

individuos en toda la ladera N/NE recorrida, lo cual no era conocido hasta la fecha (Figura 1). La presencia de estos ejemplares sugiere que la población de *S. salamandra* en la isla pudiera ser mayor de lo que hasta ahora se suponía. Por tanto, y aún asumiendo bajas densidades de población, el área potencial de ocupación de *S. salamandra* en la isla incluiría la plantación de eucaliptos en laderas N y NE. Esta

zona ocuparía unos 0,4 km², lo que supone el 26% de la superficie total de la isla (Figura 1). Futuras prospecciones deberían valorar con detalle la distribución y estatus de las poblaciones de *S. salamandra* de la isla de San Martiño.

AGRADECIMIENTOS: Gracias a los revisores anónimos por sus aportaciones y valiosos comentarios, los cuales han mejorado notablemente este manuscrito.

REFERENCIAS

- Cordero, A., Velo-Antón, G. & Galán, P. 2007. Ecology of amphibians in small coastal Holocene islands: local adaptations and the effect of exotic tree plantations. *Munibe*, 25: 94–103.
- Fernández de la Cigoña, E. 1986. *Islas Cies, parque natural de Galicia*. Fernández de la Cigoña (ed.). Vigo.
- Galán, P. 2003. *Anfibios y Reptiles del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. Faunística, biología y conservación*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- Mateo, J.A. 1997. Las islas e islotes del litoral ibérico. 343–350. In: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, nº3. Editorial Universidad de Granada. Granada.
- Consellería de Medio Ambiente, Territorio e Infraestructuras - Xunta de Galicia. 2014. METEOGALICIA. <<http://www.meteor Galicia.es/web/index.action>> [Consulta: 24 marzo 2014].
- Velo-Antón, G., Cordero Rivera, A. & Galán P. 2007a. Características ecológicas, evolutivas y estado de conservación de los anfibios del Parque Nacional de las Islas Atlánticas de Galicia. 195–208. In: Ramírez, L. & Asensio, B. (eds.), *Proyectos de investigación en Parques Nacionales: 2003–2006*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- Velo-Antón, G., García-París, M., Galán P. & Cordero Rivera, A. 2007b. The evolution of viviparity in Holocene islands: Ecological adaptation vs. phylogenetic descent along the transition from aquatic to terrestrial environments. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 45: 345–352.

Población introducida de tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en el Prepirineo catalán

Marc Fibla¹, Andreu Ubach², Neus Oromi¹, Santiago Montero-Mendieta³, Sebastià Camarasa¹, Mariona Pascual-Pons¹, Albert Martínez-Silvestre⁴ & Albert Montori⁵

¹ Escola Superior d'Enginyeria Agrària, Departament de Producció Animal (Fauna Silvestre). Universitat de Lleida. Av. Rovira Roure, 191. 25198 Lleida. C.e.: mfiblacastillo@gmail.com

² Departament d'Ecologia. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

³ Institut de Biologia Evolutiva (CSIC-Universitat Pompeu Fabra), Passeig Marítim de la Barceloneta, 37-49. 8003 Barcelona.

⁴ CRARC. 08783 Masquefa. Barcelona.

⁵ Departament de Biologia Animal. Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal, 645. 08028 Barcelona.

Fecha de aceptación: 19 de octubre de 2014.

Key words: Alpine newt, *Mesotriton alpestris*, invasive species, amphibian introduction, Catalanian Pre-pyrenees.

El día 13 de junio de 2014 fue localizada una población de tritón alpino (*Mesotriton alpestris*) en la Bassa de la Processó (Santa Maria de Besora, Barcelona; UTM: 31T 435982 / 4665284; 820 msnm), en las cercanías del espacio natu-

ral del Parc del Castell de Montesquiu, fuera de su rango de distribución natural (Figura 1). Una vez informadas las administraciones correspondientes (Servei de Parcs de la Diputació de Barcelona y Servei de Fauna de la Generalitat



Figura 1: Localización de las charcas prospectadas en la zona en que se localizó *M. alpestris* y área de distribución actual de la especie. 1: Bassa de la Processó (x: 435982; y: 466528; 4830 msnm); 2: Bassa de Beví Gros 1 (x: 437045; y: 4665100; 805 msnm); 3: Bassa de Beví Gros 2 (x: 437009; y: 4665138; 811 msnm); 4: Bassa del camí de Beví Gros (x: 437339; y: 4665143; 858 msnm).

de Catalunya), el 18 y el 25 de junio del mismo mes se realizaron dos muestreos con la finalidad de: a) determinar si los puntos de agua cercanos habían sido colonizados, b) estimar el tamaño poblacional mediante la técnica de captura-recaptura, c) realizar la biometría básica de la población, d) recoger muestras de tejido para intentar determinar el área de procedencia de los ejemplares introducidos y e) detectar la presencia de patógenos en la población.

Este hallazgo representa la primera cita de una población reproductora de *M. alpestris* para Catalunya. Este descubrimiento se enlaza con recientes hallazgos de otros anfibios introducidos en el territorio catalán (Rivera *et al.*, 2011), tales como *Ommatotriton ophryticus* en Busa (Lleida) (Fontelles *et al.*, 2011), *Discoglossus pictus* en el Delta del Llobregat (Barcelona) (Franch *et al.*, 2007), o *Lissotriton boscai* en el Parc Natural del Montseny (Barcelona) (Amat & Carranza, 2011).

M. alpestris tiene un área de distribución disyunta, con unas poblaciones continuas por el centro de Europa y un núcleo aislado en la Cordillera Cantábrica. En la Península Ibérica se conoce desde hace tiempo el origen introducido de las poblaciones de Peñalara (Arano *et*

al., 1991). Actualmente esta especie se encuentra catalogada como de “Preocupación Menor” (LC) por la IUCN pero como “Vulnerable” (VU) según el Libro Rojo de Anfibios y Reptiles de España (Recuero-Gil *et al.*, 2002). Se han descrito hasta seis subespecies que a tenor de los recientes estudios filogenéticos precisan de una nueva revisión (Sotiropoulos *et al.*, 2007).

Tras la primera prospección de la Bassa de la Processó, se muestrearon tres charcas más situadas en las proximidades de la primera localización (Figura 1), todas ellas situadas en la Serra de Bufadors y a una distancia máxima aproximada en línea recta de 920 m, durante las dos campañas siguientes. Se encontraron ejemplares de *M. alpestris* en dos de las cuatro charcas (Processó y Beví Gros 1). En todas ellas la diversidad de especies de anfibios fue elevada. En la Bassa de la Processó, donde se encontró por primera vez *M. alpestris*, éste convive con *Triturus marmoratus*, *Salamandra salamandra*, *Pelophylax perezi*, *Rana temporaria* y *Alytes obstetricans*. En la Bassa de Beví Gros 1, donde también se localizó *M. alpestris*, habitan *Pelobates cultripes*, *Hyla meridionalis*, *P. perezi* y *A. obstetricans*. En la Bassa del Beví Gros 2 se localizaron las siguientes especies: *P. cultripes*, *Pelodytes punctatus*, *H. meridiona-*



Figura 2: Tritones capturados en la primera jornada de prospección.



Figura 3: Ejemplar macho de *M. alpestris* de la población de la Bassa de la Processó.

lis, *R. temporaria* y *A. obstetricans*. Finalmente en la Bassa del Camí de Beví Gros, la más eutrófica de las prospectadas, se localizaron: *P. punctatus*, *H. meridionalis* y *A. obstetricans*.

Para estimar el tamaño poblacional se capturaron en la primera campaña un total de 72 adultos en la Bassa de la Processó (Figura 2), que fueron marcados y devueltos a la charca (“sex-ratio” machos/hembras = 0,56). En el segundo muestreo se capturaron 103 individuos adultos (“sex-ratio” machos/hembras = 0,52), que se entregaron a los responsables del Parc del Castell de Montesquiu para trasladarlos al Centre de Recuperació d’Amfibis i Rèptils de Catalunya (CRARC) de Masquefa. En la Bassa de Beví Gros 1 no se pudo estimar la población ya que sólo se capturó una hembra y escasos individuos en fase larvaria.

El resultado de los dos muestreos fue una estimación de unos 360 individuos adultos para la Bassa de la Processó (Tabla 1 y Figura 3) más el hallazgo de numerosos individuos en estado larvario y de cuatro ejemplares con retención de branquias postmetamórficas. Denoël *et al.* (2001) describen que la pedomorfosis en esta especie ocurre solamente en la franja sur de su distribución, sobretudo en Italia y en los Balcanes, sugiriendo una base filogenética para el fenómeno.

Se recogieron datos biométricos (peso, longitud del cuerpo, longitud de la cola) de 24 machos y 24 hembras así como de 18 larvas (Tabla 2). Los valores biométricos obtenidos se encuentran dentro de los descritos para la especie (García-París *et al.*, 2004). Para intentar determinar el origen de la población se recogieron muestras de tejido de cuatro ejemplares para análisis de ADN mitocondrial. Se realizó la extracción de ADN utilizando el kit de extracción Qiagen D Neasy Blood & Tissue Kit (Qiagen, Valencia, CA, EE.UU.) y se amplificó una región del gen mitocondrial citocromo b (cyt b) mediante el uso de los cebadores universales Cyt b1 5'-CCA TCC AAC ATC TCA GCA TGA TGA AA-3' y Cyt b2 5'-CCC TCA GAA TGA TAT TTG TCC TCA-3 (Kocher *et al.*, 1989) siguiendo las condiciones descritas por Smid *et al.* (2013). Las secuencias fueron editadas y posteriormente traducidas en aminoácidos con el programa Geneious v.6.1.3 (Biomatters Ltd.) y no se detectaron codones stop. Para completar el estudio se descargaron de GenBank 69 secuencias de cyt b publicadas por Sotiropoulos *et al.* (2007, 2008) con el fin de comparar y así averiguar la subespecie a la que pertenecen las muestras tomadas en el presente estudio. Las secuencias en conjunto fueron alineadas utilizando la versión online de MAFFT (Katoh & Standley, 2013) con parámetros por defecto. El modelo evolutivo más adecuado fue calculado con j Model test v.2.1.4 (Darriba *et al.*, 2012) bajo el criterio de información de Akai-

Tabla 1: Estimación del tamaño de la población de *M. alpestris* basada en el método de captura-recaptura del índice de Lincoln-Peterson (Lincoln, 1930) para machos y hembras por separado y para la población total.

	n	Intervalo 95%	
		n+1,96S	n-1,96S
Población Machos	123,70	175,95	71,45
Población Hembras	231,50	328,70	134,30
Estima global	360,50	474,43	246,62

Tabla 2: Datos biométricos para hembras, machos y larvas de *M. alpestris*. CC: longitud del cuerpo; Lcola: longitud de la cola; Ltotal: longitud total. Se muestra en la tabla la media, los valores mínimo y máximo y la desviación estándar (DE).

	Hembras (n=24)				Machos (n=24)				Larvas (n=18)			
	Media	Mín	Máx	DE	Media	Mín	Máx	DE	Media	Mín	Máx	DE
CC (mm)	53,56	49,66	58,41	2,99	47,83	45,67	52,15	1,82	14,92	9,34	23,35	3,60
Lcola (mm)	44,20	51,59	51,65	3,27	38,58	31,38	42,66	2,25	14,93	9,01	23,95	4,54
Ltotal (mm)	97,76	88,75	109,07	5,94	86,41	78,94	94,33	3,10	29,86	18,37	47,30	7,95
Peso (g)	4,50	3,2	5,6	0,69	3,46	2,8	4	0,31	-	-	-	-

ke (AIC). Para el análisis filogenético se hizo servir el método de Máxima Verosimilitud con el programa RAXML v.7.0.3 (Stamatakis, 2006) utilizando 100 búsquedas heurísticas y un modelo de sustitución GTR+G. Finalmente, el soporte de los nodos fue validado mediante un análisis de “bootstrap” de 1000 réplicas. Los resultados obtenidos indican que tres de los cuatro ejemplares encontrados en la Bassa de la Processó son filogenéticamente cercanos a las subespecies *M. alpestris apuanus* o *M. alpestris inexpectatus* (se agrupan con los individuos pertenecientes al clado B descrito por Sotiropoulos *et al.*, 2007; véase Figura 4). El cuarto individuo aparece en la filogenia próximo a la subespecie *M. alpestris cyreni* (clado C).

Para intentar detectar la presencia de agentes patógenos mediante la técnica de PCR, se tomaron biopsias de piel y frotis cutáneos de dos ejemplares provenientes de las dos charcas en las que se había localizado a la especie. Los tritones analizados fueron negativos a *Batrachochytrium dendrobatidis* y *Batrachochytrium salamandrivorans*, pero positivos a *Ranavirus* spp. Este último es un agente infeccioso capaz de provocar brotes de mortalidad en vertebrados ectotérmicos por todo el mundo (Brenes *et al.*, 2014) y que puede dispersarse mediante la infección de portadores asintomáticos (Brenes, 2013). En 2008, Balseiro *et al.* (2010) detectaron una gran mortalidad causada por *Ranavirus* spp. en individuos juveniles de *M. alpestris cyreni*, precisamente una de las

subespecies detectadas en la zona prospectada. Más recientemente, Price *et al.* (2014) describieron mortalidades masivas de varias especies de anfibios (incluido *M. alpestris*), asociadas a la presencia de *Ranavirus* spp., en cuatro localidades del Parque Nacional de Picos de Europa.

Los dos muestreos realizados indican que la población de *M. alpestris* se ha aclimatado perfectamente al ambiente de la Bassa de la Processó y que ésta sustenta una población muy abundante (Figura 2). Se trata de una

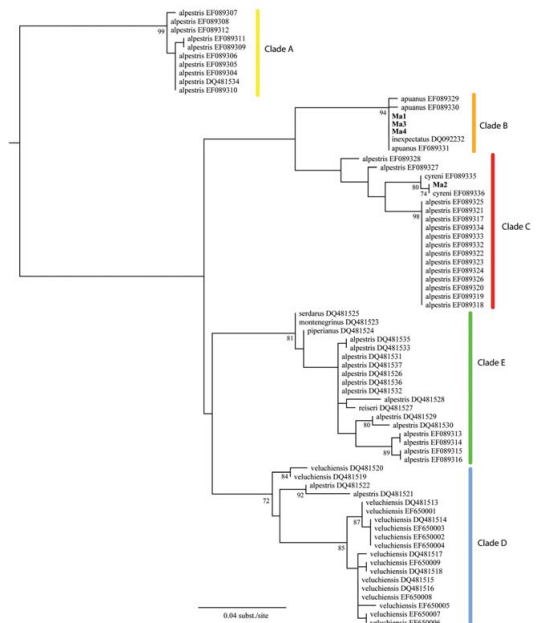


Figura 4: Árbol filogenético modificado y recalculado a partir de los datos de Sotiropoulos *et al.* (2007) tras considerar las muestras procedentes de los ejemplares introducidos (Ma1 a Ma4, resaltados en negrita).

charca de unos 40-50 m² con una profundidad máxima aproximada de 1,2 m. El hecho de haber encontrado unos pocos ejemplares en la Bassa de Beví Gros 1 sugiere que lo más probable es que ésta debe haber sido colonizada recientemente por la población de la Bassa de la Processó, que supuestamente debe llevar asentada algunos años. Se esperan los resultados de la esqueletocronología de las muestras recogidas para poder determinar la edad de los ejemplares e intentar estimar a partir de la estructura de las clases de edad cuándo se introdujeron. El Parc del Castell de Montesquiú se encuentra en el Prepirineo catalán con un ambiente húmedo y montañoso a la vez, con bosques de pino silvestre, robledales y hayedos. *M. alpestris* no es muy exigente por lo que se refiere a hábitat, pudiendo vivir en pastizales, brezales, robledales o hayedos, así como charcas y marismas costeras (Masó & Pijoan, 2011), lo que hace del sitio un lugar adecuado para la especie.

Tanto en el sur de Francia como en la sierra de Peñalara han sido introducidas poblaciones que han conseguido reproducirse y dispersarse sin problemas, entrando en competencia con los tritones autóctonos (Martínez-Solano *et al.*, 2003; Denoël, 2005). Desconocemos el origen de

la presente introducción, aunque la asignación subespecífica obtenida en los análisis moleculares sugiere su introducción a partir de ejemplares en cautividad, ya que las dos subespecies detectadas (*M. a. apuanus* y *M. a. cyreni*) son las más utilizadas en acuariofilia. La presencia de individuos de *M. alpestris* en dos charcas, así como la constatación de su reproducción en las mismas, ponen de manifiesto la colonización de la zona por parte de esta especie así como su potencial invasor. Será necesaria una intervención drástica y continuada para eliminar la especie de la zona y evitar su más que probable expansión. Debe considerarse además que la detección de *Ranavirus* spp. en las dos poblaciones aumenta el riesgo de transmisión a las especies autóctonas, más aún si consideramos la presencia de *A. obstetricans*, anfibio especialmente sensible a este patógeno.

AGRADECIMIENTOS: Agradecemos la colaboración prestada por el Parc Natural del Castell de Montesquiú y en particular a J. Puig, guarda forestal del mismo Parc, en la captura y localización de puntos de agua cercanos. También agradecemos a J. Soler (CRARC) su colaboración en la gestión de los ejemplares cautivos. Asimismo agradecemos la colaboración prestada por el Servei de Fauna de la Generalitat de Catalunya.

REFERENCIAS

- Amat, F. & Carranza, S. 2011. First report of an introduced population of the Iberian Newt (*Lisotriton boscai*) in Catalonia. *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia*, 19: 75-78.
- 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.
- Balseiro, A., Dalton, K.P., del Cerro, A., Marquez, I. & Parra, F. 2010. Outbreak of common midwife toad virus in alpine newts (*Mesotriton alpestris cyreni*) and common midwife toads (*Alytes obstetricans*) in Northern Spain. A comparative pathological study of an emerging ranavirus. *Veterinary Journal*, 186: 256-258. doi: 10.1016/j.tvjl.2009.07.038.
- Brenes, R.M. 2013. *Mechanisms Contributing to the Emergence of Ranavirus in Ectothermic Vertebrate Communities*. Tesis Doct. The University of Tennessee. Knoxville.
- Brenes, R.M., Gray, M.J., Waltzek, T., Wilkes, R. & Miller, D.L. 2014. Transmission of *Ranavirus* between Ectothermic Vertebrate Hosts. *Plos One*, 9: 1-6.
- Darriba, D., Taboada, G.L., Doallo, R. & Posada, D. 2012. j Model Test 2: more models, new heuristics and parallel computing. *Nature Methods*, 9: 772.
- Denoël, 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'Écologie (Terre Vie)*, 60: 139-148.
- Denoël, M., Duguet, R., Dzukic, G., Kalezic, M., & Mazzotti, S. 2001. Biogeography and ecology of pedomorphosis in *Triturus alpestris* (Amphibia, Caudata). *Journal of Biogeography*, 28: 1271-1280.
- Fontelles, F., Guixé, D., Martínez-Silvestre, A., Soler, J., & Villero, D. 2011. Hallada población introducida de *Om-*

- matrotitron ophryticus* en el Prepirineo catalán. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 22: 153-156.
- Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., Richter-Boix, A., & Carranza, S. 2007. Discovery of an introduced population of *Discoglossus pictus* beyond its known distributional range. *Herpetological Review*, 38: 356-358.
- García-París, M., Montori, A. & Herrero, P. 2004. Amphibia, Lis-samphibia. In: Ramos, M.A. *et al.* (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 24. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid.
- Katoh, K. & Standley, D.M. 2013. MAFFT multiple sequence alignment software version 7: improvements in performance and usability. *Molecular Biology and Evolution*, 30:772-780.
- Kocher, T.D., Thomas, W.K., Meyer, A., Edwards, S.V., Paabo, S., Villablanca, F.X. & Wilson, A.C. 1989. Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: Amplifications and Sequencing with conserved primer. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 86: 6196-6200.
- Lincoln, F.C. 1930. Calculating Waterfowl Abundance on the Basis of Banding Returns. *United States Department of Agriculture Circular*, 118: 1-4.
- Martínez-Solano, I., Bosch, J., & García-París, M. 2003. Demo-graphic trends and community stability in a montane amphi-bian assemblage. *Conservation Biology*, 17: 238-244.
- Masó, A. & Pijoan, M. 2011. *Anfibios y reptiles de la Península Ibé-rica, Baleares y Canarias*. Ediciones Omega. Barcelona.
- 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 *Rana-virus*. *Current Biology* (en prensa).
- Recuero-Gil, E. & Martínez-Solano, I. 2002. *Triturus alpestris*. 58-61. In: Pleguezuelos, J.M., R. Márquez, & Lizana M. (eds), *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente-Asociación Española de Herpetología. Madrid.
- Rivera, X., Escoriza, D., Maluquer-Margalef, J., Arribas, O., & Carranza, S. 2011. *Amfibis i rèptils de Catalunya, País Valencià i Balears*. Lynx Ediciones. Barcelona.
- Smid, J., Carranza, S., Kratochvil, L., Gvozdk, V., Karim Nasher, 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.
- Sotiropoulos, K., Eleftherakos, K., Dzukic, G., Kalezic, M.L., Legakis, A. & Polymeni, R.M. 2007. Phylogeny and bio-geography of the alpine newt *Mesotriton alpestris* (Sala-mandridae, Caudata), inferred from mtDNA sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 45: 211-226.
- Sotiropoulos, K., Eleftherakos, K., Kalezic, M.L., Legakis, A. & Polymeni, R.M. 2008. Genetic structure of the alpine newt, *Mesotriton alpestris* (Salamandridae, Caudata), in the southern limit of its distribution: implications for conservation. *Bioche-mical Systematics and Ecology*, 36: 297-311.
- Stamatakis, A. 2006. RAxML-VI-HPC: maximum likeli-hood-based phylogenetic analyses with thousands of taxa and mixed models. *Bioinformatics*, 22: 2688-2690. doi: <http://dx.doi.org/10.1093/bioinformatics/btl446>

Primeras observaciones de *Blanus cinereus* en la provincia de Palencia, norte de España

Ángel Hernández^{1,2}

1 Departamento de Ciencias Agroforestales, Escuela Técnica Superior de Ingenierías Agrarias. Universidad de Valladolid, Campus de Palencia. Avenida de Madrid, 44. 34004 Palencia. C.e.: ahernan@agro.uva.es

2 Instituto Universitario de Gestión Forestal Sostenible. Universidad de Valladolid-INIA.

Fecha de aceptación: 24 de noviembre de 2014.

Key words: *Blanus cinereus*, distribution, Spain, habitat.

Blanus cinereus es un endemismo ibérico de origen zoogeográfico africano cuyo límite norte de distribución no es bien conocido, en parte debido a sus hábitos subterráneos (Gil, 1997; Salvador, 1998; Barbadillo *et al.*, 1999; López, 2009; Salvador & Pleguezuelos, 2013). No se ha encontrado bibliografía sobre este anfibienido que informe de su presencia en la provincia de Palencia, y tampoco lo hacen los atlas herpetológicos más actualizados y

detallados por cuadrículas (López, 2002; SIA-RE, 2014). En la presente nota, se describen y documentan por primera vez observaciones de *B. cinereus* en esta provincia, que contribuyen a definir con mayor precisión el límite septentrional de su distribución en España. Tales observaciones se obtuvieron en el Monte el Viejo, declarado Zona Natural de Esparcimiento formando parte de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Castilla y