones de *Testudo* en dicho

Tabla 1: Propuesta de cambios para las especies de anfibios y reptiles con poblaciones introducidas en territorio español en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (CEEAA), Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial (LESRPE), Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (CEEEI), y →

Especie	Introducción	CEEAA*1	LESRPE*2
<i>Mesotriton alpestris</i>	Peñalara	Vu (1)	In (1)
<i>Discoglossus pictus</i>	PI	NI	In>NI
<i>Bufoles balearicus</i>	IB	NI	In>NI
<i>Hyla meridionalis</i>	PI, IB, IC	NI	In (2)(3)
<i>Pelophylax perezi</i>	IB, IC	NI	NI
<i>Mauremys leprosa</i>	PI, IB	NI	In (2)
<i>Emys orbicularis</i>	PI, IB	NI	In (2)
<i>Testudo graeca</i>	PI, IB	Vu (2)	In (2)
<i>Testudo hermanni</i>	IB	NI	In
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	PI	NI	In
<i>Hemidactylus turcicus</i>	PI, IB, IC	NI	In>NI
<i>Tarentola mauritanica</i>	PI, IB	NI	In (2)
<i>Chalcides viridanus</i>	La Palma	NI	In
<i>Chalcides sexlineatus</i>	La Palma	NI	In (4)
<i>Gallotia atlantica</i>	Gran Canaria	NI	In (5)
<i>Gallotia galloti</i>	Fuerteventura	NI	NI
<i>Gallotia stehlini</i>	Fuerteventura	NI	In (6)
<i>Podarcis pityusensis</i>	PI, Mallorca	NI	In (7)
<i>Podarcis sicula</i>	PI, IB	NI	In>NI
<i>Psammadromus algirus</i>	Mallorca		In (2)
<i>Scelarcis perspicillata</i>	IB	NI	NI
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	IB	NI	In>NI
<i>Rhinechis scalaris</i>	IB	NI	In (2)
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	IB	NI	In (2)
<i>Malpolon monspessulanus</i>	IB	NI	NI
<i>Natrix maura</i>	IB	NI	NI

listado no debe justificar la creación de “poblaciones” satélite con tortugas procedentes de centros de recuperación y/o cautividad. Las introducciones y refuerzos poblacionales deben siempre obedecer a las necesidades de conservación de las poblaciones autóctonas y, en cualquier caso, han de quedar recogidos en sus documentos de gestión (como planes de conservación o de recuperación). La consideración de la especie en el listado no implica el desarrollo de acciones proactivas de conservación y, por tanto, no ha de suponer un detrimento de recursos para las poblaciones autóctonas.

→ en catálogos autonómicos de especies amenazadas (los símbolos indican las iniciales de las comunidades autónomas). Las propuestas de cambios se indican en cuadros amarillos y rojos: los cuadros amarillos indican que la modificación no afecta a la catalogación actual de toda la especie sino solamente a alguna de sus poblaciones (indicadas entre paréntesis). Los cuadros rojos son propuestas de modificación de una categoría, y por ello se indica la catalogación actual y la propuesta de cambio. Cuando dichos cambios son parciales (afectan solo a algunas poblaciones o áreas geográficas), se especifica a continuación de la catalogación con un número entre paréntesis.

CEEEI*3	CAM	Cat	IB	IC	PV	An	Mu	CV	Ar	Ga	Ca	LR	Na	CIM	Ex
NI>In (1)	EN>NI														
NI		NI													
NI	NI	In	NI	NI	EN	NI	NI							DIE	DIE
NI>In (2)			NI	NI											
NI	DIE	In	NI		VU	NI	NI	NI	DIE	NI	NI	NI	DIE	DIE	DIE
NI	EN	In	EP>NI		VU	NI		VU	VU	EN		NI	SAH	VU	SAH
NI			EP>NI			EN	VU								
NI		In	NI					EN>NI							
NI						NI	NI	NI							
NI	NI	In	NI	NI		NI	NI	NI	NI					DIE	DIE
NI		In	NI			NI	NI	NI	NI	NI	NI	NI		DIE	DIE
NI				NI											
NI				NI											
NI>In (3)				NI											
NI				NI											
NI				In (6)											
NI		NI	NI		NI										
NI>In		NI	EP>NI		NI	NI									
NI			EP>NI												
In			NI												
In			NI												
In			NI												
In			NI												
In			NI												

Siglas: PI (península ibérica),
 IB (islas Baleares),
 IC (islas Canarias),
 EN (En Peligro de Extinción),
 VU (Vulnerable),
 SAH (Sensible a la Alteración de su Hábitat),
 DIE (De Interés Especial),
 EP (Especial Protección),
 In (Incluida),
 NI (No incluida).

- (1) Excluir la población del Macizo de Peñalara.
- (2) Excluir poblaciones de islas Baleares.
- (3) Excluir las poblaciones de País Vasco y Cataluña.
- (4) Excluir la población de La Palma.
- (5) Excluir la población de Gran Canaria.
- (6) Excluir la población de Fuerteventura.
- (7) Excluir las poblaciones del País Vasco, Barcelona y Mallorca.
- (8) Incluir la población del Macizo de Peñalara.
- (9) Incluir la población de Gran Canaria.

- En el CEEEI, se propone incluir las poblaciones de *M. alpestris* en Peñalara, de *Pelophylax perezi* en Mallorca, de *G. atlantica* en Gran Canaria, y de *P. sicula* en toda la geografía española. En todos los casos se ha constatado el carácter dañino de estas introducciones para la biota nativa.

- En los catálogos autonómicos de protección se propone excluir aquellas poblaciones cuya naturaleza alóctona ha sido probada. En concreto se propone excluir: *M. alpestris* del catálogo de especies protegidas de la Comunidad de Madrid; *E. orbicularis*, *T. graeca*, *P. sicula* y *Scelarcis*

perspicillata del catálogo de las islas Baleares; *T. graeca* en Doñana del catálogo de Andalucía y *T. hermanni* del catálogo de la Comunidad Valenciana. En este último caso, aunque hay restos fósiles que atestiguan la presencia de la especie en la comunidad, actualmente solamente se conocen dos poblaciones reintroducidas a partir de ejemplares de linajes mezclados, algunos de ellos procedentes de Menorca, hecho que no justificaría catalogar esas poblaciones como En Peligro.

Esta propuesta actualizaría el panorama vigente de introducciones en España en los catálogos nacional y autonómicos. No se incluyen en este listado introducciones procedentes del mercado de mascotas que en muchos casos ya aparecen en el CEEEI. Finalmente, dado que la dinámica de las introducciones en España es un proceso que no se detendrá, proponemos revisiones periódicas avaladas por grupos de expertos para la actualización de catálogos y listados.

ANEXO I. RELACIÓN DE CATÁLOGOS ANALIZADOS:

Nacionales:

1. Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. (LESRPE y CEEA)
2. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. (CEEEI)

Regionales:

1. Andalucía: DECRETO 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats.
2. Aragón: DECRETO 49/1995, de 28 de marzo, de la Diputación General de Aragón, por el que se regula el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón. ORDEN de 4 de marzo de 2004, del Departamento de Medio Ambiente, por la que se incluyen en el Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón determinadas especies, subespecies y poblaciones de flora y fauna y cambian de categoría y se excluyen otras especies ya incluidas en el mismo.
3. Asturias: Decreto 32/90, de 8 de marzo, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias y se dictan normas para su protección.
4. Islas Baleares: Decreto 75/2005, de 8 de julio, por el cual se crea el Catálogo Balear de Especies Amenazadas y de Especial Protección, las Áreas Biológicas Críticas y el Consejo Asesor de Fauna y Flora de les Illes Balears.
5. Islas Canarias: LEY 4/2010, de 4 de junio, del Catálogo Canario de Especies Protegidas.
6. Cantabria: Decreto 120/2008, de 4 de diciembre por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Cantabria.
7. Castilla La Mancha: Decreto 33/1998, de 05-05-98, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha. Decreto 200/2001, de 06-11-2001 por el que se modifica el Catálogo Regional de Especies Amenazadas.
8. Cataluña: DECRET LEGISLATIU 2/2008, de 15 d'abril, pel qual s'aprova el Text refós de la Llei de Protecció dels Animals.
9. Comunidad Valenciana: ORDEN 6/2013, de 25 de marzo, de la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente, por la que se modifican los listados valencianos de especies protegidas de flora y fauna.
10. Extremadura: DECRETO 37/2001, de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura.
11. Galicia: Decreto 88/2007 do 19 de abril, polo que se regula o Catálogo Galego de Especies Ameazadas.
12. La Rioja: Decreto 59/1998, de 9 de octubre, por el que se crea y regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora y Fauna Silvestre de La Rioja.
13. Madrid: Decreto 18/1992, de 26 de marzo, por el que se aprueba el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres y se crea la categoría de árboles singulares.
14. Murcia: LEY 7/1995, de 21 de abril, de la Fauna Silvestre, Caza y Pesca Fluvial.
15. Navarra: DECRETO FORAL 563/1995, de 27 de noviembre, del Gobierno de Navarra, por el que se aprueba la inclusión en el Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra de determinadas especies y subespecies de vertebrados de la fauna silvestre.
16. País Vasco: ORDEN de 10 de enero de 2011, de la Consejera de Medio Ambiente, Planificación Territorial, Agricultura y Pesca, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora Silvestre y Marina, y se aprueba el texto único. ORDEN de 18 de junio de 2013, de la Consejera de Medio Ambiente y Política Territorial, por la que se modifica el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestre y Marina.

Conclusiones y propuesta de gestión de las poblaciones y especies de anfibios y reptiles alóctonos en España

Juan M. Pleguezuelos¹, Enrique Ayllón², Oscar Arribas³, Albert Bertolero⁴, Jaime Bosch^{5,6}, Carlos Cabido⁷, Salvador Carranza⁸, Miguel A. Carretero⁹, Carmen Díaz-Paniagua¹⁰, Andrés Egea-Serrano¹¹, Ion Garin-Barrio⁷, Andrés Giménez¹², Alberto Gosá⁷, Eva Gracia¹², Daniela Guicking¹³, Gustavo A. Llorente¹⁴, Íñigo Martínez-Solano¹⁰, José A. Mateo¹⁵, Albert Montori¹³, Gemma Palomar¹⁶, Ana Perera⁹, Samuel Pinya¹⁷, Joan L. Pretus¹⁸, Eudald Pujol-Buxó¹⁴, Catarina Rato⁹, Ernesto Recuero¹⁹, Iñaki Sanz-Azkue⁷, Iolanda Silva-Rocha⁹, Raquel Vasconcelos^{8,9}, Guillermo Velo-Antón⁹, Judit Vörös²⁰ & Xavier Santos⁹

¹ Departamento de Zoología, Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada.

² Asociación Herpetológica Española. Apartado de Correos 191. 2910 Leganes. Madrid.

³ Avenida Francisco Cambó, 23. 08003 Barcelona.

⁴ Associació Ornitològica Picampall de les Terres de l'Ebre, 43870 Amposta.

⁵ Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid.

⁶ Centro de Investigación, Seguimiento y Evaluación, Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, Cta. M-604, Km 27.6, 28740 Rascafría (Madrid).

⁷ Dpto. de Herpetología, Sociedad de Ciencias Aranzadi. Alto de Zorroaga, 11. 20014 San Sebastián.

⁸ Institute of Evolutionary Biology (CSIC-UPF), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49, E-08003 Barcelona.

⁹ CIBIO/InBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos. Laboratório Associado. Universidade do Porto. Campus Agrário de Vairão. 4485-661 Vairão. Portugal. C.e.: xsantossantiro@gmail.com

¹⁰ Estación Biológica de Doñana-CSIC, Avda. Américo Vespucio s/n. 41092 Sevilla.

¹¹ Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Santa Cruz, Rodovia Jorge Amado, km 16, 45662-900 Ilhéus, Bahia, Brasil.

¹² Dpto. de Biología Aplicada, Área de Ecología. Universidad Miguel Hernández. Avda. de la Universidad s/n, 03202 Elche (Alicante).

¹³ University of Kassel. FB 10, Faculty of Mathematics and Natural Sciences Biology. Systematics and Morphology of Plants. Heinrich-Platt-Str 40. 34132 Kassel, Germany.

¹⁴ Departament de Biologia Animal (Vertebrats) y Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Avda Diagonal 643. 08028 Barcelona.

¹⁵ Black Market. Cl. Paraires, 23. 07001 Palma de Mallorca.

¹⁶ Research Unit of Biodiversity (UO-CSIC-PA), Edificio de Investigación, Gonzalo Gutiérrez Quirós s/n, 33600 Mieres (Asturias).

¹⁷ Grupo de Ecología Interdisciplinar. Universidad de las Islas Baleares. Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma. Islas Baleares.

¹⁸ Departament d'Ecologia, Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona.

¹⁹ Laboratorio de Zoología, Facultad Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro. Avd. de las Ciencias S/N, Juriquilla, Querétaro, 76230, México.

²⁰ Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum, Baross u. 13, Budapest H-1088, Hungría.

Key words: herps, Spain, exotic species, management.

El criterio fundamental para considerar que una especie es alóctona en el territorio español se basa en la constatación de que la colonización no ha sido natural, sino de origen antrópico. Según este criterio, debemos considerar como poblaciones alóctonas la mayoría de las tratadas en este volumen, con algunas excepciones como *Testudo graeca* en el SE Ibérico. Existen dudas razonables sobre las poblaciones de *Hyla meridionalis*, *Emys orbicularis* y *Chamaeleo chamaeleon* del suroeste ibérico, especies / poblaciones que temporalmente consideramos

criptogénicas, es decir, de origen desconocido en el área de estudio. Planteamos en los tres casos la necesidad de nuevos estudios que aporten evidencias más concluyentes sobre su carácter autóctono o alóctono. Igualmente alentamos la realización de nuevos estudios en la población de *T. graeca* en Doñana, enclave donde sería interesante estudiar los efectos en la población de la hibridación entre la subespecie *Testudo graeca marokkensis*, introducida a mediados del siglo pasado, y la subespecie *Testudo graeca graeca*, con presencia anterior en este espacio.

Entre los anfibios y reptiles considerados alóctonos, se ha constatado el impacto que algunos de ellos producen sobre la biota nativa, en forma de competencia con especies de parecido nicho ecológico, depredación, hibridación o transmisión de enfermedades, entre otros procesos. Dichas especies / poblaciones deben ser consideradas invasoras en el territorio donde han sido introducidas, y por tanto, se recomienda su exclusión de los catálogos de especies protegidas, tanto a nivel nacional como autonómico (según cada caso). Sería aconsejable que las diferentes administraciones fomentaran acciones de erradicación de dichas poblaciones cuando fuera razonablemente posible en base a criterios de expertos.

En determinadas especies alóctonas para las cuales no se ha detectado un impacto negativo en las especies nativas, además de su exclusión de los catálogos de especies protegidas, alentamos la realización de estudios de seguimiento en dos frentes: 1) anotar posibles cambios en su rango de distribución o su tamaño poblacional mediante trabajo de campo y modelos de distribución proyectados para el futuro; y 2) examinar la interacción con especies nativas (en la forma de competencia, depredación, transmisión de enfermedades, hibridación y alteración del medio).

Finalmente, se propone la protección de algunas poblaciones alóctonas o con dudas sobre su origen autóctono / alóctono. Tal es el caso de *Testudo hermanni* en Mallorca y Menorca, donde la especie se mantiene en buenas condiciones en contraste con la muy amenazada población de l'Albera, única localidad donde es nativa en toda la península ibérica. De esta manera, la protección de esta población introducida quedaría justificada al tratarse de un stock reproductivo del linaje ibérico de esta tortuga. En el caso de *T. graeca*, los estudios moleculares han sugerido el carácter alóctono de la población de Mallorca, por lo que no creemos necesaria su consideración en el CEEA ni en el ca-

tálogo balear. Sin embargo proponemos mantener en el catálogo andaluz a la población de *T. graeca* en Doñana, donde goza de un hábitat natural continuo y muy protegido, muy en contraste con el resto de poblaciones de tortugas de tierra en la península ibérica. Finalmente, sí consideramos que debiera mantenerse a la especie a nivel nacional en el LESRPE con el fin de limitar las actividades relativas a la tenencia en cautividad de tortugas, y como medida de conservación expresa de la población autóctona de *T. graeca* del sureste ibérico.

En resumen, las propuestas de gestión para cada una de las poblaciones y especies tratadas en esta revisión (Tabla 1), bajo el criterio colegiado de la Asociación Herpetológica Española, se concretan en cinco tipos:

- Erradicación: el impacto de la especie introducida sobre la biota nativa es importante.
- Seguimiento: hay sospechas de que la especie introducida puede alterar algún componente de los sistemas nativos.
- Nuevos estudios: son necesarios estudios que conduzcan a un mejor conocimiento del carácter autóctono o alóctono de la especie.
- No acción: hay evidencias de que se trata de una especie introducida, pero no hay aparentemente impacto negativo sobre la biota nativa.
- Protección: a pesar de ser una especie introducida, por diversas razones biológicas y culturales, se propone su protección.

No proponemos acciones de control (mantenimiento de las poblaciones dentro de un límite geográfico o poblacional), pues implica una actuación permanente, más costosa a largo plazo que la erradicación, y con el riesgo de perder todo el esfuerzo en los casos de cese temporal de esta gestión. Concluimos esta revisión con una propuesta muchas veces repetida, pero nosotros lo haremos aquí una vez más, por su importancia: en la gestión de las introducciones biológicas, la mejor política es evitar que se produzcan.

Tabla 1: Lista de especies alóctonas en España y propuestas de gestión.

Nombre científico	Introducida en	Propuesta
<i>Mesotriton alpestris</i>	Macizo de Peñalara	Erradicación
<i>Discoglossus pictus</i>	Península ibérica (NE)	Seguimiento
<i>Bufo balearicus</i>	Mallorca	No acción
<i>Bufo balearicus</i>	Menorca	No acción
<i>Bufo balearicus</i>	Ibiza	No acción
<i>Hyla meridionalis</i>	Menorca	Nuevos estudios
<i>Hyla meridionalis</i>	Islas Canarias	No acción
<i>Hyla meridionalis</i>	Península ibérica	Nuevos estudios
<i>Pelophylax perezii</i>	Mallorca	Erradicación
<i>Pelophylax perezii</i>	Menorca	No acción
<i>Pelophylax perezii</i>	Ibiza	No acción
<i>Pelophylax perezii</i>	Islas Canarias	No acción
<i>Pelophylax sabaricus</i>	Gran Canaria	No acción / Extinta
<i>Mauremys leprosa</i>	Islas Baleares	No acción
<i>Emys orbicularis</i>	Islas Baleares	No acción
<i>Testudo graeca</i>	Doñana	Nuevos estudios
<i>Testudo graeca</i>	Mallorca	No acción
<i>Testudo hermanni</i>	Mallorca	Protección
<i>Testudo hermanni</i>	Menorca	Protección
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	Península ibérica	Nuevos estudios
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Península ibérica	No acción
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Islas Baleares	Seguimiento
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Islas Canarias	Erradicación
<i>Tarentola mauritanica</i>	Península ibérica (costa)	No acción
<i>Tarentola mauritanica</i>	Islas Baleares	Seguimiento
<i>Chalcides viridanus</i>	La Palma	Erradicación
<i>Chalcides sexlineatus</i>	La Palma	Erradicación
<i>Gallotia atlantica</i>	Gran Canaria	Erradicación
<i>Gallotia galloti</i>	Fuerteventura	Erradicación
<i>Gallotia stehlini</i>	Fuerteventura	Erradicación
<i>Teira dugesii</i>	Gran Canaria	Erradicación
<i>Podarcis pityusensis</i>	Euskadi	Erradicación
<i>Podarcis pityusensis</i>	Mallorca	Seguimiento
<i>Podarcis sicula</i>	Menorca	Seguimiento
<i>Podarcis sicula</i>	Cantabria	Erradicación
<i>Podarcis sicula</i>	Almería	Erradicación
<i>Podarcis sicula</i>	Rioja	Erradicada
<i>Podarcis sicula</i>	Cataluña	Erradicada
<i>Psammodromus algirus</i>	Mallorca	Seguimiento
<i>Scelarcis perspicillata</i>	Menorca	Seguimiento
<i>Macropododon cucullatus</i>	Mallorca y Menorca	No acción
<i>Rhinechis scalaris</i>	Menorca	No acción
<i>Rhinechis scalaris</i>	Mallorca	Erradicación
<i>Rhinechis scalaris</i>	Ibiza	Erradicación
<i>Rhinechis scalaris</i>	Formentera	Erradicación
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Mallorca	Erradicación
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Ibiza	Erradicación
<i>Hemorrhois hippocrepis</i>	Formentera	Erradicación
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Mallorca	Erradicación
<i>Malpolon monspessulanus</i>	Ibiza	No acción / Extinta
<i>Natrix maura</i>	Mallorca	Erradicación
<i>Natrix maura</i>	Menorca	No acción

La Asociación Herpetológica Española agradece la ayuda prestada en la revisión de los manuscritos, para los dos volúmenes que componen el nº 26 del BAHE, a los siguientes especialistas:

Adolfo Marco	Guillem Pérez de Lanuza
Albert Martínez-Silvestre	Guillermo Velo-Antón
Albert Montori	Joan Manel Roig
Alberto Gosá	Jorge Oros
Alex Richter-Boix	Josabel Belliure
Alfredo Salvador	Juan M. Pleguezuelos
Carlos Carrera	Judith Hidalgo-Vila
Catarina Rato	Luís García-Cardenete
César Ayres	Manuel Ortiz
David Buckley	Marc Fibla
Emilio Civantos	Neftalí Sillero
Estrella Mociño	Núria Garriga
Fernando Ayala	Pedro Galán
Francisco Brusquetti	Raquel Ribeiro
Francisco Javier Diego Rasilla	Xavier Santos

NORMAS DE PUBLICACIÓN

IMPORTANTE: Las normas de publicación están disponibles en la página web de la AHE
<http://www.herpetologica.es/publicaciones/boletin-de-la-asociacion-herpetologica-espanola>

IMPORTANT: The instructions to authors are available in the web site of the AHE
<http://www.herpetologica.es/publicaciones/boletin-de-la-asociacion-herpetologica-espanola>



