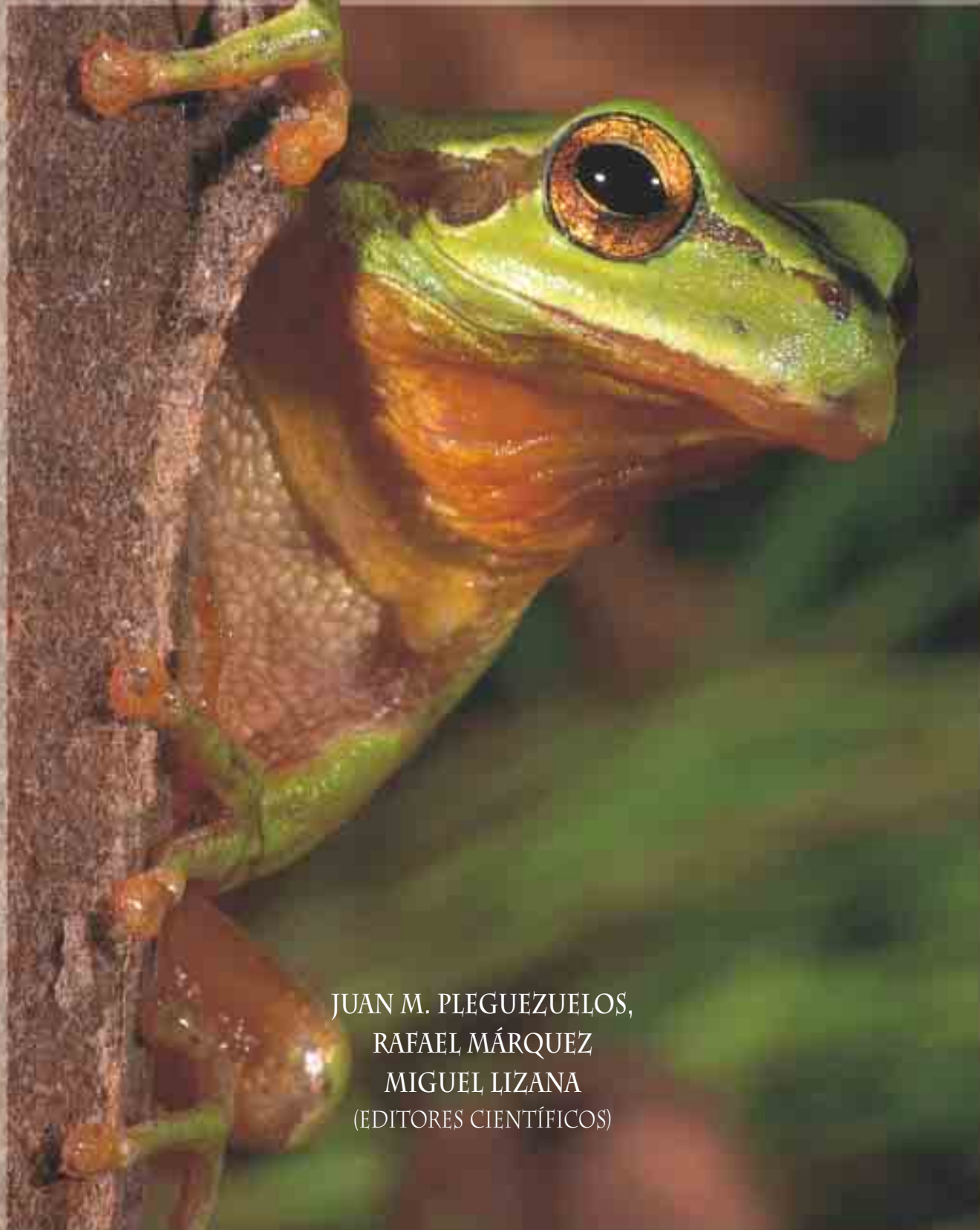


ATLAS Y LIBRO ROJO

DE LOS
ANFIBIOS Y REPTILES
DE ESPAÑA



JUAN M. PLEGUEZUELOS,
RAFAEL MÁRQUEZ
MIGUEL LIZANA
(EDITORES CIENTÍFICOS)

Atlas y Libro Rojo
de los
Anfibios y Reptiles de España

Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España

Juan M. Pleguezuelos,
Rafael Márquez,
Miguel Lizana
(Editores científicos)



Madrid, 2002
(Segunda impresión)

Editores: Juan M. PLEGUEZUELOS, Rafael MÁRQUEZ, Miguel LIZANA (Asociación Herpetológica Española)

Coordinador del Atlas: V. PÉREZ MELLADO

Coordinadores Libro Rojo: R. MÁRQUEZ y M. LIZANA

Coordinador Consultas de la Base de Datos: A. MONTORI

Coordinador Áreas Importantes: J. A. MATEO

Comité Editorial: Ana ANDREU; Luis Javier BARBADILLO (Libro Rojo); Pedro GALÁN; Mario GARCÍA-PARÍS; Luis F. LÓPEZ JURADO; Gustavo LLORENTE; Íñigo MARTÍNEZ SOLANO (Libro Rojo); José Antonio MATEO; Albert MONTORI; Valentín PÉREZ-MELLADO; Xavier SANTOS

Cartografía: Santiago MARTÍN ALFAGEME y Servicio Transfronterizo de Información Geográfica de la Univ. de Salamanca.

Ayudante editorial: Juan R. FERNÁNDEZ-CARDENETE

Mapas distribución mundial: Xavier EEKHOUT

Fotografía de 1ª de cubierta: *Hyla meridionalis*, Joseba DEL VILLAR

Fotografía de 4ª de cubierta: 1. -J. M. CORNEJO. 2, 3 y 6.- L. J. BARBADILLO. 4 y 5. -I. CATALÃO.

Dirección Técnica del proyecto: Cosme MORILLO

PRIMERA IMPRESIÓN:

Coordinación general del proyecto: Ramón MARTÍNEZ y José Manuel CORNEJO (Tragsa)

Diseño y maquetación: María del Mar MAYOR AGUADO (Tragsa)

Colaboradores: Jaime HERVÁS, Fernando CORRALES, Mirenka FERRER, César ARIAS, Francisco MELADO, Juan Antonio DURÁN & Marta MORILLO (Tragsa)

Realización y producción: Tragsa, Área de Medio Ambiente

SEGUNDA IMPRESIÓN:

Revisión y corrección gráfica: BARRERO y AZEDO Editores

Maquetación: Manuel BARRERO

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

PLEGUEZUELOS J. M., R. MÁRQUEZ y M. LIZANA, (eds.) 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid, 587 pp.

Y en el caso de capítulos:

PÉREZ-MELLADO, V. & CORTÁZAR, G. 2002. Bases metodológicas del Atlas de los Anfibios y Reptiles de España. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (PLEGUEZUELOS, J.M., R. MÁRQUEZ y M. LIZANA, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión). Madrid: 21-32.

GALÁN P., 2002. *Podarcis bocagei* En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* (PLEGUEZUELOS J. M., R. MÁRQUEZ, M. LIZANA, eds.). Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid: 240-242.

El *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* ha sido financiado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (MIMAM) en el marco del Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, con la colaboración de las Comunidades Autónomas: Andalucía, Aragón, Canarias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Extremadura, Galicia, Islas Baleares, La Rioja, Comunidad de Madrid, País Vasco, Comunidad Foral de Navarra, Comunidad Valenciana, Principado de Asturias, Región de Murcia, Ceuta y Melilla.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no necesariamente de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza.

NIPO: 311-02-005-8

ISBN: 84-8014-450-5

Edita: Organismo Autónomo de Parques Nacionales

Gran Vía de San Francisco, 4

28005 Madrid

Producción editorial: Tetrázeta

Imprime: Gráficas y Material de Oficina, S.A.

Depósito legal: B-32.0/2002

Índice general

Índice de autores	10
Carta de presentación	13
DIRECTORA GENERAL DE CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA	
Presentación del Atlas y Libro Rojo	15
Cosme MORILLO	
Prólogo	17
Eduardo José DE FRIAS GONÇALVES CRESPO	
Prólogo de los editores	19
Capítulo I. Bases metodológicas del Atlas de los Anfibios y Reptiles de España	
Valentín PÉREZ-MELLADO y Gloria CORTÁZAR	
Introducción	23
Ámbito geográfico	23
Proceso de elaboración del Atlas	24
El problema taxonómico	29
Resultados obtenidos en el subproyecto de cartografía del Atlas de Anfibios y Reptiles ..	29
El futuro del Atlas español de Anfibios y Reptiles	30
Capítulo II. Nuevas categorías UICN y “Ficha Libro Rojo” de los Anfibios y Reptiles españoles	
Miguel LIZANA y Rafael MÁRQUEZ	
Ficha Libro Rojo	35
Las categorías de UICN y sus criterios	36
Capítulo III. Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles españoles	
ANFIBIOS	
<i>Chioglossa lusitanica</i>	Miguel VENCES 45
<i>Euproctus asper</i>	Albert MONTORI Gustavo A. LLORENTE, Xavier SANTOS y Miguel A. CARRETERO 48
<i>Pleurodeles waltl</i>	Albert MONTORI, Gustavo A. LLORENTE, Xavier SANTOS y Miguel A. CARRETERO 51
<i>Salamandra salamandra</i>	David BUCKLEY y Marina ALCOBENDAS 55
<i>Triturus alpestris</i>	Ernesto RECUERO-GIL e Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO 58
<i>Triturus boscai</i>	Carmen DÍAZ-PANIAGUA 61
<i>Triturus helveticus</i>	Luis Javier BARBADILLO 64
<i>Triturus marmoratus</i>	Eva María ALBERT y Mario GARCÍA-PARÍS 67
<i>Triturus pygmaeus</i>	Mario GARCÍA-PARÍS 70
<i>Alytes cisternasii</i>	Rafael MÁRQUEZ y Eduardo G. CRESPO 73
<i>Alytes dickhilleni</i>	Mario GARCÍA-PARÍS y Jan W. ARNTZEN 76
<i>Alytes muletensis</i>	Álvaro ROMÁN 79



<i>Alytes obstetricans</i>	Jaime BOSCH	82
<i>Discoglossus galganoi</i>	Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO	85
<i>Discoglossus jeanneae</i>	Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO y Mario GARCÍA-PARÍS	88
<i>Discoglossus pictus</i>	Gustavo A. LLORENTE, Albert MONTORI, Xavier SANTOS y Miguel A. CARRETERO	91
<i>Pelobates cultripes</i>	Miguel TEJEDO y Ricardo REQUES	94
<i>Pelodytes ibericus</i>	Luis Javier BARBADILLO	97
<i>Pelodytes punctatus</i>	Luis Javier BARBADILLO	100
<i>Bufo bufo</i>	Miguel LIZANA	103
<i>Bufo calamita</i>	Ricardo REQUES y Miguel TEJEDO	107
<i>Bufo viridis</i>	Jordi MUNTANER Y ANGÜELA	110
<i>Hyla arborea</i>	Rafael MÁRQUEZ	114
<i>Hyla meridionalis</i>	Miguel TEJEDO y Ricardo REQUES	117
<i>Rana dalmatina</i>	Alberto GOSÁ	120
<i>Rana iberica</i>	Marisa ESTEBAN e Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO	123
<i>Rana perezi</i>	Gustavo A. LLORENTE, Albert MONTORI, Miguel A. CARRETERO y Xavier SANTOS	126
<i>Rana pyrenaica</i>	Jordi SERRA-COBO	129
<i>Rana temporaria</i>	Marisa ESTEBAN y Mario GARCÍA-PARÍS	131
REPTILES		
<i>Emys orbicularis</i>	Claudia KELLER y Ana C. ANDREU	137
<i>Mauremys leprosa</i>	Eduardo DA SILVA	143
<i>Testudo graeca</i>	Ana C. ANDREU	147
<i>Testudo hermanni</i>	Gustavo A. LLORENTE, Albert MONTORI, Miguel A. CARRETERO y Xavier SANTOS	151
<i>Blanus cinereus</i>	Pilar LÓPEZ	154
<i>Anguis fragilis</i>	Pedro GALÁN	157
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	Mariano CUADRADO	160
<i>Chalcides bedriagai</i>	César J. POLLO	163
<i>Chalcides sexlineatus</i>	José A. MATEO	166
<i>Chalcides simonyi</i>	Marcos GARCÍA-MÁRQUEZ y Juan M. ACOSTA	168
<i>Chalcides striatus</i>	César J. POLLO	170
<i>Chalcides viridanus</i>	José A. MATEO	173
<i>Saurodactylus mauritanicus</i>	José A. MATEO	175
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Philippe GENIEZ	177
<i>Tarentola angustimentalis</i>	José A. MATEO	180
<i>Tarentola boettgeri</i>	José A. MATEO	182
<i>Tarentola delalandii</i>	Marcos BÁEZ	184
<i>Tarentola gomerensis</i>	José A. MATEO	186
<i>Tarentola mauritanica</i>	José Antonio HÓDAR	188
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	José Antonio HÓDAR	191
<i>Algyroides marchi</i>	José Luis RUBIO DE LUCAS	193
<i>Gallotia atlantica</i>	Marcos GARCÍA-MÁRQUEZ y José A. MATEO	196
<i>Gallotia bravoana</i>	José A. MATEO	198
<i>Gallotia caesaris</i>	José A. MATEO y Marcos GARCÍA-MÁRQUEZ	200
<i>Gallotia galloti</i>	Marcos BÁEZ	202
<i>Gallotia intermedia</i>	Juan C. RANDO	204
<i>Gallotia simonyi</i>	José A. MATEO y Valentín PÉREZ-MELLADO	207



<i>Gallotia stehlini</i>	José A. MATEO	210
<i>Lacerta agilis</i>	Miguel A. CARRETERO, Gustavo A. LLORENTE, Xavier SANTOS y Albert MONTORI	212
<i>Lacerta aranica</i>	Óscar ARRIBAS	215
<i>Lacerta aurelioi</i>	Óscar ARRIBAS	218
<i>Lacerta bilineata</i>	Luis Javier BARBADILLO	220
<i>Lacerta bonnali</i>	Óscar ARRIBAS	223
<i>Lacerta lepida</i>	José A. MATEO	225
<i>Lacerta monticola</i>	Valentín PÉREZ-MELLADO	228
<i>Lacerta perspicillata</i>	Ana PERERA	231
<i>Lacerta schreiberi</i>	Adolfo MARCO	233
<i>Lacerta vivipara</i>	Florentino BRAÑA y Antonio BEA	236
<i>Podarcis atrata</i>	Aurora CASTILLA	238
<i>Podarcis bocagei</i>	Pedro GALÁN	240
<i>Podarcis carbonelli</i>	Paulo SÁ SOUSA	243
<i>Podarcis hispanica</i>	Paulo SÁ SOUSA y Valentín PÉREZ-MELLADO	245
<i>Podarcis lilfordi</i>	Valentín PÉREZ-MELLADO	248
<i>Podarcis muralis</i>	Valentín PÉREZ-MELLADO	251
<i>Podarcis pityusensis</i>	Valentín PÉREZ-MELLADO	254
<i>Podarcis sicula</i>	Valentín PÉREZ-MELLADO	257
<i>Psammodromus algirus</i>	Miguel A. CARRETERO, Albert MONTORI, Gustavo A. LLORENTE y Xavier SANTOS	260
<i>Psammodromus hispanicus</i>	Miguel A. CARRETERO, Xavier SANTOS, Albert MONTORI y Gustavo A. LLORENTE	263
<i>Coluber hippocrepis</i>	Juan M. PLEGUEZUELOS y Mónica FERICHE	266
<i>Coluber viridiflavus</i>	Xavier SANTOS, Albert MONTORI, Gustavo A. LLORENTE y Miguel A. CARRETERO	269
<i>Coronella austriaca</i>	Pedro GALÁN	272
<i>Coronella girondica</i>	Xavier SANTOS y Juan M. PLEGUEZUELOS	275
<i>Elaphe longissima</i>	Xavier SANTOS, Albert MONTORI, Gustavo A. LLORENTE y Miguel A. CARRETERO ...	278
<i>Elaphe scalaris</i>	Juan M. PLEGUEZUELOS y Santiago HONRUBIA	281
<i>Malpolon monspessulanus</i>	M. Carmen BLÁZQUEZ y Juan M. PLEGUEZUELOS	284
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	Juan M. PLEGUEZUELOS y Juan R. FERNÁNDEZ CARDENETE	287
<i>Natrix maura</i>	Xavier SANTOS, Gustavo A. LLORENTE, Albert MONTORI y Miguel A. CARRETERO	290
<i>Natrix natrix</i>	Xavier SANTOS, Gustavo A. LLORENTE, Albert MONTORI y Miguel A. CARRETERO	293
<i>Vipera aspis</i>	Alberto GOSÁ	296
<i>Vipera latasti</i>	Juan M. PLEGUEZUELOS y Xavier SANTOS	299
<i>Vipera seoanei</i>	Florentino BRAÑA	302
Capítulo IV. Estatus y conservación de las tortugas marinas en España		
Juan A. CAMIÑAS		
Introducción		347
Origen de las tortugas marinas		349
Evolución y adaptación		350



El estudio de las tortugas marinas en España	350
Las especies de tortugas marinas en aguas españolas	352
Educación pública y participación en la conservación de las tortugas marinas.	358
<i>Caretta caretta</i>	360
<i>Chelonia mydas</i>	364
<i>Eretmochelys imbricata</i>	367
<i>Lepidochelys kempü</i>	370
<i>Dermochelys coriacea</i>	373

Capítulo V. Anfibios y Reptiles en los territorios transfretanos

(Ceuta, Melilla e Islotes en el norte de África)

Soumía FAHD, Francisco J. MARTÍNEZ-MEDINA, José A. MATEO y Juan M. PLEGUEZUELOS

Introducción	383
<i>Salamandra algira</i>	385
<i>Rana saharica</i>	387
<i>Bufo mauritanicus</i>	389
<i>Eumeces algeriensis</i>	391
<i>Chalcides colosii</i>	393
<i>Chalcides mauritanicus</i>	395
<i>Chalcides minutus</i>	397
<i>Chalcides ocellatus</i>	399
<i>Chalcides parallelus</i>	401
<i>Chalcides pseudostratus</i>	403
<i>Agama impalearis</i>	405
<i>Lacerta tangitana</i>	407
<i>Blanus tingitanus</i>	409
<i>Trogonophis wiegmanni</i>	411

Capítulo VI. Conservación de los Anfibios y Reptiles de España

Rafael MÁRQUEZ y Miguel LIZANA

Estado de conservación de los Anfibios y Reptiles españoles en el año 2002	419
El estado actual de conservación de la herpetofauna española	419
Modificaciones del estatus taxonómico de los taxones de Anfibios y Reptiles	422
Resumen de amenazas para poblaciones actuales	423
Acuerdos o convenios internacionales y comunitarios que afectan a la herpetofauna española	427
Catálogos nacionales y autonómicos de especies amenazadas	430
Actuaciones y proyectos de conservación de especies de Anfibios y Reptiles	431

Capítulo VII. Análisis regional de la herpetofauna española

Andalucía.	Juan M. PLEGUEZUELOS	457
Aragón	Gustavo A. LLORENTE y Albert MONTORI	458
Asturias.	Florentino BRAÑA	459
Cantabria	Florentino BRAÑA	460
Castilla-La Mancha	Enrique AYLLÓN	461
Castilla y León	Miguel LIZANA	462
Cataluña.	Gustavo A. LLORENTE y Albert MONTORI	464
Ceuta	Francisco J. MARTÍNEZ-MEDINA	465
Extremadura	Manuel BLASCO y Eduardo DA SILVA	466
Galicia.	Pedro GALÁN	467
Islas Baleares	Valentín PÉREZ-MELLADO	468



Islas Canarias	José A. MATEO	469
La Rioja	Carlos ZALDÍVAR	470
Madrid	Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO, Jaime BOSCH y Mario GARCÍA-PARÍS	471
Melilla, Islas Chafarinas, Peñón de Alhucemas y Peñón de Vélez de la Gomera	Francisco J. MARTÍNEZ-MEDINA	472
Murcia	Vicente ROCA, Pilar NAVARRO y Javier LLUCH	473
Navarra	Alberto GOSÁ	474
País Vasco	Alberto GOSÁ	475
Comunidad Valenciana	Javier LLUCH, Pilar NAVARRO y Vicente ROCA	476
Capítulo VIII. Áreas importantes para la herpetofauna española		
José A. MATEO		
Introducción		485
¿Cuántas redes de áreas de interés deben crearse?		485
¿Pueden equipararse las zonas de interés continentales ibéricas, las de las islas Macaronésicas, las de Baleares, las de los islotes ibéricos y las de las Ciudades Autónomas y otros territorios norteafricanos		486
¿Qué características y extensión debe tener un área de interés?		486
¿Cuánto tiempo debe mantenerse vigente el catálogo de áreas importantes?		487
Determinación de criterios objetivos		487
Evaluación de áreas		488
Áreas de interés por Comunidades Autónomas		488
Capítulo IX. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles		
Juan M. PLEGUEZUELOS		
Introducción		503
Terminología		503
Las especies de anfibios y reptiles introducidas en España		504
Especies de introducción antigua		504
Especies de introducción reciente		510
Traslocaciones de anfibios y reptiles		516
Herpetos alóctonos que no se reproducen en la naturaleza (especies aclimatadas)		518
Legislación sobre especies introducidas		521
Conclusiones		524
Capítulo X. La metodología cartográfica y el empleo de los sistemas de información geográfica en la distribución y análisis de la herpetofauna		
Neftalí SILLERO, Santiago ALFAGEME y Laura CELAYA		
Introducción		535
Elaboración de Atlas faunísticos		539
Aplicaciones de los SIG en la Biología		543
Capítulo XI. Los métodos moleculares en el estudio de la sistemática y filogenia de los Anfibios y Reptiles ibéricos		
Salvador CARRANZA		
Los inicios		551
La revolución molecular.		553
Aplicaciones de las técnicas de biología molecular al estudio de la biogeografía de los Reptiles Anfibios: los lacértidos del género <i>Gallotia</i> como ejemplo.		571
Lista de colaboradores		581
Apéndice: Administraciones autonómicas de conservación de la naturaleza		585



Índice de autores

Juan M. ACOSTA

Dep. Biotecnología/Medio Ambiente,
INIPRO-Fundación Canaria Inst. Inv. y Ciencia.
C/ Tenerife, 35 - 35600 Puerto del Rosario (Fuerteventura)
Las Palmas. E-mail: acostajm@cbb.ulpgc.es

Eva MARÍA ALBERT

Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José
Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid.
E-mail: eva@mncn.csic.es

Marina ALCOBENDAS

Museo Nacional de Ciencias Naturales.
C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid.
E-mail: marina@mncn.csic.es

Ana C. ANDREU

Estación Biológica de Doñana. Apartado 1056 - 41080 Sevilla.
E-mail: acandreu@ebd.csic.es

Jan W. ARNTZEN

Unidade de Genética Animal e Conservação. Centro de
Estudos de Ciência Animal, Campus Agrário de Vairão -
4485-661 Vairão (Portugal)

Óscar J. ARRIBAS

Avda. Francisco Cambó, 23 - 08003 Barcelona.
E-mail: oarribas@pie.xtec.es

Enrique AYLLÓN

Avda. de Los Pinos, 17 / 5º B - 28914 Leganés

Marcos BAEZ

Dpto. de Biología Animal, Facultad de Biología,
Universidad de La Laguna, La Laguna (Tenerife)

Luis Javier BARBADILLO

Unidad de Paleontología, Dpto. de Biología, Universidad
Autónoma de Madrid - 28049 Cantoblanco (Madrid).
E-mail: lbae0000@almez.pntic.mec.es

María C. BLÁZQUEZ

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR).
Avda. Mar Bermejo, 195 - Col. Playa Palo Sta. Rita -
23000 La Paz, B.C.S. (México).
E-mail: blazquez@cibnor.mx

Antonio BEA

Ekos Estudios Ambientales. Pza. del Caddie 1, 1º - 20160
Lasarte (Gipuzkoa). E-mail: a.bea@ekos-sl.com

Manuel BLASCO

Dpto. de Zoología, Universidad de Extremadura. Avda. de
Elvas, s/n - 06071 Badajoz. E-mail: mblasco@umex.es

Jaime BOSCH

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional
de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 -
28006 Madrid. E-mail: bosch@mncn.csic.es

Florentino BRAÑA

Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, Unidad de
Zoología, Universidad de Oviedo - 33071 Oviedo.
E-mail: fbrana@correo.uniovi.es

David BUCKLEY

Museo Nacional de Ciencias Naturales. C/ José Gutiérrez
Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: davidb@mncn.csic.es

Juan Antonio CAMIÑAS

Centro Oceanográfico de Málaga (IEO). Puerto Pesquero,
s/n. - 29640 Fuengirola (Málaga)

Salvador CARRANZA

The Natural History Museum. Department of Zoology.
Cromwell Road, London SW7 5BD (Reino Unido)
E-mail: scarranza@nhm.ac.uk

Miguel A. CARRETERO

Centro de Estudos de Ciência Animal (CECA/UP). Campus
Agrário de Vairão - 4485-661 Vairão (Portugal).
E-mail: carretero@mail.icav.up.pt

Aurora CASTILLA

Dpto. de Biodiversidad, Centre Tecnològic Forestal de
Catalunya. Pujada del Seminari, s/n - 25280 Solsona (Lleida).
E-mail: castilla@ctfc.udl.es / aurora@mncn.csic.es /
castilla@uia.ua.ac.be

Laura CELAYA

Servicio Transfronterizo de Información Geográfica,
Universidad de Salamanca. Pza. Fray Luis de León, 1-8 -
37008 Salamanca. E-mail: serv.tig@usal.es

Gloria CORTÁZAR

Depart. de Zoología. Edif. de Farmacia, 5ª - 37071 Salamanca

Eduardo G. CRESPO

Centro de Biologia Ambiental, Faculdade de Ciências,
Universidade de Lisboa. 1749-016 Lisboa (Portugal).
E-mail: egcrespo@fc.ul.pt



Mariano CUADRADO

Estación Biológica de Doñana (CSIC). Avda. de María Luisa, s/n, Pabellón del Perú -41011 Sevilla. E-mail: macuagu@cica.es

Eduardo DA SILVA

Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura. Avda. de Elvas, s/n. - 06071 Badajoz. E-mail: edasilva@unex.es

Carmen DÍAZ-PANIAGUA

Estación Biológica de Doñana (CSIC). Apdo. 1056 - 41080 Sevilla. E-mail: paniagua@cica.es

Marisa ESTEBAN

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: mcnme2n@mncn.csic.es

Soumia FAHD

Département de Biologie, Faculté des Sciences de Tétouan, Université Abdelmalek Essaâdi, Tétouan (Marruecos) E-mail: Fahdsm@hotmail.com

Mónica FERICHE

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada - 18071 Granada

Juan Ramón FERNÁNDEZ-CARDENETE

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada - 18071 Granada. E-mail: juanra@ugr.es

Pedro GALÁN

Dpto. de Biología Animal, Biología Vegetal e Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de A Coruña. Campus de A Zapateira, s/n - 15071 A Coruña. E-mail: pgalan@udc.es

Marcos GARCÍA-MÁRQUEZ

C/ Fray Marcos de Niza, 21 - 41007 Sevilla. E-mail: ferrosaurus@teleline.es

Mario GARCÍA-PARÍS

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: mcnp505@mncn.csic.es

Philippe GENIEZ

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Ecole Pratique des Hautes Études. Université Montpellier, 2 - 34095 Montpellier cedex 05 (Francia). E-mail: Geniez@univ-montp2.fr

Alberto GOSÁ

C/ Uztároz, 42. 4º izda. - 31014 Pamplona

José A. HÓDAR

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada - 18071 Granada. E-mail: jhodar@ugr.es

Santiago HONRUBIA

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada - 18071 Granada

Claudia KELLER

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Dpto. de Ecología, CP 478. 69011-970 Manaus - AM Brasil. E-mail: keller@inpa.gov.br

Miguel LIZANA

Dpto. de Biología Animal, Universidad de Salamanca - 37071 Salamanca. E-mail: lizana@usal.es

Gustavo A. LLORENTE

Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal, 645 - 08028 Barcelona. E-mail: herpetologia@porthos.bio.ub.es

Javier LLUCH

Dpto. de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad de Valencia, C/ Dr. Moliner, 50 - 46100 Burjassot (Valencia). E-mail: Javier.Lluch@uv.es

Pilar LÓPEZ

Dpto. de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: pilar.lopez@mncn.csic.es

Adolfo MARCO

Estación Biológica de Doñana (CSIC). Apartado 1056 - 41013 Sevilla. E-mail: amarco@cica.es

Rafael MÁRQUEZ

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: rmarquez@mncn.csic.es

Santiago MARTÍN-ALFAGEME

Servicio Transfronterizo de Información Geográfica, Universidad de Salamanca, Pza. Fray Luis de León, 1-8 - 37008 Salamanca. E-mail: serv.tig@usal.es

Francisco Javier MARTÍNEZ-MEDINA

Instituto de Estudios Ceutíes. Paseo del Revellín, 30 - 51001 Ceuta. E-mail: fjmartinez@ciceuta.es

Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid. E-mail: mcnim548@mncn.csic.es

José A. MATEO

Lagartario de La Gomera - 38812 Antoncojo (Alajeró), La Gomera. Islas Canarias E-mail: joseantonio.mateomiras@gobiernodecanarias.org

Albert MONTORI

Dpto. de Biología Animal (Vertebrats), Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Avda. Diagonal 645 - 08028 Barcelona. E-mail: herpetologia@porthos.bio.ub.es

Jordi MUNTANER YANGÜELA

Consejería de Medio Ambiente, Dirección General de Biodiversidad, Servicio de Protección de Especies. Avda. Gabriel Alomar Villalonga, 33 - 07006 Palma. E-mail: jmuntaner@dgmambie.caib.es



Pilar NAVARRO

Dpto. de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas,
Universidad de Valencia. C/ Dr. Moliner, 50 - 46100 Burjassot
(Valencia). E-mail: *Pilar.Navarro@uv.es*

Ana PERERA

Dpto. de Biología Animal. Edificio de Farmacia, 5ª Planta
Campus Miguel de Unamuno, s/n - 37071 Salamanca.
E-mail: *a21279@usal.es*

Valentín PÉREZ-MELLADO

Dpto. de Zoología. Edificio de Farmacia, 5ª planta. Campus
Miguel de Unamuno - 37071 Salamanca.
E-mail: *valentin@usal.es*

Juan M. PLEGUEZUELOS

Dpto. de Biología Animal y Ecología, Facultad de Ciencias,
Universidad de Granada - 18071 Granada

César J. POLLO

Sección de Espacios Naturales y Especies Protegidas, Servicio
Territorial de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León
Avda. de Peregrinos, s/n - 24071 León. Tel.: 987 29 61 73 /
Fax: 987 29 61 25.
E-mail: *Cesar.Pollo@le.jcyl.es*

Juan Carlos RANDO

Museo de Ciencias Naturales de Santa Cruz de Tenerife
(OAMC), Apartado 853 - 38003 Tenerife.
E-mail: *jcrando@ull.es*

Ernesto RECUERO-GIL

Dpto. de Biodiversidad y Biología Evolutiva, Museo Nacional
de Ciencias Naturales (CSIC). C/ José Gutiérrez Abascal, 2 -
28006 Madrid. E-mail: *ernestorecuero@hotmail.com*

Ricardo REQUES

Estación Biológica de Doñana (CSIC).
Avda. de María Luisa, s/n - Pabellón del Perú, 41013 Sevilla.
E-mail: *reques@ebd.csic.es*

Vicente ROCA

Dpto. de Zoología, Facultad de Ciencias Biológicas,
Universidad de Valencia. C/ Dr. Moliner, 50 - 46100 Burjassot
(Valencia). E-mail: *Vicente.Roca@uv.es*

Álvaro ROMÁN

Mateu E. Lladó, 34 B, 1º C -
07002 Palma de Mallorca.
E-mail: *FONSFERRERET@terra.es*

José L. RUBIO

Dpto. de Ecología, Universidad Autónoma de Madrid,
Cantoblanco - 28049 Madrid.
Tel.: 91 397 80 03 / Fax: 91 397 80 01. E-mail:
joseluis.rubio@uam.es

Paulo SÁ-SOUSA

Laboratório de Biologia da Conservação, Dpto. de Biología,
Universidade de Évora - 7002-544 Évora (Portugal).
E-mail: *psasousa@uevora.pt*

Xavier SANTOS

Dpto. de Biología Animal (Vertebrats), Facultat de Biologia.
Universitat de Barcelona. Avda. Diagonal 645 -
08028 Barcelona. E-mail: *herpetologia@portbos.bio.ub.es*

Jordi SERRA-COBO

Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC).
Avda. Montañana, 1005. Apartado 202 - 50080 Zaragoza.
E-mail: *bamengua@pie.xtec.es*

Neftalí SILLERO

Dpto. de Biología Animal, Edificio Farmacia, 5ª Planta.
Universidad de Salamanca, Campus Unamuno, s/n -
37071 Salamanca. E-mail: *neftali@usal.es*

Miguel TEJEDO

Estación Biológica de Doñana (CSIC).
Avda. de María Luisa, s/n. Pabellón del Perú, 41013 Sevilla.
E-mail: *tejedo@ebd.csic.es*

Miguel VENCES

Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander
Koenig, Adenauerallee 160 - 53113 Bonn (Alemania)

Carlos ZALDÍVAR

Jefatura del Área de Educación Ambiental,
Dirección General de Calidad Ambiental,
C/ Prado Viejo, 62 bis - 26071 Logroño.
E-mail: *carlos.zaldivar@larioja.org*

Otros expertos consultados

Alfredo GONZÁLEZ NICIEZA

Dpto. de Biología de Organismos y Sistemas, Unidad de
Zoología, Universidad de Oviedo - 33071 Oviedo

José MARTÍN

Dpto. de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias
Naturales, (CSIC). José Gutiérrez Abascal, 2 - 28006 Madrid.

José Miguel REY

Dpto. de Biología Animal, Facultad de Biología, Campus
Universitario Sur, Universidad de Santiago de Compostela -
15706 Santiago de Compostela (A Coruña)

Carta de presentación

A partir de 1992 la conservación de la biodiversidad se convirtió en una prioridad a nivel mundial, junto con la utilización sostenible de sus componentes y la participación justa y equitativa en sus beneficios.

El Convenio sobre Diversidad Biológica es el documento legal en que se establecen las medidas que han de adoptar los Estados para alcanzar esos objetivos que significan, en esencia, que la conservación de la diversidad biológica es un componente fundamental del desarrollo sostenible.

Un requisito básico para ello, y así lo establece el Convenio en uno de sus primeros artículos, es el conocimiento de la biodiversidad de cada una de las Partes. Para dar cumplimiento a ese mandato, el Ministerio de Medio Ambiente puso en marcha, con la colaboración de las Comunidades y Ciudades Autónomas y de los mejores expertos españoles, el Inventario Nacional de Hábitats y Taxones. Con este proyecto el Ministerio de Medio Ambiente quiere contribuir a la conservación de la biodiversidad española, aportando una información de la máxima calidad y actualidad sobre la distribución y estado de conservación de las especies y hábitats presentes en el territorio español.

El Atlas de los Anfibios y Reptiles Españoles que me honro en presentar, y que ha sido realizado por la Asociación Herpetológica Española, es el segundo de la serie en que se subdivide ese Inventario Nacional.

Estoy segura de que tendrá tan buena acogida como su predecesor en esta serie, el Atlas de los Peces Continentales. A ellos seguirán en el presente año los Atlas de Mamíferos y de Aves nidificantes, mientras que el de Flora Vascular verá la luz en el 2003.

Quiero expresar mi felicitación y reconocimiento a la Asociación Herpetológica Española, a las Comunidades y Ciudades Autónomas y a Tragsa por su generosa contribución a esta magnífica obra, que sin duda ayudará muy eficazmente a la conservación de nuestra biodiversidad.

Inés GONZÁLEZ DONCEL
Directora General de Conservación de la Naturaleza

Presentación del Atlas y Libro Rojo

El Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles Españoles es el primero de una serie que, bajo el título genérico de Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, está siendo realizada para el Ministerio de Medio Ambiente por un amplio número de expertos en biodiversidad agrupados en varios equipos.

A continuación de este Atlas aparecerán, entre ahora y el año 2003, el de aves nidificantes, el de mamíferos, el de flora vascular y el de hábitats naturales y seminaturales, todos en avanzado estado de ejecución.

Tras esta iniciativa hay un triple mandato. En primer lugar, del Convenio sobre Diversidad Biológica, de 1992, que dedica su artículo 7 a la identificación y seguimiento de la biodiversidad de cada Parte Contratante. En segundo lugar, del Gobierno, que al crear el Ministerio de Medio Ambiente en 1996 le asignó, entre otras, la función de realizar este Inventario. Por último, del Congreso de los Diputados que en el Debate sobre el Estado de la Nación de 1999 instó por unanimidad al Gobierno a que se realizase el inventario, que se consideró como un “instrumento de vital importancia para el desarrollo y aplicación de la Estrategia Española para la Conservación y el Uso Sostenible de la Diversidad Biológica”.

Pero además de esta sucesión de convenios, decretos y mandatos están los esfuerzos e iniciativas de quienes a lo largo de dos décadas han ido haciendo posible una creciente implicación de la administración en el estudio e inventariación de la biodiversidad española.

Mirados retrospectivamente, estos veinte años pueden dividirse en tres etapas, de características bien diferenciadas aunque solapadas en el tiempo. La primera coincide aproximadamente con la década de los 80; la segunda con la primera mitad de la década de los 90 mientras que la tercera se inició en 1996 y aún está abierta.

La primera etapa, la de los 80, estuvo dedicada a cubrir las carencias de información más apremiantes sobre las especies más emblemáticas de la fauna española. A principios de esa década, el conocimiento que se tenía sobre ellas era tan escaso que cualquier proyecto de conservación tenía que confiar más en la intuición que en los datos, pues para la mayoría de ellas se carecía de información tan básica como una buena monografía o un buen mapa de distribución. Y a paliar esa carencia se dedicaron los mayores esfuerzos. El resultado fue una serie de monografías (nutria, lince, lobo, oso, quirópteros, águilas real, imperial, perdicera y pescadora, avutarda, grulla, aguilucho lagunero, cernícalo primilla, alimoche...) que a cargo de los mejores expertos en cada una de las especies permitieron remediar en buena medida aquella falta de conocimiento. Fue también en esta década cuando se redactó la Lista Roja de los Vertebrados Españoles, seguida en 1992 Libro Rojo de los Vertebrados Españoles y poco después por el Libro Rojo de la Flora Española, que marcaron el fin de esta etapa.

El comienzo de la segunda etapa vino de la mano de la Directiva Hábitats, publicada en 1992, con su larga lista de especies y, por primera vez en la historia de la conservación, de hábitats. La decisión de definirlos en términos de asociaciones vegetales incrementó notablemente la dificultad de inventariarlos pero aportó al concepto de biodiversidad un nuevo tema, nunca antes considerado, y ejerció una profunda influencia en la selección de sitios para la red Natura 2000. El período 1992-96 quedó, pues, caracterizado por la inventariación de los hábitats y de una serie de especies, entre ellas las plantas y los invertebrados, que hasta entonces no habían sido tenidas en cuenta.

La fecha de 1996, que marca el comienzo de la tercera fase, es más teórica que real, pues si bien fue el momento en que se encomendó la realización del inventario, lo cierto es que el primer atlas, el de los

Peces Continentales, no se inició hasta mediados de 1998. No menos incierta es su terminación en el año 2003, fecha prevista para la finalización de los atlas que están en ejecución, ya que aún no se han iniciado los de invertebrados, también incluidos en el acuerdo del Congreso de los Diputados. En cualquier caso, lo que caracteriza a esta etapa es un nuevo planteamiento. No se trata ya de inventariar las “especies estrella” ni las que figuran en los anexos de una Directiva, sino de recoger información sobre el estado de conservación y la distribución –en cuadrículas de 10 x 10 km²–, del mayor número posible de organismos, abriendo nuevas perspectivas para el análisis y la gestión de la biodiversidad española. El atlas de cada grupo será a la vez su Libro Rojo e incluirá la identificación de las áreas más importantes para cada uno de ellos. Y además, como una ventana hacia el futuro, cada atlas incluirá la propuesta de sus autores de un sistema de muestreo que permita mantenerlos actualizados.

Hay un último aspecto del Inventario que no quiero pasar por alto, y es el de la gran participación de los científicos españoles en este proyecto. Son más de un millar los que, a través de sus respectivas asociaciones científicas (AEF, AHE, SECEM, SEO) o de los centros de investigación e instituciones académicas –en el caso de los peces y de la flora–, están dedicando su tiempo y esfuerzos a la realización de los Atlas, haciendo del Inventario Nacional de Hábitats y Taxones una iniciativa sin precedentes. Como responsable del proyecto éste es el aspecto que me resulta más grato y, por ello, es con el que quiero concluir esta presentación.

Cosme MORILLO FERNÁNDEZ
Dirección General de Conservación de la Naturaleza

Prólogo

Aunque desafortunadamente, para una gran parte de las sociedades humanas el problema de la simple subsistencia aún se plantea como una de las primeras prioridades, no se puede tolerar que algunos de los sectores de nuestras sociedades más prósperas evoquen hipócritamente ese pretexto utilizándolo ilusoriamente en exclusivo provecho propio, destruyendo de forma acelerada y, a menudo, irreversible el patrimonio natural de nuestro Planeta.

Entretanto, es en cierta forma gratificante constatar que la extraordinaria dimensión de muchos de esos prejuicios y el creciente conocimiento científico de sus repercusiones presentes y futuras, ha llegado a concienciar a otros sectores significativos de la sociedad –especialmente a las generaciones más jóvenes– de que es necesario corregir urgentemente esta situación. Es cada vez más evidente que para la subsistencia sostenible de las poblaciones humanas, para su bienestar, para el pleno ejercicio y usufructo de su condición de seres humanos, de animales pensantes, es necesario, e incluso imprescindible, que el hombre se integre de forma armónica en el medio natural del que forma parte. Aunque sólo sea desde este punto de vista egoísta tenemos que conservar la naturaleza y respetarla, pues es absolutamente indispensable para nuestra propia existencia.

Desde esta perspectiva, la publicación de obras como ésta constituye siempre una valiosa contribución para la consecución de ese objetivo.

En el caso más particular de los anfibios y los reptiles, esta contribución adquiere aún mayor relevancia si consideramos que debido a falsos mitos y creencias, enraizados desde tiempo inmemorial en el imaginario colectivo, han sido considerados como animales nocivos y repugnantes, hecho que ha dificultado la sensibilización popular de la necesidad de protegerlos y conservarlos, lo que les convierte en víctimas inocentes de esa profunda ignorancia que ha de ser superada.

Felizmente, en lo que se refiere concretamente a la Península Ibérica, unidad geográfica con una herpetofauna rica y diversificada por varias circunstancias, aún relativamente bien preservada, y a los territorios insulares y africanos de su esfera de jurisdicción, se ha realizado una importante y positiva labor en los últimos años. Ha aumentado significativamente el número de investigadores que se dedican a estudios herpetológicos. Se han dinamizado las asociaciones herpetológicas ibéricas, tanto a nivel nacional como a nivel regional, mereciendo particular mención la Asociación Herpetológica Española. Hoy numerosos trabajos sobre la herpetología ibérica, realizados por investigadores españoles (y portugueses) pueden ser encontrados frecuente y regularmente en las más variadas y prestigiosas revistas científicas de la especialidad, con aproximaciones diversas, y utilizando las más modernas y sofisticadas metodologías y técnicas.

Muy significativamente, y al contrario de lo que sucedía hace algunos años, nuestra herpetofauna es estudiada principalmente por investigadores ibéricos, lo cual es fuente de satisfacción en la medida que refleja el creciente interés y el reconocimiento de nuestra comunidad científica de la importancia de este campo.

En la evolución de los trabajos desarrollados en estos últimos años, se observa que ha sido sustancial el aumento de conocimientos acerca de la Ecología, Taxonomía/Sistemática y Filogeografía de muchos de nuestros Anfibios y Reptiles, con la descripción de nuevas especies y subespecies con énfasis particular en el sur de la Península, y también puede subrayarse el reconocimiento de la región del Guadalquivir como importante factor biogeográfico.

Estos nuevos conocimientos justificarían por si mismos la necesidad de que se actualizaran los datos sobre la distribución y biogeografía de la herpetofauna ibérica, objetivo de la obra publicada en 1997, "Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España", realizada por la AHE.

Por otro lado, las significativas reformulaciones taxonómicas que han ocurrido, hacen necesaria la revisión de los estatus de conservación de numerosos taxones ibéricos, insulares y norteafricanos.

De esta manera, a mi ver, y de una manera pragmática pero también más integradora, simultáneamente viene a cumplir la recomendación del "IUCN Species Survival Committee" sobre la necesidad de revisar de forma más sistemática las "Red List categories" o categorías de Libro Rojo a nivel nacional, que la presente obra incluye conjuntamente en el "Atlas de Distribución" y el "Libro Rojo" de los Anfibios y Reptiles de España.

En este libro, que por el número y experiencia de investigación y divulgación científica de sus colaboradores es muy ilustrativo de la actual pujanza de la herpetología española, el Atlas y Libro Rojo están acompañados por varios capítulos que ayudan a su mejor comprensión y encuadramiento científico. Incluye así referencias a las metodologías cartográficas y a los SIG(s) que fueron la base de este trabajo, las bases metodológicas del Atlas, a los métodos moleculares de análisis que han sido utilizados, a la legislación y proyectos de conservación de la herpetofauna española, y aplica las nuevas categorías de conservación propuestas por la IUCN. Además, algunos capítulos se refieren a otros aspectos más particulares pero igualmente importantes como son la conservación de las tortugas marinas y de los anfibios y reptiles de los territorios transfronterizos. Se realiza un análisis regional de la herpetofauna española y se identifican las áreas más importantes para estos grupos de animales. Finalmente se aborda la cuestión de las especies introducidas.

La base de datos informatizada que, junto con este libro, es entregada por la AHE a la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente, es otra importante contribución de este proyecto. Esta base de datos contribuirá ciertamente a hacer accesible esta información a las entidades oficiales, aumentando así su visibilidad, y sus posibilidades de sensibilizar a los gestores del importante papel que los Anfibios y Reptiles desempeñan en los ecosistemas en los que se integran, y de la importancia de su conservación.

Por todo lo anteriormente expuesto, considero que esta es una obra muy bien fundamentada científicamente, actualizada y que condensa muchos conocimientos sobre la herpetofauna española y que deberá ser consultada no solo por herpetólogos profesionales, sino también por todos los que están interesados en estos grupos de animales y por muchos organismos profesionales relacionados con el área de Medio Ambiente.

Por ello extiendo mi enhorabuena a la Asociación Herpetológica Española que promovió la realización de este trabajo, a sus editores, y por justa extensión a todos los herpetólogos españoles que directa o indirectamente contribuyeron para que fuese posible.

Eduardo José DE FRIAS GONÇALVES CRESPO
Profesor Catedrático - Universidade de Lisboa
Presidente da Sociedade Portuguesa de Herpetologia

Prólogo de los editores

Se cumplen en el año 2002, 18 años desde la fundación de la Asociación Herpetológica Española (AHE). Pocas sociedades científicas y/o naturalísticas españolas podrán felicitarse más por el empuje de una sociedad científica, lograda a lo largo de este tiempo por el trabajo de todos sus miembros y de las Juntas Directivas sucesivas. En este periodo se han consolidado sus publicaciones: Revista, Boletín, Monografías o Libros, que han llenado un campo, el herpetológico, antes poco trabajado en España. La Asociación ha intentado que sus obras fueran lo más participativas posible, incorporando a sus miembros en la redacción de textos, muestreos de campo, fotografías, etc., e intentando que la aproximación conservacionista fuera una de sus prioridades.

Este libro aparece trece años después de la primera publicación de un atlas preliminar de la distribución de los anfibios y reptiles de España y Portugal (Monogr. Herpetol. 1; Asociación Herpetológica Española, MARTÍNEZ RICA, 1989), diez años después de la publicación del segundo Libro Rojo de los Vertebrados de España (ICONA, BLANCO & GONZÁLEZ 1992) y cinco años después de la publicación del atlas de distribución de anfibios y reptiles de España y Portugal (Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, PLEGUEZUELOS, 1997). Es una iniciativa de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza, del Ministerio de Medio Ambiente, que ha financiado y hecho realidad la aparición de este volumen.

El *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España* que aquí se presenta constituye una herramienta esencial para la protección de la herpetofauna. El esfuerzo de muestreo realizado por una enorme cantidad de prospectores ha generado una cartografía que cuenta con más de 200.000 registros en cuadrículas 10 x 10 kilómetros, y en cuadrículas de 1 x 1 kilómetros en algunas zonas. Aunque estas labores nunca se pueden considerar completamente finalizadas y de hecho aun quedan algunas zonas sin una prospección adecuada en el territorio continental e insular español, la corología de la herpetofauna española empieza a estar al nivel de otros países europeos, en los que mapas detallados de distribución están disponibles desde los años 70 del pasado siglo. Además, la base de datos generada en este proyecto permitirá actualizar a partir de ahora la información de forma ágil para una mejor gestión del medio natural.

El Libro Rojo que forma parte de esta obra, se publica también trece años después de que se aprobase la Ley 4/1989 de Conservación de la Flora, Fauna y Espacios naturales, que creaba el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/1990), en el que se incluyen las especies de animales y plantas cuya protección exige medidas específicas por parte de las Administraciones Públicas. Desde la aprobación de esta ley, nueve comunidades autónomas han creado sus propios catálogos autonómicos y algunas han emprendido planes de recuperación de las especies amenazadas. El presente Libro Rojo evalúa detalladamente las categorías UICN actualizadas aplicables a los taxones, no limitándose a sugerir actuaciones para la conservación, sino que trata de presentar los avances ya realizados en la conservación de las especies más amenazadas, que en el caso de algunas comunidades autónomas han sido particularmente dignos de elogio.

Se han incluido varios capítulos de síntesis sobre la metodología de obtención de los datos obtenidos en este proyecto: sobre el protocolo de elaboración del atlas de distribución; la utilidad de los sistemas de información geográfica aplicados a los atlas de distribución; las nuevas categorías de la UICN; los progresos en la conservación de los anfibios y reptiles españoles; la problemática de las tortugas marinas; las áreas de interés para los anfibios y reptiles; y las especies introducidas. Un capítulo sobre la aplicación de

las nuevas técnicas moleculares a la sistemática y biogeografía de los anfibios y reptiles, será también de utilidad al lector.

Este volumen, que cuenta con la participación de 60 autores y que reúne citas de campo de un sinnúmero de naturalistas, representa el esfuerzo de los muchos estudiosos de los anfibios y los reptiles que integramos la Asociación Herpetológica Española. Además, se ha contado con la inestimable colaboración de los responsables de la conservación de las especies de las administraciones autonómicas y del gobierno central. Los editores del libro nos sentimos agradecidos a todos por su participación y esperamos que ésta, la obra de todos, sea una herramienta útil para la conservación de los anfibios y reptiles de España.

Capítulo I

Bases metodológicas del Atlas de los Anfibios y Reptiles de España

Valentín PÉREZ-MELLADO

Gloria CORTÁZAR



1. Introducción

El proyecto de elaboración de un nuevo Atlas de los Anfibios y Reptiles de España tiene su origen en la oferta de la Dirección General de Conservación de la Naturaleza (DGCN) del Ministerio de Medio Ambiente que, por iniciativa de Cosme Morillo, concibió la realización de un nuevo inventario de los anfibios y reptiles en el marco del denominado Inventario Nacional de Hábitats y Taxones. De este modo, la Asociación Herpetológica Española (AHE) formalizó en noviembre de 1999 la realización del Atlas a través de un contrato con Transformaciones Agrarias S.A. (TRAGSA) para la DGCN. En el caso de los anfibios y reptiles partíamos de un atlas anterior relativamente reciente (PLEGUEZUELOS, ed., 1997) que recogía los trabajos iniciados por el Dr. Juan Pablo Martínez Rica en 1975 y que fraguarían en el denominado proyecto APAREP (Atlas Provisional de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal). A partir de 1981 y con ocasión de la celebración en Jaca del I Coloquio Hispano-Francés de Herpetología, se concretó la creación de la AHE y, al mismo tiempo, se produjo un nuevo impulso del proyecto APAREP (MARTÍNEZ-RICA, 1997a).

La primera base de datos creada por el Dr. Martínez-Rica era gestionada con un programa BASIC escrito especialmente para tal propósito. En 1986, la AHE se involucró directamente en el proyecto APAREP y en 1988 la base de datos poseía un total de más de 20.000 registros a partir de los cuales se publicó un primer atlas provisional (MARTÍNEZ-RICA, 1989). El trabajo de introducción de registros fue financiado a partir de 1991 por la AHE, incorporándose unos 58.000 registros hasta la publicación del atlas en 1997. De este modo, cuando la AHE recibe el encargo de la DGCN para la elaboración de un nuevo Atlas, esta vez circunscrito al territorio nacional, partimos de los registros acumulados en el atlas anterior de 1997.

Desafortunadamente, nunca se dispuso de los registros del atlas de 1997 en soporte informático, sólo hubo copia de papel de los mismos, de modo que hubo que introducir manualmente la totalidad de las citas a partir de dichos listados, procediendo a una primera valoración y filtrado de éstos. El primer problema con el que nos enfrentamos fue la constatación de que las numerosas correcciones aportadas por los autores de cada una de las especies del atlas de 1997 no habían sido incluidas, salvo en contadas excepciones, a los listados de citas en papel que teníamos a nuestra disposición (ignoramos si lo fueron en los correspondientes listados informáticos), de modo que tales correcciones se habían incorporado exclusivamente de forma gráfica a los mapas que fueron publicados. Por otro lado, tales mapas no podían emplearse como fuente directa de información, ya que los mismos estaban elaborados en malla de 20 x 20 kilómetros y, por lo tanto, su información no podía transferirse a la cuadrícula estándar de 10 x 10 kilómetros en la que debíamos elaborar el nuevo atlas. En definitiva, nuestra única alternativa era retornar a los listados en papel, depurar lo mejor posible sus contenidos e introducir de nuevo la totalidad de los registros en las nuevas bases de datos.

Este trabajo comenzó en marzo de 2000, fecha en la cual se dispuso del apoyo financiero de la DGCN a través de TRAGSA.

2. Ámbito geográfico

Este proyecto ha sido financiado con fondos de la Administración General del Estado, siendo éste por tanto el ámbito geográfico requerido para el Atlas. Así, aunque los límites administrativos no sean los más adecuados para abordar este tipo de estudios, han sido también los más frecuentes, tanto a nivel continental, como estatal, regional o provincial. Por ello, en este Atlas se incluye la totalidad del territorio español en la Península Ibérica, Norte de África, Islas Baleares y Canarias y se excluye la información corológica de Andorra y Portugal incluida en PLEGUEZUELOS (1997).

3. Proceso de elaboración del Atlas

3.1. Establecimiento del soporte informático

De acuerdo con el contrato suscrito por la AHE y TRAGSA, la base de datos se ha creado en archivos ACCESS®. Este programa posee varias ventajas, como su amplia difusión y facilidad de empleo para los numerosos colaboradores en la introducción de registros, su elevada conectividad a otros programas gráficos y a Sistemas de Información Geográfica (SIG) y su compatibilidad con la mayor parte de los equipos informáticos actuales. Desde un punto de vista metodológico, quizás hubiera sido deseable la creación de un programa específico de inclusión de registros corológicos directamente asociado a un SIG que permitiera el filtrado automático de los datos de entrada y un chequeo inmediato de la correcta correspondencia de coordenadas UTM, provincias e incluso municipios (MARTÍN ALFAGEME, com. pers.). Pero existen dos razones de peso que impidieron comenzar así la elaboración del Atlas. Por un lado, el calendario exigido contractualmente que obligaba a comenzar de inmediato las tareas de inclusión de registros y por otro, el hecho de que el uso de un programa SIG sólo puede llevarse a cabo en ordenadores de una cierta capacidad de memoria y potencia de proceso, lo que hubiera impedido la participación de numerosos colaboradores que, simultáneamente, comenzaran la introducción de registros. La inclusión de los listados del atlas de 1997 era la base imprescindible para planificar los muestreos de campo, así como la búsqueda de información adicional ya publicada. Dicho trabajo hubo de realizarse en un tiempo extremadamente corto, desde marzo hasta mayo de 2000, para aprovechar al máximo la primavera y verano de dicho año en el trabajo de campo.

La base de datos actual posee los siguientes campos:

- **Género y especie.** Incluye el nombre científico de cada especie de acuerdo con la lista patrón actualizada de los anfibios y reptiles de España que se elaboró al comienzo del proyecto. Este primer campo ha suscitado desde el comienzo algunos problemas que detallaremos más adelante.
- **Coordenada UTM 10 x 10 km.** Este es el campo esencial para la correcta ubicación de las citas y su representación gráfica ulterior. El Servicio Transfronterizo de Información Geográfica de la Universidad de Salamanca (STIG), encargado de confeccionar los mapas de distribución, elaboró un listado completo de coordenadas UTM 10 x 10 de todos los territorios españoles. En esta fase se detectaron algunos problemas inesperados, como la incorrecta designación de algunas cuadrículas UTM en mapas oficiales, lo que obligó a una primera revisión de los registros ya disponibles de dichas zonas.
- **Coordenada UTM 1 x 1 km.** Este dato tan sólo se ha obtenido en algunos registros publicados con suficientes detalles de la localidad de observación o captura y en observaciones recientes llevadas a cabo con la suficiente precisión.
- **Localidad.** Este campo incluye la localidad concreta de observación de una especie. Su contenido es sumamente variable. En numerosos atlas provinciales o locales publicados tan sólo figura la cuadrícula UTM 10 x 10, de modo que el campo localidad aparece vacío. Hemos realizado un serio esfuerzo para uniformizar la denominación de las localidades de captura, ya que una misma localidad aparece en publicaciones y listados designada en lenguas vernáculas diferentes. En los casos en los que exista un equivalente de uso habitual en Castellano, se ha empleado éste. No se ha pretendido, sin embargo, la castellanización forzada de ningún topónimo. Este aspecto de la toponimia en la base de datos dista de estar resuelto por completo y exigirá un esfuerzo muy serio de uniformización de criterios para futuras inclusiones y para una mayor depuración de los contenidos actuales. Los más avanzados sistemas de información geográfica disponibles poseen bases de datos de toponimia notablemente reducidas para intentar la resolución automática del problema.
- **Provincia.** En la totalidad de la base de datos la provincia figura con una única denominación en Castellano. Fue necesaria una revisión completa de registros para obtener dicha uniformidad a partir de las denominaciones en otras lenguas vernáculas. En una cantidad reducida de registros, el campo provincia aparece vacío. Se trata de las citas publicadas en atlas con cuadrículas UTM atra-

- vesadas por un límite provincial que, salvo indicación del autor de la cita, o inclusión de la localidad concreta, son imposibles de asignar.
- **Municipio.** En numerosas citas publicadas el municipio no aparece señalado. En ocasiones ha sido posible dicha asignación realizando una búsqueda de la localidad de observación.
 - **Hoja 1:50.000.** La asignación de las cuadrículas UTM 10 x 10 a las correspondientes hojas 1:50.000 del Mapa Topográfico Nacional se lleva a cabo de forma automática en la totalidad de la base de datos.
 - **Autor.** El autor de la cita es aquél que ha realizado la observación en campo en el caso de citas directamente remitidas por los colaboradores del proyecto, o bien es el autor o autores de la publicación que recoge dichas citas. Las citas publicadas plantean un problema adicional porque en muchos casos recogen las observaciones de autores anteriores sin especificar el origen de las mismas, de modo que eso ha producido, sin duda, asignaciones erróneas en la base de datos que sólo podrán ser subsanadas poco a poco y gracias a la colaboración de los expertos que conozcan y señalen dichos errores. Si la cita corresponde a una publicación, el año de la misma aparece en este campo junto con los autores. De este modo, este campo permite diferenciar las citas bibliográficas de las remitidas directamente por los observadores.
 - **Altitud.** La altitud sobre el nivel del mar es un campo sólo cumplimentado en algunos trabajos publicados y por parte de algunos colaboradores. Sólo hemos incluido la altitud cuando la misma estaba señalada de forma explícita en el registro original. En ningún caso hemos asignado altitudes de acuerdo con las localidades, para evitar errores que limitarían la utilidad de los datos disponibles.

En las prescripciones contractuales del Proyecto Atlas se especificaba la inclusión de un campo denominado Abundancia en la base de datos. Pero, al igual que en atlas herpetológicos nacionales y europeos anteriores (ver, por ejemplo, MAURIN *et al.*, 1997 y BARBIERI *et al.*, 2000) se hizo evidente que era imposible asignar valores inequívocos de abundancia, incluso relativa, para la práctica totalidad de los anfibios y reptiles españoles. Dicha estimación de abundancia es factible en grupos como las aves nidificantes, en base al número de parejas reproductoras u otros criterios cuantitativos, pero resulta inviable en un grupo de la heterogeneidad de los anfibios y reptiles y en el estado actual de nuestros conocimientos del mismo a nivel de todo el territorio nacional. Es pues evidente que en casi todos los atlas publicados distribución y esfuerzo de muestreo se confunden (SUTHERLAND, 2000). Se ha optado por la alternativa de brindar a la DGCN mapas de densidad de citas. Por desgracia, estos mapas señalan al mismo tiempo, no sólo la abundancia de citas de una especie en una cuadrícula UTM, sino también la propia actividad de los herpetólogos en una zona geográfica concreta. Para ilustrar este hecho pueden compararse los mapas de densidad de citas de dos especies ecológicamente distantes, pero de muy amplia distribución como *Rana perezi* y *Lacerta lepida* (Figura 1.1 y 1.2). Es evidente que existe una coincidencia en la densidad de citas de ambas especies en zonas del Sistema Central, Cataluña, provincia de Burgos y Andalucía occidental, lo que indica, en primer lugar, el intenso muestreo de tales zonas por parte de los herpetólogos. Para todas las especies se han generado tanto mapas de presencia, que son los recogidos en este volumen, como mapas de densidad de citas que se han adjuntado al dossier elaborado para la DGCN por parte de la AHE y TRAGSA.

3.2. Inclusión de los registros ya disponibles

El primer paso, ya comentado más arriba, fue la inclusión de los registros disponibles en listados en papel que sirvieron de base para el atlas anterior (PLEGUEZUELOS, 1997). En el proceso de filtrado de dichos registros la primera base de datos construida incorporó unos 42.000 datos que no llegaban más allá de 1992 (MARTÍNEZ-RICA, 1997b). En una segunda fase, se llevó a cabo una recogida lo más exhaustiva posible de todas aquellas publicaciones que contuvieran información corológica de anfibios y reptiles desde 1992 hasta la actualidad. Paralelamente a la inclusión de los registros encontrados, se procedió a la elaboración de una base de datos bibliográfica en formato PROCITE® (ver. 5.1) con todas las refe-

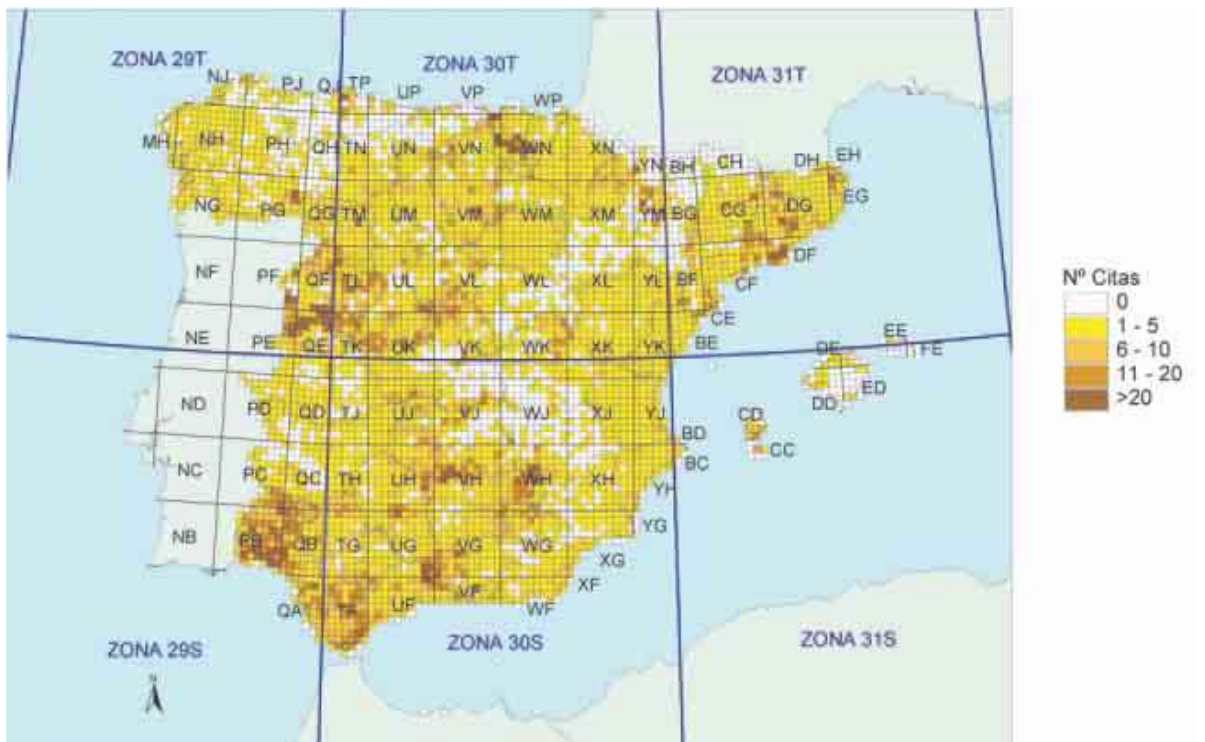


Figura 1.1. Número de citas de *Rana perezi*.

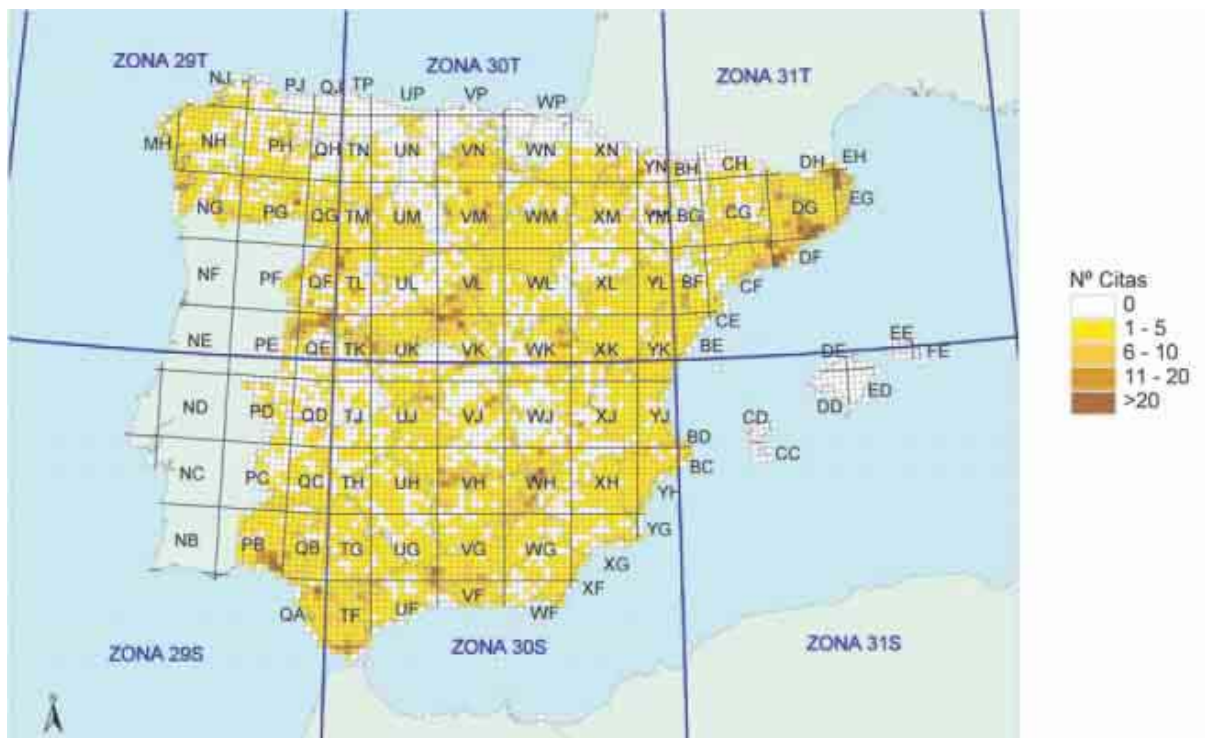


Figura 1.2. Número de citas de *Lacerta lepida*.

rencias manejadas. Se pretende incrementar dicha base con las referencias de todos los trabajos que incluyan citas de anfibios o reptiles, como parte del sistema de mantenimiento del inventario nacional de anfibios y reptiles (ver más abajo).



Atlas de los Anfibios y Reptiles de España
Asociación Herpetológica Española

Hoja general de datos de Anfibios y Reptiles de las Islas Baleares para citas ya disponibles

Remitente

Nombre y Apellidos:
Calle:
Localidad:
Código Postal y Provincia:
Teléfono:
Correo electrónico:

Anfibios Género y especie	UTM 5 x 5 10 x 10	Localidad	Municipio	Altitud	Fecha	Contactos
<i>Alytes muletensis</i>						
<i>Bufo viridis</i>						
<i>Hyla meridionalis</i>						
<i>Rana perezi</i>						

Reptiles Género y especie	UTM 5 x 5 10 x 10	Localidad	Municipio	Altitud	Fecha	Contactos
<i>Caretta caretta</i>						
<i>Chelonia mydas</i>						
<i>Dermochelys coriacea</i>						
<i>Elaphe scalaris</i>						
<i>Emys orbicularis</i>						
<i>Eretmochelys imbricata</i>						
<i>Hemidactylus turcicus</i>						
<i>Lacerta perspicillata</i>						
<i>Lepidochelys kempii</i>						
<i>Macroprotodon cucullatus</i>						
<i>Natrix maura</i>						
<i>Podarcis lilfordi</i>						
<i>Podarcis pityusensis</i>						
<i>Podarcis sicula</i>						
<i>Tarentola mauritanica</i>						
<i>Testudo graeca</i>						
<i>Testudo hermanni</i>						
Especies introducidas						

Ver en hoja aparte las instrucciones para cumplimentar esta hoja de datos. Emplear tantas copias como sean necesarias. Tratar de evitar tachaduras.

Enviar las hojas de datos a: **Valentín Pérez-Mellado**
Departamento de Biología Animal, Facultad de Biología, Universidad de Salamanca
Campus Miguel de Unamuno, Edificio de Farmacia, 5ª planta, 37071 Salamanca

Para cualquier consulta: teléfonos: 923 29 45 96, o bien: 923 29 44 00, ext. 1521
o al correo electrónico: valentín@gugu.usal.es

Figura 1.3. Formato de la ficha de muestreo.

En una tercera fase se procedió a la búsqueda de citas en trabajos anteriores a 1992 que, por unas u otras razones, hubieran sido excluidos del atlas publicado en 1997. Así mismo, se han incluido en la base de datos todos los registros comprobados procedentes de varias colecciones herpetológicas con abundante material español, en particular las correspondientes al Museo Alexander Koenig de Bonn (Prof. Wolfgang BÖHME), Estación Biológica de Doñana (Dr. Mariano CUADRADO), colección herpetológica del Museo Zoológico “La Specola” de la Universidad de Florencia (Dra. Claudia CORTI), colección herpetológica del Departamento de Biología Animal de la Universidad de Salamanca y algunos datos de otras colecciones herpetológicas que fueron enviados por colaboradores junto a registros recientes. Desafortunadamente, nuestras gestiones para la inclusión de los registros corológicos de algunos museos como el de Ciencias Naturales de Madrid no dieron resultado, aunque en este caso el atlas de 1997 había recogido la información hasta entonces disponible.

3.3. Desarrollo del trabajo de campo

Desde marzo de 2000 y paralelamente a la construcción de la base de datos, se inició la planificación del trabajo de campo. Una vez incluidos los datos disponibles en los listados del atlas de 1997, se observó que para un total de 3.711 cuadrículas UTM 10 x 10 km de España se carecía de información corológica. Esta elevada cifra (alrededor de un 50% de las cuadrículas españolas) no implicaba la necesidad de un muestreo de todas y cada una de las cuadrículas supuestamente vacías, ya que los numerosos atlas provinciales, locales o regionales, así como otras publicaciones aparecidas desde 1992, cubrían gran parte de estas carencias iniciales.

En mayo de 2000 se remitió la primera circular informativa del subproyecto de cartografía a todos los socios de la AHE, solicitando su colaboración con el envío de citas y la formación de grupos de trabajo que se comprometieran al muestreo de cuadrículas completas con apoyo financiero del subproyecto (Figura 1.3). La fecha tope para el envío de citas y resultados se estableció en septiembre de 2000 aunque ya en julio las cuadrículas cubiertas por los equipos de trabajo y la inclusión de citas procedentes de publicaciones permitió reducir a 1.100 las que carecían de información.

En febrero de 2001 se envió una segunda circular a los socios de la AHE. Para entonces la base de datos contenía unos 63.000 registros y se elaboraron los primeros mapas provisionales en los cuales se aprecia aún una cobertura deficiente para muchas zonas. Para entonces, unas 600 cuadrículas de 10 x 10 km carecían aún de datos. El plazo final para este segundo período se estableció en agosto de 2001. A partir de dicha fecha se confeccionó una lista de cuadrículas sin datos, unas 230. Se hizo entonces un último llamamiento a grupos de trabajo concretos y colaboradores habituales para cubrir dichas cuadrículas en muestreos de urgencia durante el otoño de 2001. El trabajo de campo se extendió hasta marzo de 2002 y en abril se cerró provisionalmente la base de datos para la elaboración de los mapas finales de distribución.

3.4. Depuración de la base de datos

Todos los campos de la base de datos ha sido objeto de múltiples revisiones y depuraciones. En el de género y especie como consecuencia de la novedades en la nomenclatura (ver más abajo). El correspondiente a las coordenadas UTM 10 x 10 ha sido el que más problemas ha creado, por asignaciones de coordenadas erróneas de los colaboradores al consultar la ubicación de una localidad en los mapas correspondientes, errónea transformación de una coordenada 1 x 1 en 10 x 10, u omisión de las cuadrículas correspondientes al cambio de huso. Gran parte de las correcciones de asignación provincial de las cuadrículas han sido realizadas de forma automática en el STIG, durante el proceso de elaboración de los mapas, pero otras entrañan mayor dificultad ya que pueden corresponder a citas sin asignación provincial. En el campo autor se ha procedido a una estandarización para denominar de un modo único a cada autor. A título de ejemplo, existen casos en los que un autor concreto se autodenominaba en sus propias citas hasta con 9 combinaciones diferentes de su nombre, apellidos o iniciales.

Obviamente, la más importante depuración es la que los autores de cada especie ha llevado a cabo en el listado de citas de la misma. Todos los autores han llevado a cabo una revisión de los listados de sus

especies en, al menos, una ocasión, si bien se pretendió que todos ellos lo hicieran en dos ocasiones diferentes. Las revisiones tuvieron un carácter más o menos exhaustivo y, en cualquier caso, los criterios de los autores en cuanto a la inclusión o eliminación de citas se han respetado escrupulosamente, de modo que los mismos se constituyen en responsables finales de los mapas de distribución aquí publicados.

Por último, todos los mapas de distribución fueron revisados por la totalidad de los coordinadores regionales que tuvieron la oportunidad de señalar errores u omisiones en los mismos.

3.5. Elaboración de la cartografía

La elaboración de los mapas se ha llevado a cabo en el Servicio Transfronterizo de Información Geográfica de la Universidad de Salamanca a cargo de Santiago Martín Alfageme. El proceso de integración de las bases de datos en un SIG, corrección automática de errores de asignación y traslado de la información corológica a los mapas de distribución han sido ya pormenorizadamente expuestos por Sillero, Martín Alfageme y Celaya en este mismo volumen.

4. El problema taxonómico

Uno de los principales escollos en la elaboración de los listados de citas ha sido el criterio taxonómico empleado. El advenimiento de los métodos moleculares y la efervescente actividad de los herpetólogos durante las últimas décadas ha dado lugar a una auténtica explosión de novedades taxonómicas, con el descubrimiento de nuevas especies, donde antes sólo se reconocían variantes locales, subespecies o poblaciones relativamente diferenciadas. No siempre es fácil seguir dichas novedades que, además, tienden, en algunos casos, a aceptarse de forma poco crítica. También es cierto que la prudencia más elemental ha sido a veces tachada de inmovilismo. De cualquier modo, un atlas no parece el mejor lugar para lanzar a la comunidad científica y al público interesado grandes novedades taxonómicas o resultados aún en fase de sedimentación. El criterio seguido ha sido el de los autores de las especies. En la asignación genérica hemos optado por un criterio conservador, a veces en oposición al criterio de los autores de las especies, sin incluir algunas propuestas recientes poco arraigadas en la literatura herpetológica. La razón ha sido, obviamente, el afán de estabilidad en la nomenclatura de las especies y su empleo por parte de gestores medioambientales y estudiosos en general. En casi todos los casos conflictivos, tanto si ha existido coincidencia, como si ha habido criterios divergentes, los autores han expuesto brevemente el estado actual de la cuestión en el texto de la especie correspondiente.

En total, el *Atlas* actual incluye siete especies no tratadas como tal o solo parcialmente consideradas como tal en el *Atlas* de 1997. Son dos especies canarias recientemente descubiertas, *Gallotia bravoana* y *Gallotia intermedia*, además de cuatro especies ibéricas y una insular separadas de otras tantas mediante técnicas moleculares, osteológicas y cariológicas en estudios también recientes: *Triturus pygmaeus* separada de *T. marmoratus*, *Discoglossus jeanneae* de *D. galganoi*, *Pelodytes ibericus* de *P. punctatus*, *Podarcis atrata* de *P. hispanica* y *Podarcis carbonelli* de *P. bocagei*.

Por fin, la víbora hocicuda se denomina aquí *Vipera latasti* y no *Vipera latastei* y se reconoce el rango específico para las poblaciones de lagarto verde del sudoeste europeo bajo el binomio *Lacerta bilineata*.

Estos cambios nomenclatoriales se han debido incorporar a la base de datos en los registros anteriores, siempre y cuando la asignación específica de una cita ha sido inequívoca y siempre de acuerdo con los autores de las especies.

5. Resultados obtenidos en el subproyecto de cartografía del Atlas de Anfibios y Reptiles

La cobertura obtenida hasta ahora puede calificarse de satisfactoria para un proyecto desarrollado tan sólo en dos años y medio. Cuarenta cuadrículas completas, todas ellas de la Península Ibérica, carecen de datos. A éstas han de sumarse otras 49 cuadrículas de zonas costeras, cambios de huso y límites fronterizos con Francia y Portugal que poseen sólo una reducida superficie de terreno en la Península (Figura 1. 4). La base de datos actual posee más de 200.000 citas para un total de 95 especies de anfibios y

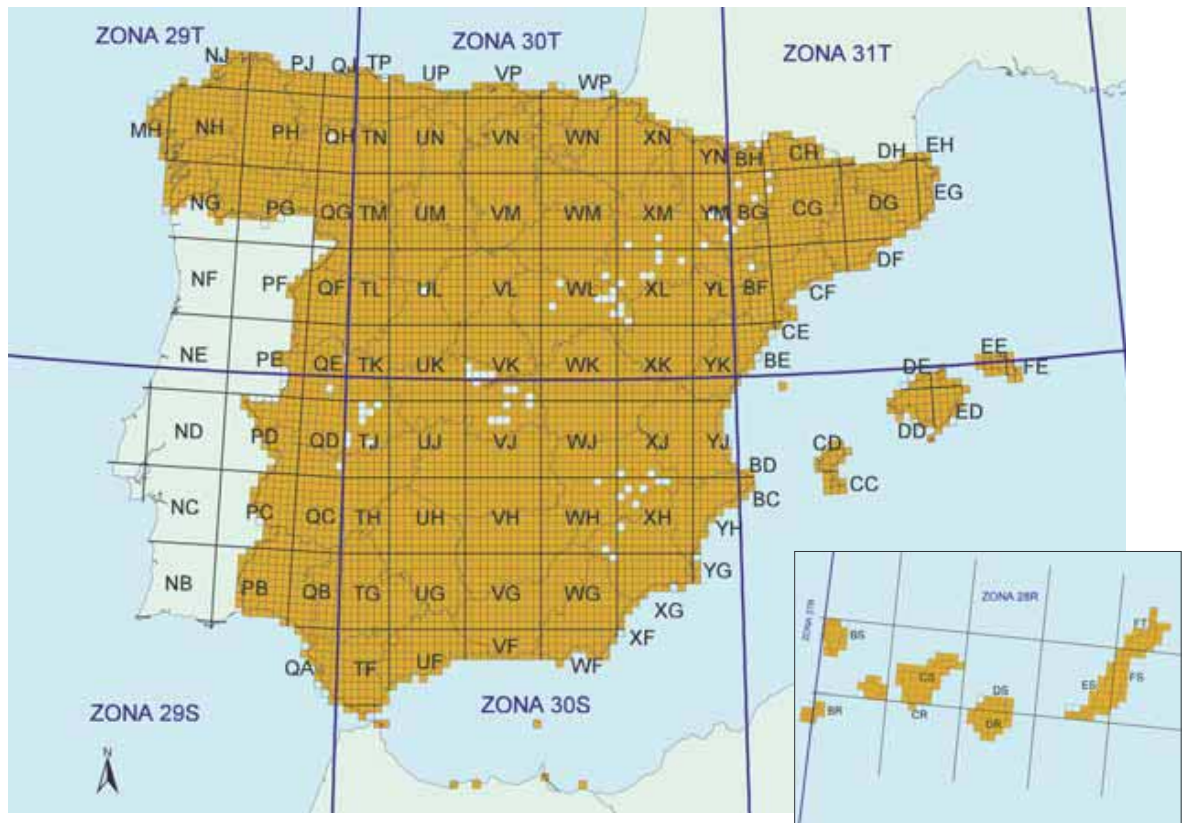


Figura 1.4. Cuadrícula con citas de anfibios y/o reptiles.

reptiles de la Península Ibérica, Islas Canarias y Baleares, 17 especies del Norte de África y 14 especies introducidas. Tan sólo a efectos históricos, la base de datos incluye 443 registros del siglo XIX, todos ellos validados por observaciones actuales. Del resto de citas, el 16,4% corresponden al presente siglo y el resto al siglo XX. A partir de los años 60 el incremento de citas ha sido continuo hasta la actualidad (Figura 1.5). El nivel de prospección es notablemente diferente en cada región destacando Cataluña, Navarra, Madrid, Huelva, Cádiz y Granada por el elevado número de citas recogidas. Por el contrario, el este de Toledo y Guadalajara, sur de Zaragoza, mitad oriental de León y Asturias, centro de Mallorca y la práctica totalidad de Huesca y Cáceres, se revelan como las zonas menos prospectadas (Figura 1.6). En Canarias la prospección menos intensa corresponde a Fuerteventura (Figura 1.6). En general, los niveles de prospección son menores para los anfibios si los comparamos con reptiles, aunque el patrón general es similar en ambos grupos.

6. El futuro del Atlas español de Anfibios y Reptiles

Es obvio que un proyecto corológico de esta naturaleza tiene un carácter dinámico. La publicación de los resultados obtenidos hasta una determinada fecha no implica el cierre de las bases de datos a nueva información. Por un lado, el proceso de depuración de la información ya existente es continuo, ya que de forma constante los expertos en una especie concreta o los buenos conocedores de una zona geográfica sugieren adiciones o eliminaciones de citas, de acuerdo con los más recientes criterios sistemáticos o con los cambios ambientales acaecidos en las áreas de distribución que provocan, mayoritariamente, la desaparición de poblaciones y, raramente, la aparición de otras como resultado de procesos de expansión.

Es pues necesario implementar un sistema dinámico de mantenimiento de la información corológica de los anfibios y reptiles españoles que pueda actualizarse de modo continuo y permita la producción periódica de documentos como el aquí presentado. En este sentido, la Asociación Herpetológica Espa-

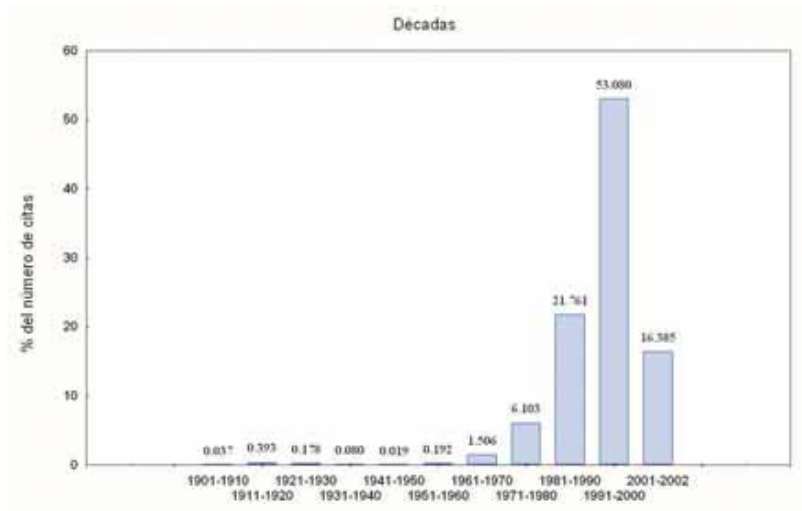


Figura 1.5. Distribución temporal de citas de anfibios y reptiles.

ñola mantendrá las bases de datos elaboradas con este proyecto, en el marco de un sistema de información geográfica que permita la inclusión, eliminación o modificación de información corológica de forma continua. Este sistema debería contar con filtros adecuados para evitar la inclusión de errores de asignación en las cuadrículas UTM, así como una base de datos asociada que permitiera también eliminar asociaciones erróneas de municipios y provincias. Los Sistemas de Información Geográfica actuales permiten mantener una base de datos en tales condiciones (ver SILLERO *et al.* en este volumen). Al mismo

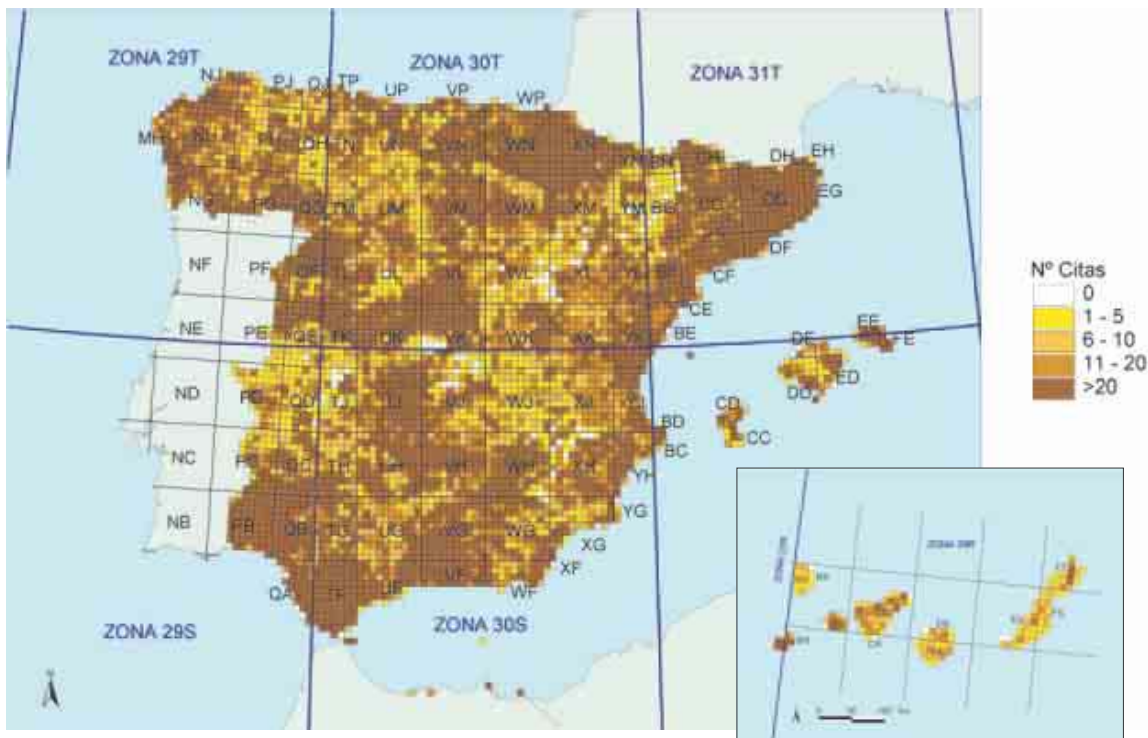


Figura 1.6. Nivel de prospección de las diferentes cuadrículas.

tiempo, es necesario mantener e incrementar la incipiente base de datos bibliográfica construida con las referencias que aportan información corológica al atlas.

De cualquier modo, un atlas es, a la postre, una producción humana y como tal, nunca se hallará por completo exento de errores. El repaso exhaustivo de los listados de los 200.000 registros por parte de los autores de cada una de las especies, los coordinadores regionales y los responsables de cartografía (ver listado en el cap 579 de esta obra), así como por tres revisores más (Pedro GALÁN, Albert MONTORI y Juan M. PLEGUEZUELOS) permitió la detección de numerosos errores puntuales, fruto de la inclusión a última hora de miles de registros sin las debidas precauciones que el trabajo contra el reloj impide. A pesar de todas estas revisiones, somos conscientes de que los listados pueden contener errores de difícil detección que poco a poco serán depurados a medida que la base de datos se consulte y maneje por parte de especialistas y gestores. Sólo esperamos que la generosidad y paciencia de los usuarios nos permita conocer las omisiones o errores detectados para, en el futuro mantenimiento, subsanar tales problemas hasta una mejor depuración.

7. Referencias

- BARBIERI, F., DORIA, G. & SINDACO, R. (2000): Genesi dell'Atlante degli Anfibi e dei Rettili italiani, pp. 563-566, in: Giacomina, C. (ed.), *Atti del I Congresso Nazionale della Societas Herpetologica Italica*. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, Torino, 1996.
- MARTÍNEZ-RICA, J.P. (1989): El Atlas provisional de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal (APAREP). Presentación y situación actual. *Monografías de Herpetología*, 1: 1-73.
- MARTÍNEZ-RICA, J.P. (1997a): Historia del Proyecto APAREP, pp. 21-25, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de la Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española. Granada.
- MARTÍNEZ-RICA, J.P. (1997b): Metodología en el proyecto APAREP, pp. 27-35, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de la Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, Monografías Tierras del Sur. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española. Granada.
- MAURIN, H., HAFFNER, P., DA COSTA, H. & BRULARD, J.-F. (1997): Methodological aspects of the atlas of amphibians and reptiles in Europe, pp. 11-16, in: Gasc, J.P., Cabela, A., Crnobrnja-Isailovic, J., Dolmen, D., Grossenbacher, K., Haffner, P., Lescure, J., Martens, H., Martínez-Rica, J.P., Maurin, H., Oliveira, M.E., Sofianidou, T.S., Veith, M. & Zuiderwijk, A. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica y Muséum National d'Histoire Naturelle, París.
- SUTHERLAND, W.J. (2000): *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Blackwell Science Ltd., Oxford, 278 pp.

Capítulo II

Nuevas categorías UICN, y “Ficha Libro Rojo” de los Anfibios y Reptiles españoles

Miguel LIZANA
Rafael MÁRQUEZ



1. Ficha Libro Rojo

En el capítulo III, junto a la información de la distribución de la especie, la fotografía, y el texto sobre la distribución y biología de la especie, se incluye un recuadro “Ficha libro rojo” que resume el estado de conservación de la especie y, eventualmente, de sus subespecies. Aunque en algunos casos la información y redacción de las fichas son aportaciones casi exclusivas del autor del texto de la especie, este recuadro es responsabilidad de los editores del libro rojo de esta obra y generalmente se ha elaborado consultando con otros expertos. La ficha libro rojo puede incluir los siguientes epígrafes.

Nombre científico de la especie

Se adopta el nombre de la especie en base al criterio del autor o los autores del texto que acompaña a la especie. En el caso de que se reconozcan subespecies presentes en el territorio nacional también se incluyen las denominaciones de las subespecies.

Categoría mundial IUCN

Según consta en las consultas a través de la página web de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales, en inglés UICN “International Union for the Conservation of Nature”, también llamada “World Conservation Union”, www.iucn.org). Estas categorías están basadas en los criterios de 1996 de la UICN (versión 2.3) y por ello difieren levemente de las que aplicamos en este volumen, que son las más recientemente publicadas (versión 3.1, 2001). Las especies que no figuran en el listado de la UICN aparecen con la denominación “No Catalogada”.

Categoría propuesta para España y criterios

Se proponen las categorías de la UICN (versión 3.1) a las especies presentes en el territorio nacional. Se especifican las categorías propuestas para sus subespecies cuando éstas se encuentran en España. Las categorías se resumen en la sección siguiente de este capítulo.

Justificación de los criterios

Para las especies de los territorios españoles del norte de África no se aplican las categorías siguiendo estrictamente la metodología UICN porque la limitación de la extensión de estos territorios invalida los criterios de extensión de la presencia y área de ocupación. Los criterios que determinan las categorías UICN se resumen en la sección siguiente de este capítulo.

Características biológicas relevantes para su conservación

Se resumen dichas características.

Factores de amenaza

Las amenazas para la conservación de la especie son expuestas de un modo abreviado.

Poblaciones amenazadas

Se incluyen poblaciones extinguidas o cuya supervivencia esté amenazada, citando las causas cuando se conocen. Se han reseñado las poblaciones consideradas amenazadas cuyo estado de conservación haya sido objeto de alguna publicación y las poblaciones aisladas que han sido consideradas amenazadas por alguno de los expertos consultados.

Actuaciones para su conservación

Se incluyen las actuaciones en curso o de reciente ejecución más relevantes para la conservación de esta especie. En el capítulo IV se enumeran las actuaciones de forma más exhaustiva.

Otros expertos consultados

Se citan los expertos que han colaborado en la elaboración de la ficha además de los autores del texto de la especie.

2. Las categorías de la UICN y sus criterios

En las fichas de las subespecies de cada especie aplicamos las nuevas categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (versión 3.01 UICN, 2001) a los taxa o taxones (especies y subespecies) de los anfibios y reptiles presentes en España.

La aplicación de los nuevos criterios de la UICN (desarrollados a partir 1994) no siempre es fácil, pues requiere conocimientos objetivos y precisos del tamaño de las especies y poblaciones, su distribución y superficie ocupada, densidad y estado de conservación de las especies, etc. Hemos resumido estos criterios más adelante en este capítulo, aunque recordamos que una descripción precisa puede encontrarse en la página web de la UICN (www.iucn.org). Como se detalla en los textos de cada especie, los conocimientos necesarios para categorizar son muchas veces incompletos e incluso desconocidos para algunas especies o subespecies. Por ello, hemos tratado de llegar a un consenso y criterios comunes entre los redactores de este capítulo contando con el asesoramiento de diversos especialistas en cada grupo y/o especie. En el caso de las especies norteafricanas de nuestra fauna, no hemos utilizado los criterios de forma estricta para evaluar su estatus debido al reducido número de cuadrículas en territorio norteafricano, lo que falsearía la clasificación.

Las actuales categorías UICN (2001) tienen como objetivo primordial proporcionar un sistema objetivo y explícito para la clasificación de especies de acuerdo a su riesgo de extinción, con varios fines específicos: a) proporcionar un sistema que pueda ser aplicado coherentemente por diferentes personas, b) incrementar la objetividad en la evaluación de los diversos factores que afectan a la supervivencia de la especie, c) utilizar un sistema que facilite la comparación entre taxones diferentes (desde invertebrados a todos los grupos de vertebrados) y d) proporcionar a los usuarios de listados de especies amenazados los criterios en los que se basa la clasificación de cada especie o taxón.

Las categorías son:

1. TAXONES NO EVALUADOS (NE): Taxón no evaluado en relación a los criterios objetivos proporcionados por UICN (1994).
2. TAXONES EVALUADOS
 - 2.1. DATOS INSUFICIENTES (DD): La información disponible no es adecuada para hacer una evaluación del grado de amenaza.
 - 2.2. DATOS ADECUADOS
 - 2.2.1. EXTINTO O EXTINGUIDO (EX): Con certeza absoluta de su extinción.
 - 2.2.2. EXTINTO EN ESTADO SILVESTRE (EW): Sólo sobrevive en cautiverio, cultivo o fuera de su distribución original.
 - 2.2.3. EN PELIGRO CRITICO (CR): Con un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre en un futuro inmediato.
 - 2.2.4. EN PELIGRO (EN): No en peligro crítico, pero enfrentado a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre en un futuro cercano.
 - 2.2.5. VULNERABLE (VU): Alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo.
 - 2.2.6. CASI AMENAZADO (NT): Aunque no satisface los criterios de Vulnerable, está próximo a hacerlo de forma inminente o en el futuro.

2.2.7. PREOCUPACIÓN MENOR (LC): No cumple ninguno de los criterios de las categorías anteriores.

Para que una especie o taxón se encuadre en una categoría de amenaza debe cumplir ciertos requisitos que se detallan a continuación y que aparecen en la Lista Roja (IUCN, 1996). Los criterios para los taxones amenazados (categorías En Peligro Crítico, En Peligro y Vulnerable) son:

Un taxón está en Peligro Crítico (CR) cuando se enfrenta a un riesgo sumamente alto de extinción en estado silvestre en un futuro inmediato, como queda definido por cualquiera de los siguientes criterios (A hasta E):

- A) Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:
- 1) Una reducción observada, estimada, o inferida en por lo menos un 80% durante los últimos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes elementos, los cuales deben ser especificados:
 - a) observación directa;
 - b) un índice de abundancia apropiado para el taxón;
 - c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat;
 - d) niveles de explotación reales o potenciales;
 - e) efectos de taxones introducidos, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
 - 2) Una reducción en por lo menos un 80% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualesquiera de los puntos (b), (c), (d) o (e) anteriores (los cuales deben ser especificados).
- B) Una extensión de presencia estimada como menor de 100 kilómetros cuadrados o un área de ocupación estimada como menor de 10 kilómetros cuadrados, y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:
- 1) Severamente fragmentado o que se sabe que sólo existe en una única localidad.
 - 2) En declive continuo, observado, inferido o proyectado, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;
 - c) área, extensión y/o calidad de hábitat;
 - d) número de localidades o subpoblaciones;
 - e) número de individuos maduros.
 - 3) Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
 - a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;
 - c) número de localidades o subpoblaciones.

- C) Población estimada en números menores de 250 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:
- 1) En declive continuo estimado en por lo menos un 25% en un período de 3 años o en el tiempo de una generación, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
 - 2) En declive continuo, observado, proyectado, o inferido, en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a) severamente fragmentada (por ejemplo, cuando se estima que ninguna población contiene más de 50 individuos maduros);
 - b) todos los individuos están en una única subpoblación.
- D) Población estimada en un número menor de 50 individuos maduros.
- E) Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos el 50% dentro de los siguientes 10 años o 3 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos.

Un taxón está En Peligro (EN) cuando no está en Peligro Crítico pero encara un riesgo muy alto de extinción en el estado silvestre en el futuro cercano, definido por cualquiera de los criterios siguientes (desde A a E):

- A) Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:
- 1) Una reducción por observación, estimación, inferencia o sospecha de por lo menos el 50% durante los últimos 10 años o tres generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualquiera de los siguientes elementos (los cuales deben ser especificados):
 - a) observación directa;
 - b) un índice de abundancia apropiado para el taxón;
 - c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat;
 - d) niveles de explotación reales o potenciales;
 - e) efectos de taxones introducidos, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
 - 2) Una reducción de al menos un 50% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualesquiera de los puntos (b), (c), (d) o (e) anteriores (los cuales debe ser especificados).
- B) Una extensión de presencia estimada como menor de 5.000 km² o un área de ocupación estimada como menor de 500 km², y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:
- 1) Severamente fragmentado o que se sabe que sólo existe en no más de cinco localidades.
 - 2) En declive continuo, observado, proyectado, o inferido, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;

- c) área, extensión y/o calidad de hábitat;
 - d) número de localidades o subpoblaciones;
 - e) número de individuos maduros.
- 3) Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
- a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;
 - c) número de localidades o subpoblaciones;
 - d) número de individuos maduros.
- C) Población estimada en números menores de 2.500 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:
- 1) En declive continuo estimado en por lo menos un 20% en un período de 5 años o en el tiempo de 2 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
 - 2) En declive continuo observado, proyectado, o inferido, en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a) severamente fragmentada (por ejemplo, cuando se estima que ninguna población contiene más de 250 individuos maduros);
 - b) todos los individuos están en una única subpoblación.
- D) Población estimada en un número menor de 250 individuos maduros.
- E) Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos el 20% dentro de los siguientes 20 años o 5 generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos.

Un taxón es Vulnerable (VU) cuando no está en Peligro Crítico o En Peligro, pero se enfrenta a un alto riesgo de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato, definido por cualquiera de los criterios siguientes (A hasta E):

- A) Reducción de la población por cualquiera de las formas siguientes:
- 1) Una reducción 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 cualquiera de los siguientes elementos (los cuales deben ser especificados):
 - a) observación directa;
 - b) un índice de abundancia apropiado para el taxón;
 - c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat;
 - d) niveles de explotación reales o potenciales;
 - e) efectos de taxones introducidos, hibridización, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos.
 - 2) Una reducción de por lo menos un 20% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, seleccionando la que sea más larga, basada en cualesquiera de los puntos (b), (c), (d) o (e) anteriores (los cuales debe ser especificados).

- B) Una extensión de presencia estimada como menor de 20.000 kilómetros cuadrados o un área de ocupación estimada como menor de 2.000 kilómetros cuadrados, y estimaciones de que se están dando por lo menos dos de las siguientes características:
- 1) Severamente fragmentado o encontrado en no más de diez localidades.
 - 2) En declive continuo, observado, inferido o proyectado, por cualquiera de los siguientes elementos:
 - a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;
 - c) área, extensión y/o calidad de hábitat;
 - d) número de localidades o subpoblaciones;
 - e) número de individuos maduros.
 - 3) Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes componentes:
 - a) extensión de presencia;
 - b) área de ocupación;
 - c) número de localidades o subpoblaciones;
 - d) número de individuos maduros.
- C) Población estimada en números menores de 10.000 individuos maduros y cualquiera de los siguientes elementos:
- 1) En declive continuo estimado en por lo menos un 10% en un período de 10 años o en el tiempo de tres generaciones, seleccionando el que sea mayor de los dos, o
 - 2) En declive continuo observado, proyectado o inferido, en el número de individuos maduros y con una estructura poblacional de cualquiera de las siguientes formas:
 - a) severamente fragmentada (por ejemplo, cuando se estima que ninguna subpoblación contiene más de 1.000 individuos maduros);
 - b) todos los individuos están en una única subpoblación.
- D) Población muy pequeña o restringida en la forma de cualquiera de las siguientes dos condiciones:
- 1) Población estimada en números menores de 1.000 individuos maduros.
 - 2) La población está caracterizada por una aguda restricción en su área de ocupación (típicamente menor a 100 kilómetros cuadrados) o en el número de localidades (típicamente menos de 5). De esta forma dicho taxón tiene posibilidades de ser afectado por las actividades humanas (o por eventos estocásticos, cuyo impacto es agravado por el hombre) dentro de un período de tiempo muy corto en un futuro impredecible, y así llegaría a estar en Peligro Crítico o aún Extinto en un tiempo muy breve.
- E) Un análisis cuantitativo muestra que la probabilidad de extinción en el estado silvestre es de por lo menos el 10 por ciento dentro de los siguientes 100 años.

Capítulo III

Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España



Familia *Salamandridae*

Chioglossa lusitanica Barbosa du Bocage, 1864. *Salamandra rabilarga*

Saramaganta (gal.)



L. J. Barbadillo

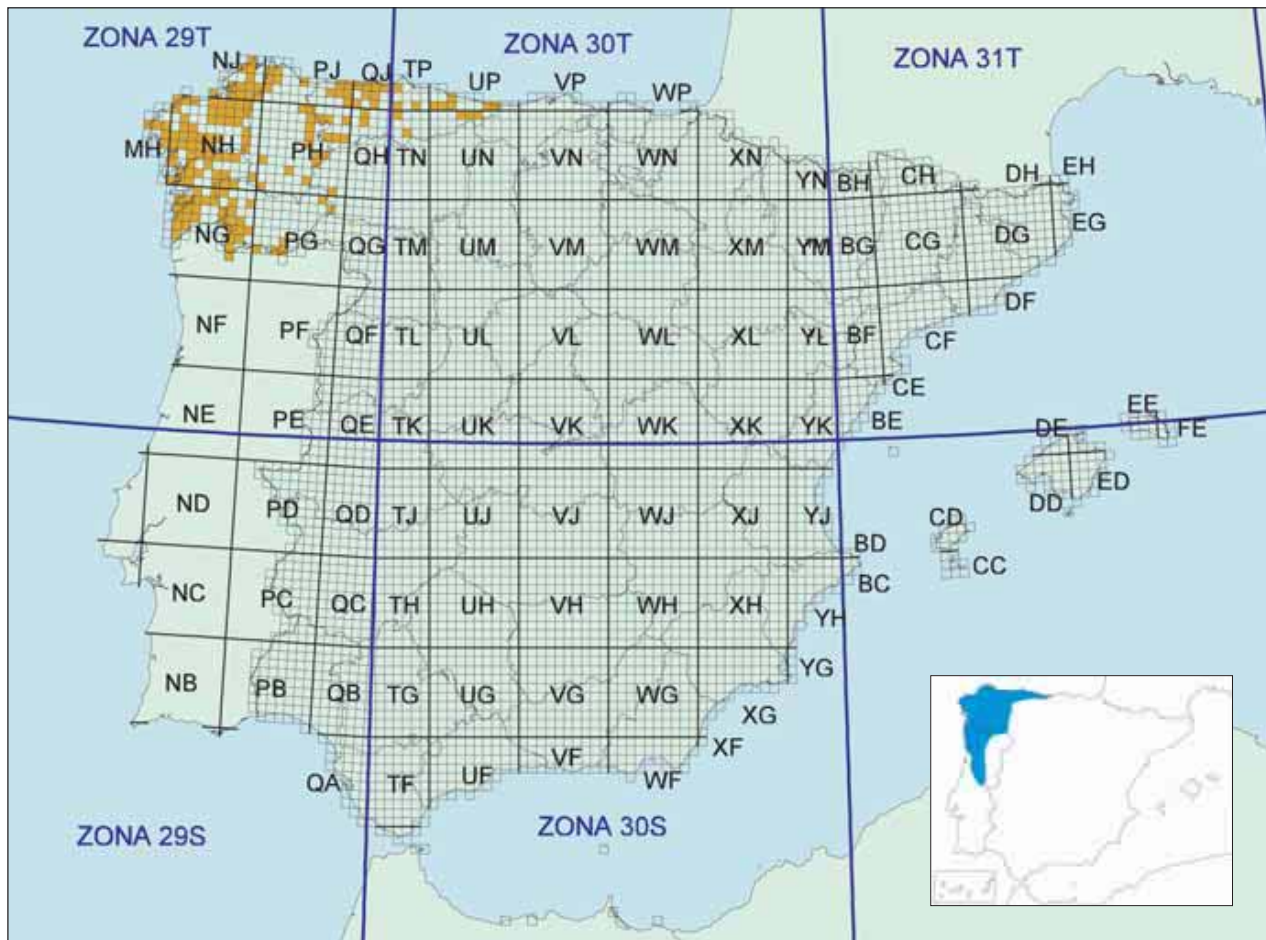
Ejemplar de Asturias.

Endemismo de la Península Ibérica y único representante de su género. Alcanza en el Este el límite oriental de Asturias y parece penetrar hasta Cantabria, cerca de Panes (HARTASÁNCHEZ & HARTASÁNCHEZ, 1981). Existen citas en toda la provincia de Asturias, y en al menos una localidad está presente en León. Aparece en las cuatro provincias de Galicia, y su área de distribución se extiende hacia el Sur por Portugal, alcanzando la Serra da Estrela (VENCES 1993; SEQUEIRA *et al.* 1996; ARNTZEN 1999).

Dentro de su área de distribución existen ciertas zonas que probablemente no están pobladas, como por ejemplo el Valle de Bergantiños, al suroeste de A Coruña, extensas partes de la provincia de Lugo, y una extensa zona al este de Oviedo, todas zonas muy llanas. Las citas resumidas en este atlas probablemente son representativas del área real de la especie, aunque su ausencia casi total en la parte central de Lugo probablemente se deba a la falta de prospección intensiva de esta zona. La mayor densidad de citas se encuentra en Asturias occidental, en A Coruña y en Pontevedra. En gran parte de las últimas dos provincias, la cobertura de cuadrículas es casi completa. En A Coruña, *Chioglossa* fue encontrada en el 50% de los arroyos prospectados por VENCES (1993), y por lo tanto debe considerarse como relativamente abundante. También en el norte de Portugal fue encontrada en la gran mayoría de las cuadrículas prospectadas dentro de su área de distribución (SEQUEIRA *et al.*, 1996). La densidad en Asturias parece menor, y la especie escasea en el límite oriental de su distribución.

Chioglossa está restringida a zonas con un clima suave y con precipitaciones anuales de más de 1.000 mm por metro cuadrado (ARNTZEN, 1981; VENCES, 1990). Generalmente vive en elevaciones de baja o media altitud, faltando por encima de los 1.000 m de altitud (hasta 1.100 m en la Serra de Estrela en Portugal). Prefiere arroyos con acidez elevada, y su escasez en Asturias oriental coincide con la incidencia de áreas calizas (VENCES, 1993). La diferenciación morfológica entre sus poblaciones es baja (VENCES, 1990). La mayor diversidad intraespecífica genética se encuentra en las poblaciones meridionales en Portugal, mientras que las poblaciones españolas aparentemente originaron de una expansión reciente, partiendo de refugios históricos (ALEXANDRINO *et al.*, 2000).

Vive en hábitats montañosos o con topografía accidentada, y depende de la presencia de arroyos limpios (BUSACK, 1976; VENCES, 1990). Poblaciones fuertes se pueden encontrar igualmente en bosques caducifolios o de eucaliptos, tojales y lugares rocosos prácticamente sin vegetación. En zonas secas y eucaliptales vive en la proximidad de arroyos, mientras que en lugares húmedos con extenso bosque



caducifolio, fuera de la época reproductora, se aleja más del agua (VENCES, 1990). En poblaciones portuguesas, la madurez sexual se alcanza a una edad entre 4 y 6 años (LIMA, 1995, citado en ARNTZEN, 1999). Para su reproducción (ver ARNOLD, 1987), las salamandras rabilargas se reúnen en lugares concretos (minas, fuentes subterráneas) caracterizados por estructuras rocosas con fuerte pendiente, muchas veces verticales, con elevada humedad y agua corriente limpia con temperatura y cauce constante (VENCES, 1990). Parece existir fidelidad hacia estos lugares de apareamiento y ovodeposición (ARNTZEN, 1981; 1995). Las larvas se encuentran en pequeños arroyos, donde prefieren partes poco profundas y de bastante corriente (THIESMEIER, 1994).



Isabel Catalao

Apareamiento. Serra de S. Justa, Portugal.

Las principales amenazas para la especie son la contaminación de arroyos y (en zonas secas) la desviación de aguas para fines agrícolas (ARNTZEN, 1981; TEXEIRA *et al.*, 1997). En zonas de poca densidad, por ejemplo en Asturias, la destrucción de ciertos lugares concretos de reproducción puede constituir

un problema adicional para determinadas poblaciones. Al contrario de lo que pasa con muchas otras especies, plantaciones de eucaliptos no parecen afectar negativamente a *Chioglossa*, probablemente porque estas raramente influyen directamente los cauces de los arroyos (VEENSTRA, 1986; VENCES, 1993).

Miguel Vences

FICHA LIBRO ROJO

Chioglossa lusitanica

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU A2c.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A2c.

Justificación de los criterios: Algunos estudios demuestran disminuciones poblacionales y desaparición de poblaciones en Galicia (GALÁN REGALADO, 1999). Dada la actual tendencia, es razonable suponer una desaparición de cuando menos el 30% de las poblaciones en los próximos años.

Características biológicas relevantes para su conservación: Presencia asociada a bosques atlánticos. Precisa arroyos permanentes con agua sin contaminación. Rara en hábitats terrestres sin cobertura de bosque, o con sustratos con acículas de pinos o hojas de *Eucalyptus*.

Factores de amenaza: La substitución de bosque atlántico por especies forestales introducidas limita la distribución de la especie a los cursos de agua. Además pueden sufrir un deterioro de su hábitat por canalización y alteración (contaminación) de los cursos de agua.

Actuaciones para su conservación: Proyecto Life en Portugal (Universidad de Porto).

Referencias más significativas

ALEXANDRINO *et al.* (2000); ARNOLD (1987); ARNTZEN (1981, 1995, 1999); BUSACK (1976); GALÁN-REGALADO (1999); HARTASÁNCHEZ *et al.* (1981); LIMA (1995); SEQUEIRA *et al.* (1996); TEIXEIRA, *et al.* (1997); THIESMEIER (1994); VEENSTRA (1986); VENCES (1990, 1993).

Familia *Salamandridae***Euproctus asper (Dugès, 1852). Tritón pirenaico***Tritó pirinenc* (cat.), *uhandre piriniarra* (eusk.)

Albert Montori

Adulto de la Vall de Pi, Lleida.

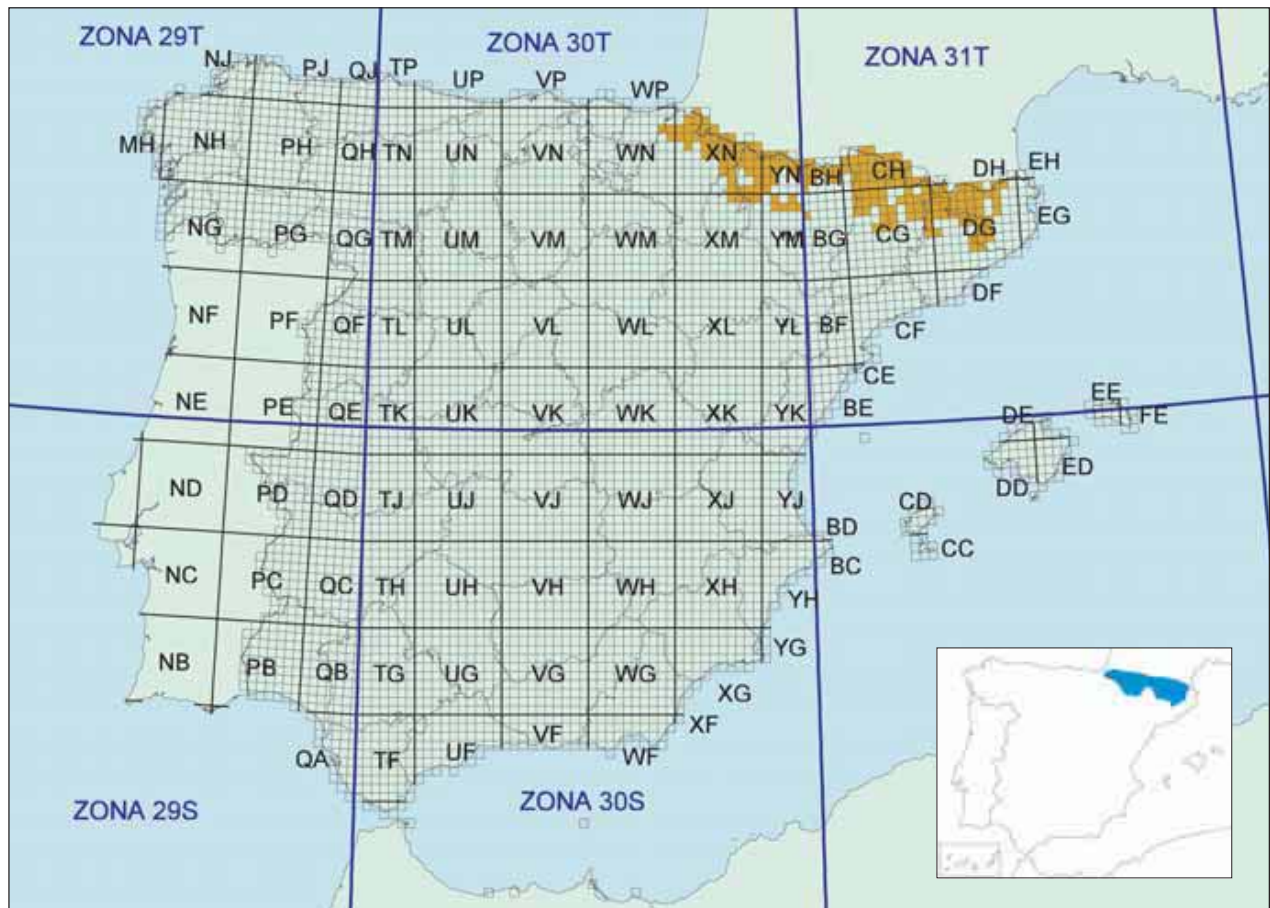
Endemismo pirenaico de distribución montana y altimontana, ocupa potencialmente toda la cordillera pirenaica y prepirenaica en sus dos vertientes. Se localiza pues en España, Francia y Andorra (LLORENTE *et al.*, 1995; BARBADILLO *et al.* 1999). Considerada tiempo atrás como una especie rara y escasa en su área de distribución, actualmente el grado de conocimiento de la misma permite asegurar que se trata de un tritón frecuente en su área, cuyos límites se conocen con gran precisión. El tritón pirenaico presenta una distribución mucho más amplia por la vertiente sur del Pirineo debido a que existen un gran número de poblaciones residuales indicativas de una distribución pretérita sureña mucho mayor.

En Catalunya *Euproctus asper* alcanza hacia el Este las primeras estribaciones pirenaicas, marcando muy claramente el paso de La Junquera, el límite oriental de distribución. Hacia el sur el límite parece estar muy claramente marcado por el macizo del Montseny (MONTORI y PASCUAL, 1981). Existe una cita publicada que sitúa la especie en el macizo del Montnegre-Corredor. Esta cita debe desestimarse al tratarse, con toda seguridad, de un individuo aislado de procedencia foránea. El límite sur por la zona occidental de Cataluña se localiza en la sierra del Montsec, donde se mantienen algunas poblaciones residuales y siendo algunas cavernícolas (MALUQUER-MARGALEF, 1981, 1984).

En la zona occidental del Pirineo y Prepirineo, el límite occidental viene determinado por las poblaciones de Navarra, llegando a penetrar en Guipúzcoa. Se ha localizado en las subcuencas del Urrobi-Irati y del Areta, presentando densidades muy elevadas las poblaciones de la vertiente norte de la Sierra de Illón, y muy bajas en las poblaciones del oeste. Hacia el sur desciende hasta las sierras aragonesas que se continúan en Petilla. En el Pirineo central, principalmente aragonés, es muy abundante en la zona pirenaica, situándose su límite sur en las Sierras de Guara, Riglos y Santo Domingo.

Parece que a excepción de localidades muy puntuales se distribuye por debajo de la isoyeta de 14 °C de temperatura media anual, al menos en el Pirineo Oriental.

Diversos autores proponen que el macizo pirenaico constituye un refugio postglaciar colonizado desde áreas periféricas. De esta manera, las zonas prepirenaicas actuales representarían los vestigios de un área de distribución primitiva mucho más amplia y las localidades de mayor altitud (lagos e ibones pirenaicos), serían hábitats más recientemente colonizados. Además, la distribución de las poblaciones a lo largo de la cadena pirenaica es fuertemente contagiosa MARTINEZ-RICA & CLERGUE-GAZEAU (1977).



El hábitat ocupado por esta especie viene determinado por sus características eto-ecológicas (reofilia, estereotactismo positivo y estenotermia de aguas frías). El tritón pirenaico ocupa tanto torrentes como lagos de montaña, siendo el hábitat característico de la especie los torrentes de montaña media con fuerte desnivel y aguas frías. Existen también poblaciones en los cursos subterráneos, fuentes y surgencias que mantienen temperaturas del agua relativamente moderadas o bajas aún en zonas demasiado cálidas para la presencia del tritón pirenaico (CLERGUE-GAZEAU & MARTINEZ-RICA, 1978).

En la vertiente sur, 16 °C de temperatura máxima del agua es el límite de distribución para la especie, aunque se conocen poblaciones en cursos cuyas aguas alcanzan temperaturas mayores. Estas localidades, en muchos casos, tienen su origen en poblaciones subterráneas que colonizarían los alrededores de la surgencia. Esto explicaría la existencia de localidades en áreas de baja altitud como es el caso de Banyoles (Girona), localidad que ha sido confirmada recientemente. Sin embargo, la distribución y expansión de esta especie utilizando el freático debe ser mucho más importante de lo que las observaciones indican.

Altitudinalmente, el tritón pirenaico se localiza desde los 175 m hasta los 2.500 m en la vertiente sur, siendo mucho más abundante entre los 1.000 y 2.000 m. En la vertiente norte tiene una distribución altitudinal similar, alcanzando cotas mucho más altas, que incluso llegan a superar los 3.000 m.

Su actividad anual se caracteriza por una inactividad invernal más o menos larga seguida de un periodo de actividad reproductora y alimentaria vernal. La duración de estos dos periodos depende de la altitud y en definitiva de las temperaturas del agua, pero de forma general puede decirse que *E. asper* abandona el medio acuático y se inactiva cuando la temperatura del agua baja de los 5 o 6 °C y retorna a él cuando recupera este valor térmico.

Se encuentra protegido por el Real Decreto de 1980 y 1986 estando considerada dentro de la categoría III del convenio de Berna y catalogada por el Estado Español como no amenazada. Actualmente

puede considerarse que presenta numerosas poblaciones en su zona central de distribución y que éstas están formadas por numerosos efectivos. Sin embargo, hay diversos factores que están actuando negativamente en sus poblaciones. Uno de ellos es la introducción de fauna íctica y la contaminación o eutrofización de los cursos por presencia humana. Se tiene constancia de la desaparición de varias poblaciones lacustres debido a la introducción de truchas de lago (*Salvelinus* sp.) y de la disminución de los efectivos de muchas poblaciones por la introducción para la pesca de la trucha de río, *Salmo trutta fario*, que depreda y segrega al tritón pirenaico (MONTORI, 1997). Esto último no tendría excesiva importancia si no fuera por las sucesivas repoblaciones que se realizan, pues en la mayor parte de los casos los hábitats donde se encuentre el tritón pirenaico son poco favorables para la trucha. También se ha descrito la presencia de insecticidas organoclorados en una población de la vertiente sur pirenaica, aunque en concentraciones muy bajas (MONTORI, *et al.*, 1982). Sin embargo, el carácter acumulativo que poseen estos contaminantes y el incremento detectado después de un tratamiento, pueden afectar a la larga a sus poblaciones. Estos mismos autores sugieren que las hembras pueden descontaminarse mediante la movilización lipídica que supone la puesta.



Albert Montori

Ejemplar subadulto de Cerler, Huesca.

En la zona limítrofe de su área de distribución, las poblaciones, al estar formadas por contingentes menores se ven mucho más afectadas por la ocupación humana y la modificación del medio. Éste sería el caso de las poblaciones del macizo del Montseny, las cuales podrían considerarse como Vulnerables o En peligro (MONTORI & CAMPENY, 1992).

Albert Montori, Gustavo A. Llorente, Xavier Santos & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Euproctus asper

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada. NT

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie estrechamente asociada a los cursos de agua de media y alta montaña y lagos e ibones del Pirineo.

Factores de amenaza: Modificación de su hábitat por actuaciones en alta montaña. Introducción de salmónidos. Contaminación y eutrofización del agua. Sobreexplotación de acuíferos y modificación del medio en las estaciones de esquí.

Poblaciones amenazadas: Poblaciones del Macizo del Montseny (Barcelona).

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); CLERGUE-GAZEAU & MARTINEZ-RICA (1978); LLORENTE *et al.* (1995); MALUQUER-MARGALEF (1981, 1983, 1984); MARTINEZ-RICA & CLERGUE-GAZEAU (1977); MONTORI, (1997); MONTORI & CAMPENY (1992); MONTORI & PASCUAL (1981); MONTORI, *et al.* (1982).

Familia *Salamandridae***Pleurodeles waltl Michaelles, 1830. Gallipato***Ofegabous* (cat.)

L. J. Barbadillo

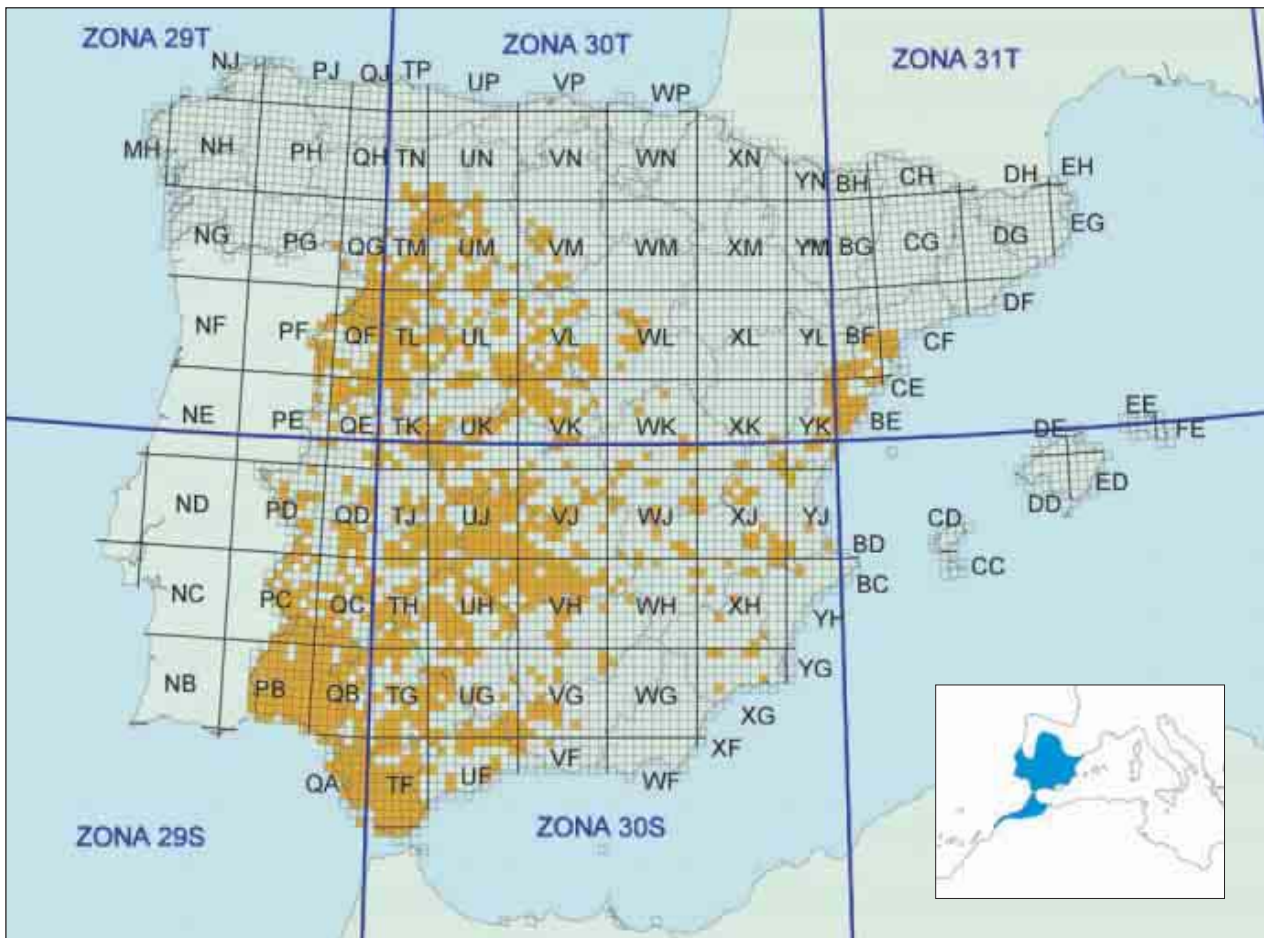
Ejemplar de Madrid.

Su área de distribución incluye España, Portugal y la zona noroeste de Marruecos. En la Península Ibérica ocupa los dos tercios meridionales con un límite norte irregular. Sus poblaciones mucho más numerosas hacia el sur y el oeste ibérico, se rarifican hacia el norte especialmente a partir del Sistema Central. Hacia el este, las poblaciones se distribuyen de forma dispersa (ALBERCH & GONZÁLEZ, 1973; GRACIA, 1988, LIZANA *et al.* 1992, 1995; BARBADILLO *et al.* 1999). El mapa de distribución actual delimita bien el área real de presencia aunque denota lagunas en su distribución provincial.

Es muy abundante al sur del Sistema Central (Gata, Gredos y Guadarrama –MORALES *et al.* 1997–) y al oeste del Sistema Penibético, de las Sierras de Segura y Alcaraz y de la Serranía de Cuenca. En estas sierras existen citas muy puntuales. Hacia el Norte, consigue superar el Sistema Central penetrando hacia el valle del Duero, alcanzando su límite norte en León donde se localiza en las zonas más bajas y orientales de la provincia siguiendo la cuenca del Esla. Está ausente en las primeras estribaciones de los Montes de León y cordillera Cantábrica. En ningún caso llega a colonizar el Valle del Ebro por su cuenca alta y media, ya que las citas existentes de la provincia de Burgos se sitúan al sur de la provincia en las zonas más bajas al sur del río Arlanza (BARBADILLO, 1983).

Su presencia en el este peninsular podría explicarse por una colonización a través de las zonas altas del actual valle del Guadalquivir hacia el valle del Segura, y distribuyéndose hacia el norte primero por el valle del Júcar y posteriormente remontando por el litoral y Maestrazgo hasta el valle del Ebro. Este río sólo es superado en unos pocos kilómetros en Tarragona por las Serres de Tivissa, su límite nor-oriental (FONTANET *et al.* 1982; LLORENTE *et al.* 1995). La colonización del Levante de sur a norte, explicaría su ausencia en el este de la provincia de Zaragoza y Teruel, no descartándose en un futuro la colonización de estas zonas a partir de las poblaciones sorianas, castellonenses o tarraconenses. La existencia de nuevas citas en Soria, próximas a la provincia de Zaragoza ponen de manifiesto este hecho.

En todo el sur occidental de la Península es muy abundante. Hacia el Este, las poblaciones se localizan de una forma más dispersa, faltando completamente en la zona litoral de Granada y Almería. Los datos de distribución que actualmente se poseen indican que a partir de las Sierras de Grazalema y de la Serranía de Ronda, se distribuiría a través de los Sistemas Béticos y Subbéticos, siguiendo los puntos de mayor precipitación y no localizándose en las zonas bajas de elevada sequedad debido a la escasez de puntos de agua apropiados. En la cuenca del Guadiana empieza a ser muy escaso en la mitad oriental de



Ciudad Real y Toledo, representando la Serranía de Cuenca el límite septentrional de la especie por la cuenca del Guadiana. Por la cuenca del Tajo el límite oriental se situaría en la provincia de Guadalajara. En el levante peninsular, puede considerarse relativamente abundante tan solo en la provincia de Castellón y sur de Tarragona, siendo raro en Valencia y residual en Alicante. En Murcia la situación sería similar a la de estas dos provincias, aunque parece algo más frecuente que en Alicante.

Aunque la mayor parte de las poblaciones de esta especie se encuentran situadas en el piso bioclimático mesomediterráneo extendiéndose por el termo y supramediterráneo, el hábitat terrestre de los adultos no presenta ninguna característica especial. Se ha localizado en cualquier tipo de vegetación de tipo mediterráneo o submediterráneo. Tampoco la conversión en zonas agrícolas de áreas naturales influye sobre su presencia de forma directa. Parece rehuir no obstante áreas de extrema aridez como son algunos puntos del sureste de la Península Ibérica. Su amplia distribución y la gran variedad de hábitats en los que se encuentra le otorgan una elevada plasticidad ecológica.

Altitudinalmente, se localiza desde el nivel del mar hasta los 1.500 m (Sierras Béticas orientales), aunque la mayor parte de las poblaciones se localizan por debajo de los 1.000 m. El relieve no influye decisivamente sobre su presencia, aunque las poblaciones son mucho más abundantes en terrenos de relieve suave.

Durante la fase de vida acuática se encuentra en cualquier punto de agua. Soporta tanto una salinidad del agua como una contaminación moderadas. Tampoco la turbidez del agua ni la ausencia de vegetación acuática parecen determinar su presencia o ausencia. La temperatura del agua es muy variable, ya que se localiza en el agua tanto a temperaturas próximas a 0 °C como superiores a 20 °C. En Castellón, donde los gallipatos se encuentran todo el año en el agua, la temperatura del agua varía entre los 2 y 28 °C. Parece ser que el volumen de agua influye positivamente sobre la presencia de esta especie, ya que todo parece indicar que charcas de escasa profundidad y dimensiones reducidas no son habitadas por estos

tritones. Por otra parte la estabilidad del medio acuático también parece favorecer la presencia de esta especie (DÍAZ-PANIAGUA, 1983; RODRÍGUEZ JIMÉNEZ, 1988).

Aunque se trata de una especie ampliamente distribuida en la Península Ibérica, sus poblaciones suelen estar formadas por numerosos efectivos y resiste bastante bien la contaminación, la sequía y la presencia humana. En la actualidad se encuentra en regresión en muchos puntos de la Península. Las causas de su actual disminución son comunes a la mayoría



L. J. Barbadillo

Gallipato macho, Madrid.

de anfibios. La desaparición de charcas y puntos de riego, su uso como vertederos y la reiterada utilización de plaguicidas son algunos de los motivos por los que este tritón ve paulatinamente reducidos los puntos de reproducción. La situación es mucho más acusada en toda la costa mediterránea, donde ha desaparecido casi totalmente de la zona litoral debido a la concentración turística, la contaminación, la desecación y la salinización de las aguas dulces. Actualmente queda relegada su presencia al interior más despoblado. También existen numerosas referencias que indican que durante las noches de lluvia mueren muchos ejemplares atropellados en las carreteras. La introducción del cangrejo americano ha sido citada como una de las causas de su regresión (MARTÍNEZ-SOLANO & BOSCH, 2001).

A. Montori, G. A. Llorente, X. Santos & M. A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Pleurodeles waltl

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie asociada a sistemas de usos de agua agrícolas tradicionales. Fundamentalmente charcas y albercas. Especie frecuentemente atropellada.

Factores de amenaza: Las poblaciones del este de su distribución parecen estar en regresión. La desaparición de la mayor parte de las poblaciones del este peninsular se debe a la pérdida de puntos de agua, como consecuencia del crecimiento turístico, abandono de actividades tradicionales y contaminación del agua. A medida que dichos sistemas e usos son abandonados sufren destrucción de su hábitat por desecación, contaminación química del agua. También amenazada por la introducción del cangrejo rojo americano.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones del sur de Madrid están cada vez más aisladas (Leganés, Aranjuez y Parla), y también está amenazada alguna en el noroeste de Madrid (Alpedrete), al igual que las poblaciones de Levante. En Andalucía está en clara regresión en las provincias de Granada y Almería, con pérdida de puntos para la reproducción (Campo de Zafarraya, por ejemplo), o por pérdida de albercas y abrevaderos tradicionales (Depresión de Guadix-Baza). También, por contaminación química (Caños del Parrica, La Alcaicería; Villanueva del Rosario, Málaga). Aislamiento de algunas poblaciones: La población del Parque periurbano "Parque de Invierno" (T.M. de Granada) está aislada y se encuentra vinculada a un aljibe ocasionalmente seco.

Actuaciones para su conservación: Comunidad Valenciana, Medio Ambiente. Proyecto de protección con cría en cautividad.

Generalitat de Catalunya. Recuperación y restauración de charcas de reproducción en el Montsià, 1994.

Otros expertos consultados: J. M. Pleguezuelos, L.J. Barbadillo & I. Martínez Solano.

Referencias más significativas

ALBERCH, *et al.*, (1973); ALVAREZ, *et al.*, (1988); BARBADILLO (1983); BARBADILLO *et al.* (1999); DÍAZ-PANIAGUA (1983a, 1983b); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); FILELLA-SUBIRA (1985); FONTANET *et al.* (1982); FONTANET *et al.*, (1991); GRACIA 1988; HERNÁNDEZ *et al.* (2000); LIZANA *et al.* (1992, 1995); LLORENTE *et al.*, (1995); MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, (2001); MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, (2001); MORALES *et al.*, (1997); RODRÍGUEZ JIMÉNEZ (1988).

Familia *Salamandridae*

Salamandra salamandra (Linnaeus, 1758). Salamandra común

Salamandra (cat.), *arrabio arrunta* (eusk.), *píntega común* (gal.)



L. J. Barbadillo

Ejemplar de Peñalara, Madrid.

La especie ocupa la mayor parte de la región Paleártica Occidental. En Europa se extiende desde el Atlántico hasta Ucrania, los países balcánicos y Grecia. Está presente en Asia Menor occidental hasta el Kurdistán (THORN & RAFFAELLI, 2001).

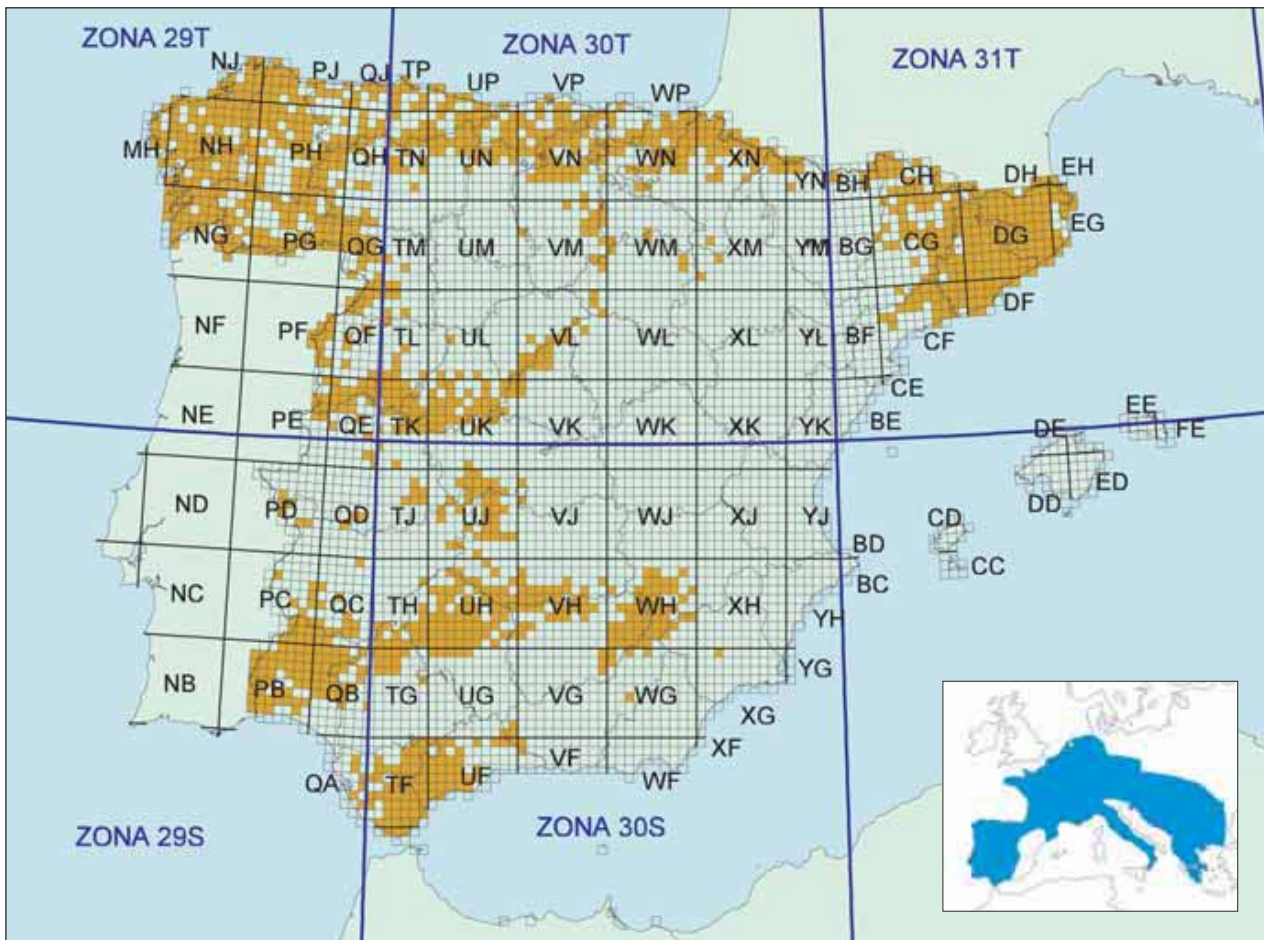
Como queda reflejado en el mapa de la Península Ibérica, la especie está presente en todas las regiones húmedas de Galicia, la cornisa Cantábrica y todos los Pirineos. Sigue los contornos de las sierras del Sistema Central, Montes de Toledo, Sierra Morena y las sierras Béticas.

El vacío observado en la zona de Asturias resulta de una falta de prospección. Las cuadrículas VM06, VM59, VM79, VM83, VM92, VM93, VN07 en Burgos, VL88, VL89 y VL97 en Soria, las poblaciones sorianas y riojanas de la cuadrícula WM, las del sur de Navarra y Zaragoza de la cuadrícula XM o la cuadrícula XG29 de Murcia corresponden a citas que no han podido ser confirmadas en los últimos años.”

La salamandra común se encuentra principalmente en los macizos de media o alta montaña de toda la Península, y alcanza hasta 2.500 metros en el Sistema Central. Las poblaciones buscan preferentemente zonas húmedas y sombrías, con precipitaciones abundantes. Se encuentran poblaciones en los bosques caducifolios (hayedos, robledales) con arroyos o charcas, así como en praderas húmedas bordeadas de setos o muros. En alta montaña, la especie aparece también por encima del nivel del bosque, en zona de turberas o praderas alpinas. De hábitos preferentemente nocturnos, se refugian en galerías de otros animales o en cavidades, entre raíces o piedras.

La distribución de la especie se ve afectada tanto por las sequías prolongadas como por los incendios y la presión turística, por ejemplo, en zonas de montaña. Asimismo, la introducción de peces alóctonos en lagunas y arroyos afecta particularmente a las larvas, pudiendo provocar muy rápidamente la desaparición de las poblaciones de salamandras (Cinco Lagunas en el macizo de Gredos y en menor grado, la Laguna Grande en Peñalara).

Hasta la fecha, se han descrito quince subespecies o razas geográficas, de las cuales nueve están localizadas en la Península Ibérica y ocho son propiamente endémicas de este área. Estas subespecies han sido propuestas basándose esencialmente en diferencias morfológicas, en el patrón de coloración y en los patrones de reproducción ya que, en el área aquí considerada, cohabitan poblaciones ovovivíparas y vivíparas. Si bien se reconocen nueve subespecies, trabajos recientes de sistemática molecular reducen este número a cinco grupos monofiléticos: en el norte peninsular, el complejo *fastuosa/bernardezi*, de



poblaciones vivíparas o de estrategia mixta, rodeado por el complejo *gallaica/terrestris*, el grupo *bejaraelalmanzoris*, en torno al Sistema Central, el complejo *crespoi/morenica*, entre los ríos Guadiana y Guadalquivir y finalmente la subespecie *S. s. longirostris*, localizada al sur del Guadalquivir (ALCOBENDAS *et al.*, 1994; BOSCH, J. & LÓPEZ-BUEIS, 1994; GARCÍA PARÍS *et al.*, 1998).

La presencia de la especie en una serie de cuadrículas del mapa de distribución no se ha podido confirmar en los últimos años. En las últimas dos décadas, *S. salamandra* ha sufrido una regresión muy notable en estas regiones. Esta regresión se puede atribuir principalmente a la aridificación de estas regiones, aunque la causa real se desconoce. La pérdida de puntos de agua (arroyos, fuentes) o su deterioro pone en peligro la reproducción y por tanto la permanencia de la especie en su área de distribución. En el Sistema Central, las poblaciones se ven afectadas tanto por la presión urbanística como por la introducción de peces en las lagunas. Las poblaciones de las sierras de Málaga requieren una



Ejemplar del norte de Burgos.

L. J. Barbadillo

atención especial debido a la pérdida progresiva de puntos de reproducción. Al parecer, están en peligro inminente de extinción (si no lo están ya) las tres poblaciones conocidas del occidente de Granada (GARCÍA-PARIS, 1985; MEIJIDE, M.W. 1985; PLEGUEZUELOS *et al.*, 1989; REAL *et al.*, 1992; GALÁN, 1999; FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000).

David Buckley & Marina Alcobendas

FICHA LIBRO ROJO

Salamandra salamandra

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Vulnerable VU A2ce + B1ab.
<i>S. s. bejarae/almanzoris</i>	Vulnerable VU A2ce + B1ab
<i>S. s. fastuosa/bernardezi</i>	Casi amenazada NT
<i>S. s. gallaica/terrestris</i>	Casi amenazada NT
<i>S. s. crespoi/morenica</i>	Casi amenazada NT
<i>S. s. longirostris</i>	Vulnerable VU A2ce + B1ab+2ab

Justificación de los criterios: Hay datos de observaciones directas de reducciones de efectivos poblacionales y de desaparición en los últimos años de muchas poblaciones en Castilla y León (Burgos), Castilla-La Mancha (Toledo, Albacete), Madrid (Peñalara y Sistema Central madrileño en general). También hay datos para Galicia de declives importantes de poblaciones reproductoras (41,7% de los lugares de cría muestreados por P. GALÁN desaparecieron desde 1985) Dada la actual tendencia, es razonable suponer una desaparición de cuando menos el 20% de las poblaciones en los próximos años. Únicamente las poblaciones de la cordillera y cornisa cantábrica (y no todas) podrían estar libres de tal amenaza. *S. s. longirostris* presenta unos contingentes poblacionales extremadamente reducidos y en condiciones de aislamiento total y sus perspectivas de futuro igualmente poco halagüeñas de no tomarse las medidas de conservación pertinentes.

Factores de amenaza: Desaparición o degradación de hábitats, deforestación, sequía generalizada, contaminación de aguas, eliminación de fuentes, usos mineros, etc. En algunas zonas, son muy vulnerables a los atropellos. Introducción de peces o cangrejos.

Poblaciones aisladas amenazadas: Poblaciones insulares de Galicia: Coelleira, San Pelaio (Lugo), San Vicente, Sálvora (A Coruña), Islas Ons, Islas Cíes, San Martiño (Pontevedra). En la Comunidad de Madrid están en retroceso las poblaciones de Miraflores de La Sierra, La Pedriza, Cercedilla, por destrucción y alteración de hábitat. En Pelayos de La Presa, Robledo de Chavela (Madrid), La Adrada y Sotillo de La Adrada (Ávila) por aislamiento. Se ha constatado la extinción de numerosas poblaciones en las Sierras de la Demanda y Neila, Burgos, así como de otras situadas en el centro de esta provincia (Burgos capital y alrededores). Las poblaciones de los humedales de Colomera y El Padul (inmediaciones de Sierra Nevada) y el puerto y llanos de Zafarraya (Granada) pueden estar extinguidas. Las poblaciones de Sierra Bermeja, Sierra de las Nieves/Serranía de Ronda están aisladas y en regresión por desaparición de puntos para su reproducción. Las poblaciones de Sierra de Córdoba están en una situación similar. Se ha encontrado recientemente una nueva población en una pequeña serrezuela cercana al término granadino de la Puebla de Don Fadrique cuyo estatus de conservación es desconocido.

Actuaciones para su conservación: *Salamandra s. longirostris*. Comunidad autónoma Andalucía, proyecto: Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía, estudio genético y ecológico de las poblaciones. Convenio Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía-CSIC. 2000-2003. Responsable Dr. M. Tejedó (Estación Biológica de Doñana).

Otros expertos consultados: O. Arribas, L. J. Barbadillo, M. García París, I. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

ALCOBENDAS *et al.* (1994); BOSCH & LÓPEZ BUEIS (1994); DOPAZO & ALBERCH (1994); FACHBACH (1976); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GALÁN (1999); GARCÍA PARÍS (1985); GARCÍA PARÍS *et al.* (1998); GASSER (1978); GÓNZALEZ DE LA VEGA (1989); JOGER & STEINFARZ (1994); MATEO (1997); MEIJIDE (1985); PÉREZ QUINTERO (1990); PLEGUEZUELOS *et al.* (1989, 1998); REAL *et al.* (1992); REQUES (2000); THORN & RAFFAELLI (2001).

Familia *Salamandridae***Triturus alpestris (Laurenti, 1768). Tritón alpino***Uhandre alpetarra* (eusk.)

L. J. Barbadillo

Macho en celo, ejemplar de Burgos.

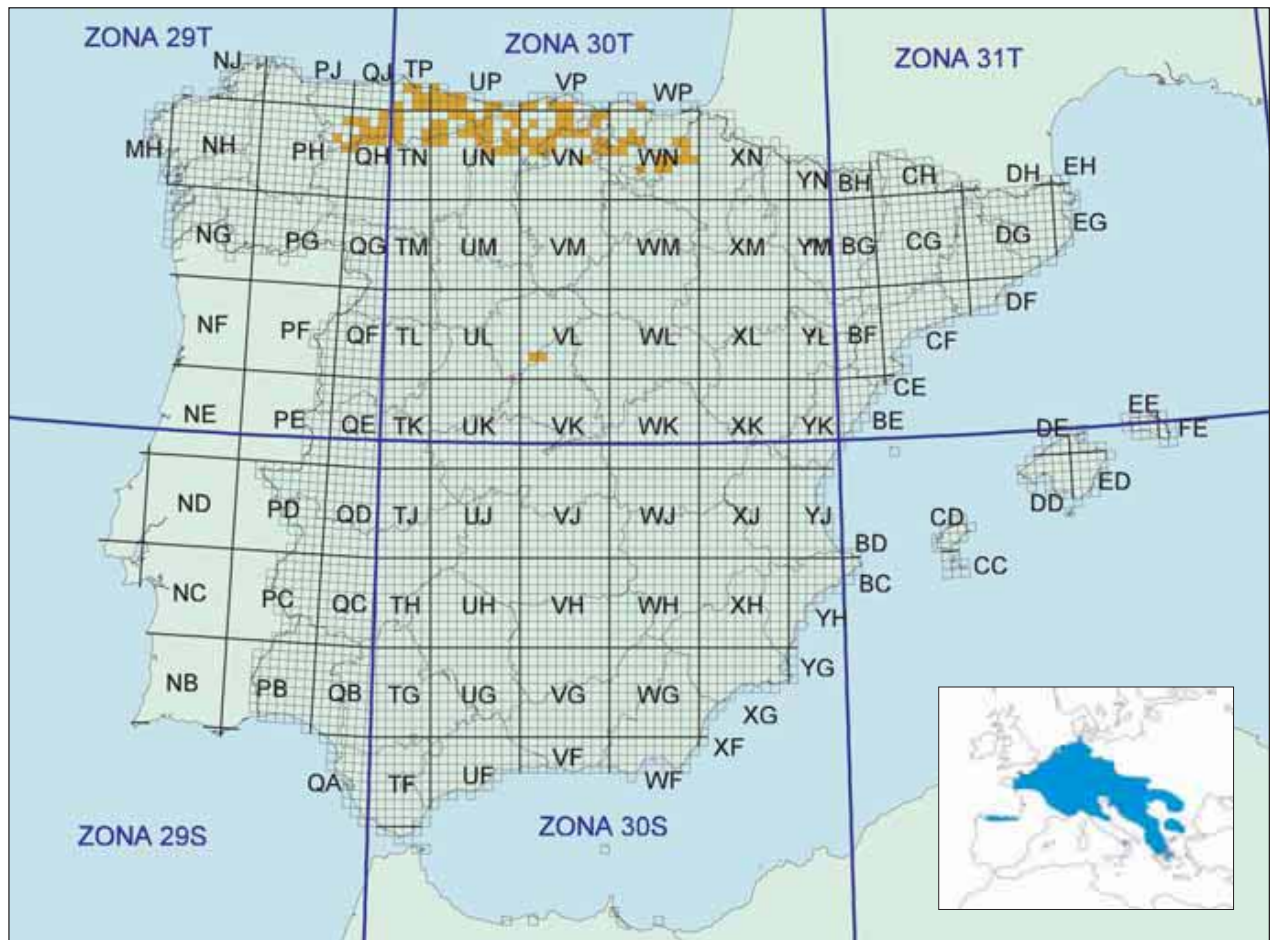
Se trata de una especie con una distribución exclusivamente europea. Se la encuentra desde la costa noroccidental francesa y los Países Bajos hasta el sur de Polonia, Cárpatos ucraniano-rumanos y Bulgaria. Por el Norte llega a alcanzar Dinamarca. Por el Sur ocupa los Alpes, entrando en la mitad septentrional de Italia por los Apeninos, y bajando por los Balcanes hasta Grecia. Existe un núcleo aislado en el sur de Italia, en la región de Calabria y también algunas poblaciones en el norte de la Península del Peloponeso. Esta ausente de la Península Escandinava y de las Islas Británicas, aunque se conocen algunas poblaciones introducidas en Inglaterra.

En la Península Ibérica tiene una distribución restringida a la Cornisa Cantábrica. Se distribuye desde el oeste de Asturias (Muniellos, PH86) hasta las sierras del oeste de Navarra (Sierra de Aralar, WN94). Se encuentra en el norte de las provincias de León, Palencia y Burgos, así como en Álava y algunas localidades de Vizcaya y Guipúzcoa. Existe una población en la Sierra de Guadarrama (Peñalara, Madrid, VL12 y VL22) cuyo origen se debe a una introducción más o menos reciente de ejemplares procedentes de la Cordillera Cantábrica (ARANO *et al.*, 1991).

Todas las poblaciones ibéricas se incluyen en la subespecie *T. a. cyreni* Wolterstorff, 1932, una forma endémica bien diferenciada del resto de poblaciones europeas tanto por rasgos morfológicos como moleculares (ARANO & ARNTZEN, 1987; HERRERO *et al.*, 1989). Según datos genéticos, existen dos grupos poblacionales dentro de esta subespecie, uno oriental, que incluiría las poblaciones navarras, guipuzcoanas y del este de Álava, y otro occidental, que abarcaría al resto de poblaciones (ARANO *et al.*, 1991).

Puede encontrarse en diversos tipos de hábitat, desde pastizales hasta bosques de hayas o robles. No es especialmente exigente en cuanto a su lugar de reproducción. Se encuentra en aguas tranquilas, incluyendo pozas de arroyos y lagos de alta montaña, pero también ocupa charcas temporales, fuentes, abrevaderos y marismas. La especie ocupa principalmente zonas de alta y media montaña, alcanzando los 2.200 m en la Cordillera Cantábrica (Cardaño de Arriba, Palencia, UN56). Sin embargo también se la puede encontrar prácticamente al nivel del mar en Asturias (Duyos, UP21), Cantabria (Marismas de Parayas, VP30) y Vizcaya (Lequeitio, WP30).

Es frecuente encontrarlo en compañía de otras especies de tritón, especialmente de *T. helveticus*, pero también de *T. marmoratus* y en algunos lugares de *T. boscai*. En estos casos *T. alpestris* suele ser la especie menos abundante.



En general, puede considerarse una especie no amenazada en la parte occidental de su área natural de distribución. Sin embargo, las poblaciones más orientales, en especial en el País Vasco y en Navarra, son escasas y existe un cierto grado de aislamiento entre ellas (BEA, 1985; GOSÁ & BERGERANDI, 1996). Las principales amenazas para la especie son la alteración y destrucción de hábitats favorables (tanto acuáticos como terrestres) (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). Por ello estos mismos autores han señalado la necesidad de crear hábitats favorables para favorecer la supervivencia de la especie en el límite oriental de su área de distribución. Las poblaciones de Peñalara, pese a presentar una distribución restringida, se encuentran en buen estado de conservación, habiéndose detectado una clara expansión en los últimos años de la especie en la zona (MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, en prensa).

Ernesto Recuero-Gil & Íñigo Martínez-Solano



L. J. Barbadillo

Ejemplar de Burgos

FICHA LIBRO ROJO

Triturus alpestris

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A1ac + B2c

Factores de amenaza: Se le considera un tritón poco abundante y se hallaba catalogado como "Raro" en el anterior Libro Rojo de los Vertebrados Españoles; sin embargo, localmente puede alcanzar buenas densidades, especialmente en montaña. Se ha señalado a la introducción de peces en medios acuáticos como una de las amenazas principales para estos anfibios. La nitrificación y eutrofización puntual de algunas charcas y lagunas de montaña debido al pastoreo intensivo durante el verano puede ser una amenaza en lagos de montaña.

Poblaciones amenazadas: Se ha observado una pérdida sustancial de poblaciones, de al menos el 20% en el norte de Castilla y León y algunas zonas colindantes de Álava y Cantabria, por pérdida de hábitats idóneos, por obras de infraestructuras y por drenaje de prados, desaparición de turberas y causas asociadas. Es más que previsible que la situación continúe así o se agudice si no se toman las medidas pertinentes de conservación. Algunas poblaciones se han extinguido en el norte de Burgos (Puerto de Carrales y zona del Pantano del Ebro). También están en regresión las poblaciones de Álava.

Actuaciones para su conservación: Control sobre el número de cabezas de ganado en las praderas de lagos de montaña. Mantenimiento y recuperación de las antiguas fuentes y pilones en su área de distribución.

Las poblaciones norteñas de la región están incluidas en diversos espacios protegidos, como el parque regional de Picos de Europa y diversos parques naturales en León, Palencia y Burgos. Las poblaciones de Peñalara (Madrid) se hallan dentro del Parque Natural de Peñalara, y en el caso de que en el futuro se encontrara la especie en Segovia, dado la declaración del parque nacional de Guadarrama, quedarían perfectamente protegidas. No se debe olvidar, sin embargo, que es una especie introducida en el Sistema Central.

Otros autores o expertos consultados: L. J. Barbadillo & M. Lizana.

Referencias más significativas

ARANO & ARNTZEN (1987); ARANO & ASTUDILLO (1997); ARANO *et al.* (1991); BEA (1985); BRAÑA *et al.*, (1996); CASTROVIEJO & SALVADOR (1971); GOSÁ & BERGERANDI (1994, 1996); HERRERO *et al.* (1989); LIZANA & BARBADILLO (1997); MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, (en prensa); SCOCCIANI (2001); ZUIDERWIJK (1997).

Familia *Salamandridae*

Triturus boscai (Lataste, 1879). Tritón ibérico

Pintafontes común (gal.)



L. J. Barbadillo

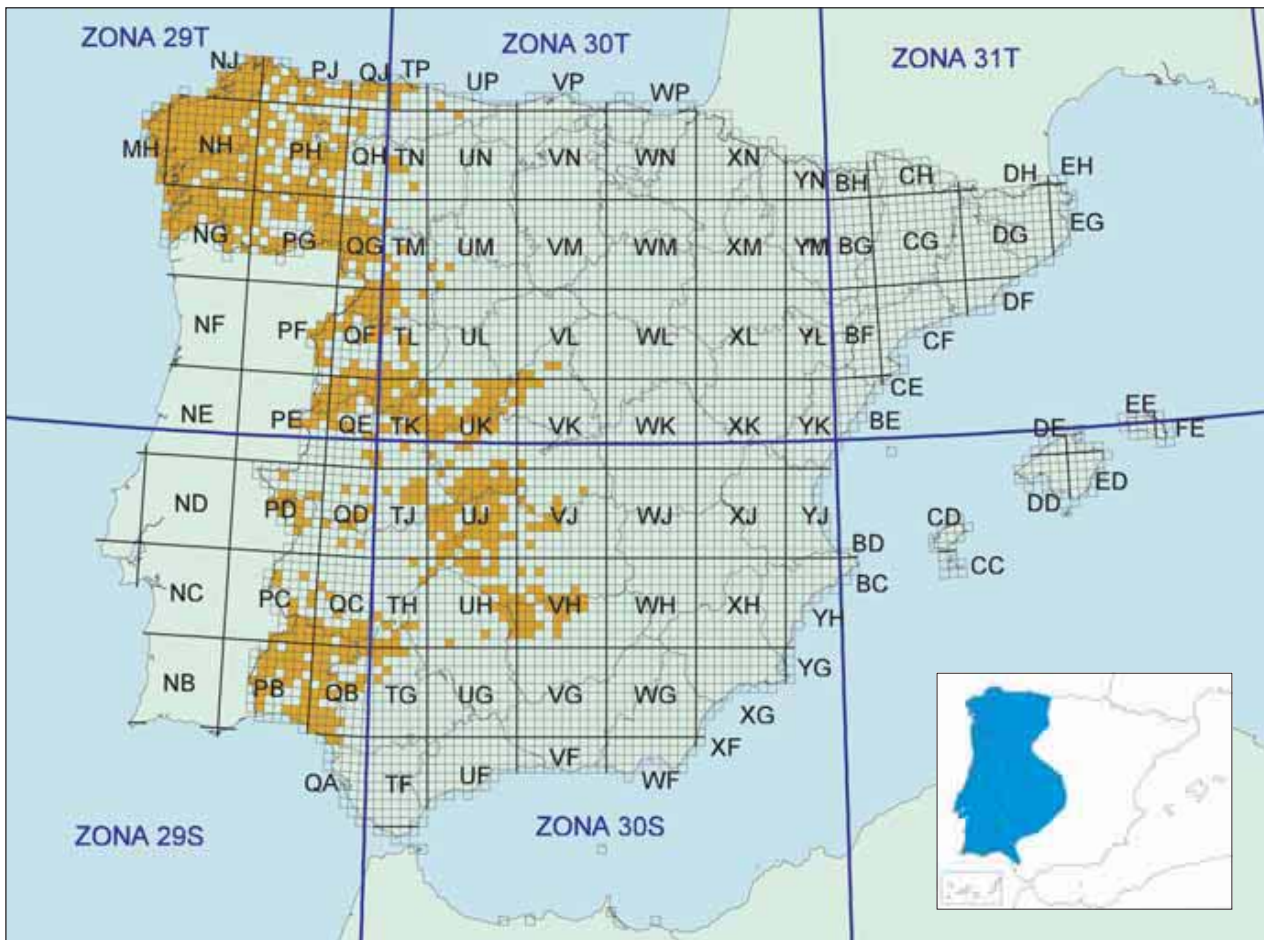
Macho, ejemplar de Cáceres.

Esta especie es un endemismo ibérico que se distribuye por la mitad occidental de la Península. Su área se extiende desde la costa Atlántica hacia el interior, encontrándose bien representada en todo Portugal, Galicia y Extremadura, y parcialmente en Asturias, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Madrid y Andalucía.

En Asturias se extiende principalmente por la costa cantábrica, adentrándose hasta los Picos de Europa. Es abundante en las sierras de Salamanca y en la mitad occidental de León y Zamora, llegando a alcanzar algunas localidades de Valladolid. Su mayor abundancia se detecta en la sierra de Gredos, al sur de la provincia de Ávila y norte de Toledo en el valle del Tíetar, desde donde se adentra con menor abundancia hacia la sierra de Guadarrama, alcanzando la provincia de Madrid. Es abundante en la mitad occidental de Ciudad Real, especialmente en los Montes de Toledo y Sierra Morena, situándose en esta zona algunas de las localidades donde más penetra hacia el interior de la Península Ibérica. Por Sierra Morena se adentra también en la provincia de Jaén. Se encuentra bien representado en la parte noroccidental de Sevilla y en toda la provincia de Huelva, donde las poblaciones de Doñana son las más meridionales de su área de distribución. Se cita escasamente en Sierra Morena de la provincia de Córdoba, probablemente por la carencia de información suficiente (STEWART, 1969; BAS, 1982; DA SILVA, 1994; GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993; GRIFFITHS, 1996; DÍAZ-PANIAGUA & MATEO, 1999).

Las poblaciones más septentrionales coinciden en su área con *Triturus marmoratus*, *T. helveticus* y *T. alpestris*, mientras que en las localidades meridionales coexiste en toda su área con *T. pygmaeus*. Su distribución se ajusta al del grupo de especies procedentes del núcleo noroccidental de la Península, correspondiéndose con las áreas de refugio de bosque caducifolio durante las últimas glaciaciones (DÍAZ-PANIAGUA, 1997; BARBADILLO, *et al.*, 1999).

Se la puede encontrar en localidades muy próximas al mar, y escasa altitud, como ocurre en el área de Doñana, pero la mayoría de las localidades se sitúan entre 400 y 1.000 msnm, correspondiendo el límite superior a una altitud de 1.800 msnm. El clima que caracteriza a la mayoría de sus hábitats es de carácter



mediterráneo oceánico y continental, con precipitaciones anuales normalmente inferiores a 900 mm, aunque en el Norte es también abundante en zonas de clima templado frío oceánico, con mayor abundancia de precipitaciones (SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001, entre otros).

Se encuentra en biotopos muy diversos, como eucaliptales, pinares, bosques de encinas, alcornoques o robles, zonas de matorral y de cultivos, e incluso arenas costeros. Para su reproducción requiere la presencia de cuerpos de agua temporales, como pequeñas charcas, estanques, pozas, abrevaderos, fuentes, arroyos o colas de embalses (DÍAZ-PANIAGUA, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999, entre otros).



Postura de defensa, ejemplar de Salamandra.

Adolfo Marco

Carmen Díaz Paniagua

FICHA LIBRO ROJO

Triturus boscai

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

En el Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía se cataloga como especie en “Riesgo Menor: casi amenazada” (NT).

Características biológicas relevantes para su conservación: Muy sensibles a alteraciones del hábitat terrestre y sobre todo de la calidad del agua.

Factores de amenaza: A escala nacional, es una especie abundante, especialmente en el noroeste. Entre las principales amenazas se encuentra la contaminación de los hábitats de reproducción, desecación de arroyos, charcas, fuentes, así como el abandono de usos agrícolas y ganaderos tradicionales que permiten el mantenimiento de abrevaderos y otros cuerpos de agua adecuados para su reproducción. También se ha señalado su depredación por peces y cangrejos introducidos. Se hace más raro en el límite sureste de su distribución en Castilla y León, en la Sierra de Guadarrama. Estas poblaciones serían las más sensibles a la modificación de los cauces y medios acuáticos, su contaminación, presión urbanística. La expansión del visón americano en el Sistema Central podría ser una amenaza añadida, si bien no existen pruebas sobre este aspecto.

Poblaciones amenazadas: La situación de la especie en Madrid y el norte de Toledo es preocupante. Existe constancia de la desaparición en los últimos años de numerosas poblaciones, como la de Hoyo de Manzanares, y otras están en declive, como las de Alpedrete, Villalba, Valdemorillo, El Escorial y Chapinería (Madrid).

Actuaciones para su conservación: En la Sierra de Guadarrama y en núcleos poblacionales de Madrid y Castilla La Mancha es necesario evitar la alteración, canalización, etc. de los pequeños arroyos y controlar la urbanización del suelo.

Otros expertos consultados: L.J. Barbadillo, I. Martínez Solano & M. Lizana.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BAS (1982); CAETANO & LECLAIR (1999); DA SILVA (1994); DÍAZ-PANIAGUA (1997); DÍAZ-PANIAGUA & MATEO (1999); GALÁN (1999); GALÁN & FERNÁNDEZ (1993); GONZÁLEZ DE LA VEGA & PÉREZ QUINTERO (2001); GRIFFITHS (1996); SALVADOR & GARCÍA-PARÍS (2001).

Familia *Salamandridae***Triturus helveticus (Razoumowsky, 1789). Tritón palmeado***Tritó palmat* (cat.), *ubhandre palmatua* (eusk.), *pintafontes palmado* (gal.)

L. J. Barbadillo

 Macho, ejemplar de Burgos.

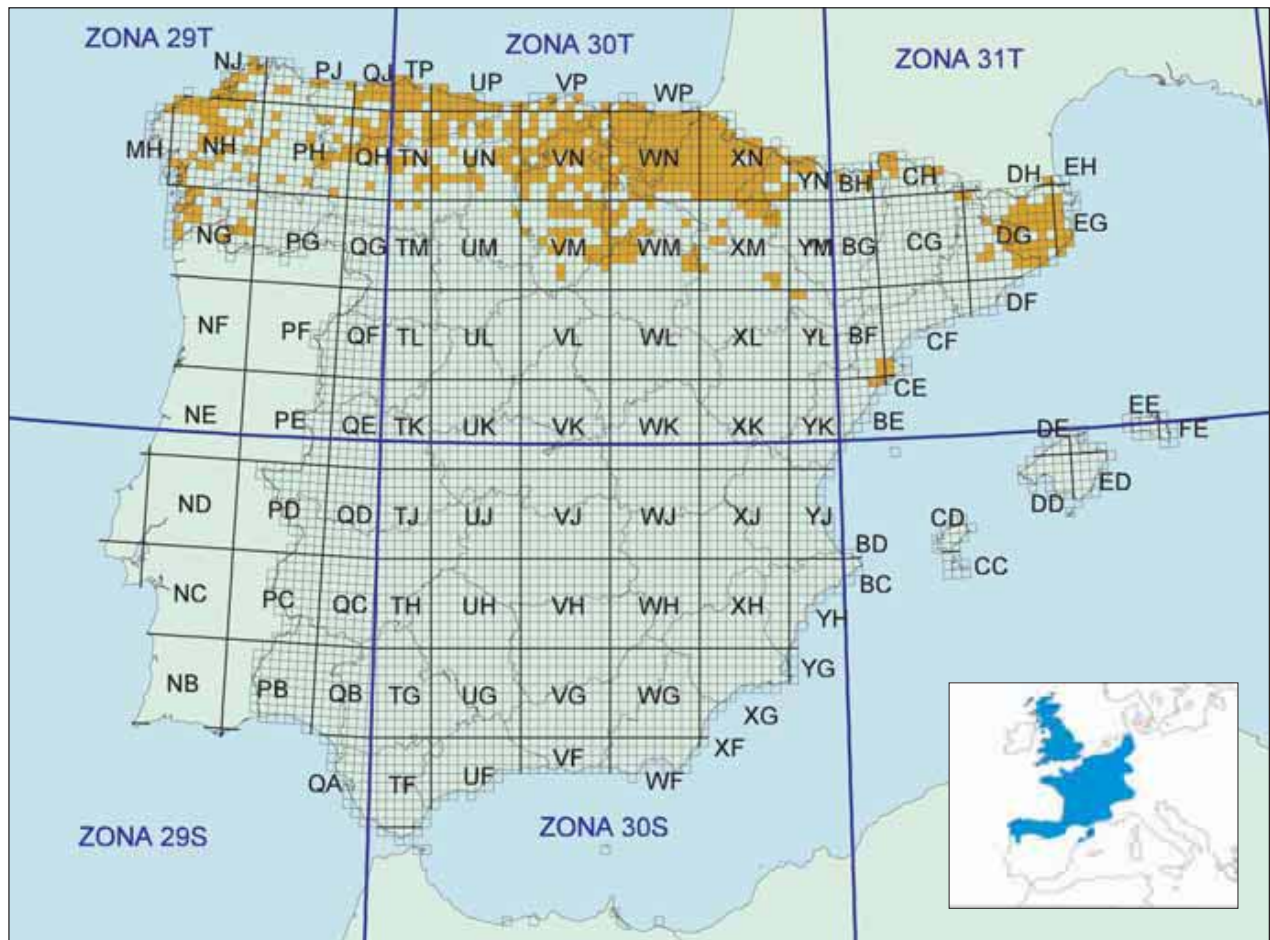
El tritón palmeado se distribuye básicamente por Europa Occidental, incluyendo las Islas Británicas, Alemania, extremo occidental de la República Checa, Holanda, Bélgica, Luxemburgo, Suiza, Francia y norte de la Península Ibérica (GASC *et al.*, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999).

Dentro de ésta, su distribución abarca el norte de Portugal, Galicia, Asturias, Cantabria, Castilla y León, País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña. Su límite meridional en el nordeste de la península viene determinado por el valle del Ebro. En el este de Castilla y León, penetra hacia el sur a través del sistema Ibérico norte, alcanzando el Moncayo y las vertientes meridionales de las sierras de Urbión y Cebollera, así como la cuenca del Duero en la comarca de Aranda (Burgos). En el oeste de Castilla y León sus límites hacia el Sur se sitúan en las provincias de Palencia y León, con un notable aislamiento y dispersión de las poblaciones conocidas. En Galicia, sólo parece estar ausente de su extremo suroriental (BARBADILLO, 1983; ZALDÍVAR *et al.*, 1988; 1989; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; MEIJIDE *et al.*, 1994; PÉREZ DE ANA, 1994, 1996; LLORENTE *et al.*, 1995; BARBADILLO & SÁNCHEZ-HERRÁIZ, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999; HERNÁNDEZ *et al.*, 2000).

A lo largo de las últimas décadas se han llevado a cabo sueltas e introducciones de la especie con desigual éxito, principalmente en Cataluña. Así, mientras que las introducciones realizadas en Vallvidrera y en el Pantano de Can Borrell (Barcelona) parecen no haber prosperado, las poblaciones de la sierras del Montsiá (Tarragona) y de Collserola (Barcelona) son probablemente alóctonas (RIVERA *et al.*, 1997).

En España la especie resulta frecuente y está ampliamente extendida por buena parte de su área de distribución, coincidiendo fundamentalmente con los diferentes pisos bioclimáticos de la región eurosiberiana; no obstante, penetra también en los pisos meso y supramediterráneo. Hacia el Sur, la especie se rarifica considerablemente, presentando poblaciones aisladas y dispersas en el valle del Ebro y en amplias zonas de la meseta castellana.

Se halla desde el nivel del mar hasta cotas elevadas de montaña (al menos 1.700 m en Galicia, 2.000 m en la cordillera Cantábrica, 2.100 m en el Sistema Ibérico Norte y 2.200 m en Pirineos). En conjunto, ocupa una gran variedad de hábitats al tiempo que utiliza una enorme gama de medios acuáticos para reproducirse, con cierta independencia de su naturaleza y extensión: marismas costeras, pantanos, embalses, lagos, lagunas glaciares, balsas de riego, remansos de cursos de agua, charcas, estanques, pilones y abrevaderos, fuentes, acequias, cunetas y roderas de vehículos inundadas y un sinnúmero de medios



similares, tolerando en ocasiones cierto grado de contaminación y turbidez de las aguas (BARBADILLO, & SÁNCHEZ-HERRÁIZ (1997).

En Portugal, Galicia y Asturias puede vivir en estrecha simpatria con *Triturus boscai*. También comparte hábitat y enclaves reproductivos con *T. marmoratus* y *T. alpestris* en las zonas donde coexiste con dichas especies (BARBADILLO, 1987; BARBADILLO & SÁNCHEZ-HERRÁIZ, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999; GALÁN, 1999).

Particularmente amenazadas se encuentran las poblaciones aragonesas del valle del Ebro, que muestran un grado de dispersión y aislamiento muy acentuado. En las últimas décadas, se ha detectado la desaparición de poblaciones o la pérdida notable de efectivos en numerosas comarcas burgalesas (Páramo de Masa, Valle de Sedano, peñas de Cervera, La Bureba y Aranda de Duero, entre otras) y, en general, de la mayoría de las poblaciones situadas en los límites meridionales de su área de distribución.



Macho, ejemplar de Les Bulloses, (Alta Cerdanya)

Albert Montori

Entre las causas de su regresión cabe mencionarse en primer lugar la destrucción de sus hábitats naturales y la desaparición y contaminación orgánica o con pesticidas de los medios acuáticos, fenómenos todos ellos derivados de prácticas agrícolas y de pastoreo intensivo; otras causas de regresión son el abandono de prácticas ganaderas tradicionales que provocan el deterioro y la paulatina desaparición de pilones y abrevaderos, la cada vez más acentuada estacionalidad de arroyos y otros cursos de agua, y la introducción de especies alóctonas de peces con fines ornamentales o para la pesca. Así, por ejemplo, las recientes y reiteradas introducciones de peces (salmónidos y ciprínidos) llevadas a cabo en numerosas lagunas de origen glaciar en las sierras de Neila y Demanda (Sistema Ibérico) han hecho descender notablemente las poblaciones de la especie en la zona y han puesto en peligro, entre otras muchas, a las singulares poblaciones del Pozo Negro, descritas en su día como una subespecie aparte bajo la denominación "*punctillatus*". Fenómenos y efectos similares han tenido lugar en numerosas regiones de nuestra geografía (Galicia y Asturias, por ejemplo).

Luis Javier Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Triturus helveticus

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación menor LC.
<i>T. helveticus alonsoi</i>	Preocupación menor LC
<i>T. helveticus helveticus</i>	Preocupación menor LC
<i>T. helveticus punctillatus</i>	En peligro EN B2biii

Justificación de los criterios: La población considerada como *T. helveticus punctillatus*, si fuera válida desde un punto de vista taxonómico, se hallaría en peligro por su localización en un solo punto y bajo número de ejemplares por lo que podría considerarse amenazada.

Factores de amenaza: En el Oeste y las zonas montañosas del Norte es todavía una especie común que se hace más rara en las zonas bajas y en el Sistema Ibérico. A pesar de hallarse en un amplio número de medios acuáticos, es vulnerable a la contaminación o alteración de los mismos. Se ha señalado un fuerte declive en Galicia por GALÁN (1999). Las causas serían la alteración de los medios acuáticos y la introducción de peces y cangrejos de río alóctonos.

Las poblaciones periféricas de su área de distribución se encuentran en franca regresión, aunque en conjunto no parece encontrarse amenazado. No obstante, como ocurre a la mayoría de los anfibios se enfrenta a la pérdida continua de hábitats y lugares de reproducción favorables.

La población considerada como *T. helveticus punctillatus*, si fuera real desde un punto de vista taxonómico, se hallaría en peligro por su localización en un solo punto y bajo número de ejemplares, por lo que podría considerarse amenazada.

Poblaciones amenazadas: La introducción sistemática de especies alóctonas de peces en el Pozo Negro (Burgos) amenaza seriamente la supervivencia de la forma "*punctillatus*". Muchas poblaciones del sur de Castilla y León han desaparecido en tiempos recientes (comarca de Aranda de Duero). Las poblaciones aragonesas del Valle del Ebro están muy aisladas y en regresión.

Otros expertos consultados: Í. Martínez Solano & M. Lizana.

Referencias más significativas

BARBADILLO (1983, 1987); BARBADILLO & SÁNCHEZ-HERRÁIZ (1997); BARBADILLO *et al.*, (1999); GALÁN (1999); GASC *et al.* (1997); GOSÁ & BERGERANDI (1994); HERNÁNDEZ *et al.* (2000); LLORENTE *et al.* (1995); MEIJIDE *et al.* (1994); PÉREZ DE ANA (1994, 1996); RIVERA *et al.* (1997); SANTOS *et al.* (1998); ZALDÍVAR *et al.* (1988, 1989).

Familia *Salamandridae*

Triturus marmoratus (Latreille, 1800). Tritón jaspeado

Tritó verd (cat.), *uhandre marmolairea* (eusk.), *pintafontes verde* (gal.)



L. J. Barbadiño

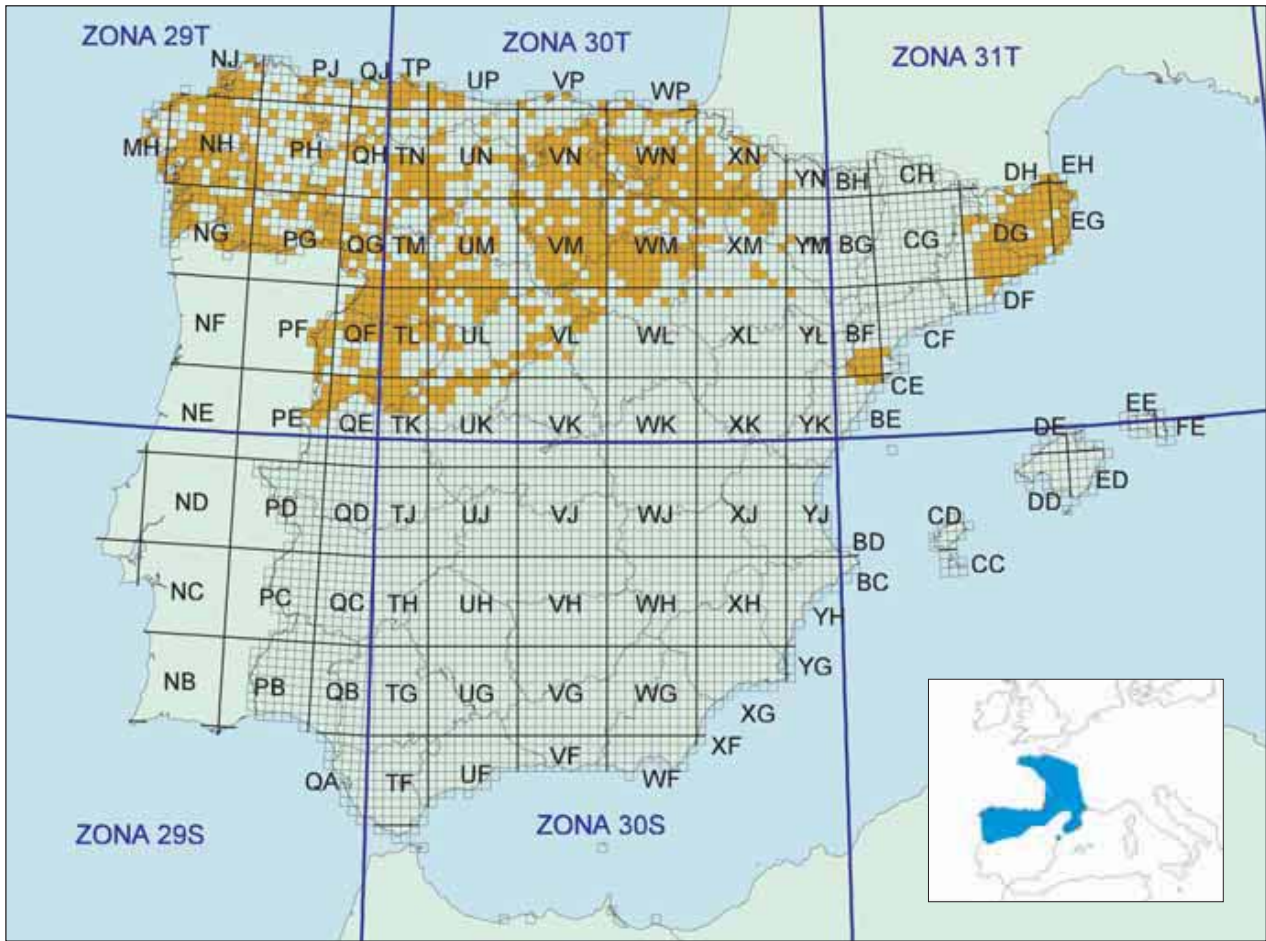
Macho, ejemplar de Álava.

Ocupa el norte, centro y oeste de la Península Ibérica, también el centro y el oeste de Francia, abarcando desde Marsella hacia el norte hasta Versalles y la costa de Bretaña.

Dentro de la Península Ibérica ocupa únicamente la mitad septentrional, siendo más dispersa su localización en el centro y este de su distribución. Las poblaciones del sur peninsular previamente incluidas en esta especie, corresponden a *Triturus pygmaeus*, una especie independiente bien caracterizada a nivel morfológico y molecular. La diferenciación genética entre *T. pygmaeus* y *T. marmoratus* es baja, por lo que se espera una zona de contacto e hibridación entre ambas especies. Sin embargo no existe evidencia de que dicho contacto se haya producido en España, pero sí un cierto grado de introgresión nuclear entre ambas especies en Portugal (J. W. ARNTZEN, com. pers.), y un desplazamiento progresivo de *T. pygmaeus* hacia el Norte, estableciéndose una zona de contacto secundario con *T. marmoratus* (DORDA & ESTEBAN, 1986; ARNTZEN & WALLIS, 1999).

En la Península se extiende desde las costas occidentales de Galicia y Portugal hasta el Pirineo Oriental y la costa del norte de Cataluña. Falta en el Pirineo Central y en gran parte del valle del Ebro. Su límite meridional se establece a lo largo del Sistema Central, que sobrepasa en dos puntos, la Sierra de Gata en Cáceres y la Sierra de Guadarrama, en Madrid. Hacia el sureste, su distribución se detiene en los contrafuertes meridionales del Sistema Ibérico septentrional, con poblaciones aisladas en áreas próximas a la desembocadura del Ebro. En Portugal el límite meridional de su distribución no se conoce con precisión, ya que contacta con *Triturus pygmaeus* en diferentes puntos. Las poblaciones de los dos núcleos de distribución oriental (noreste de Cataluña y áreas próximas a la desembocadura del Ebro) presentan secuencias muy similares del citocromo b, lo que sugiere que su separación ha ocurrido hace muy poco tiempo y que posiblemente sea consecuencia de la extinción reciente de todas las poblaciones situadas entre ambos núcleos (BARBADILLO, 1983; BEA, 1985; FALCÓN & CLAVEL, 1987; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1989; MEIJDE *et al.*, 1994; LLORENTE *et al.*, 1995).

En su distribución altitudinal alcanza desde el nivel del mar hasta los 2.100 m en el Sistema Central (Sierra de Guadarrama) y 1.850 en el Sistema Ibérico. Habita en los pisos colino y montano de la región bioclimática Eurosiberiana, también en el supramediterráneo, oromediterráneo (Sistema Ibérico, Sistema Central) y el mesomediterráneo (Valle del Ebro).



L. J. Barbadillo

Hembra, ejemplar de Burgos.

Coloniza todo tipo de ambientes acuáticos, normalmente con poca corriente, tanto permanentes como temporales, incluyendo balsas, charcas, lagunas, pozos, abrevaderos, fuentes y arroyos o remansos de agua y lagunas de alta montaña. Suele ocupar zonas con vegetación acuática en las áreas donde se reproduce, ya que protege los huevos dentro de hojas dobladas (ASTUDILLO *et al.*, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001).

El estado de sus poblaciones puede considerarse en general relativamente satisfactorio, especialmente en la mitad occidental de su distribución. Las poblaciones más amenazadas son las del Valle del Ebro, las del sur del Sistema Central y las de la costa gallega, cantábrica y catalana por la rápida pérdida de sus lugares de puesta y la progresiva destrucción de su hábitat debido a la expansión del urbanismo y prácticas agrícolas no adecuadas (uso abusivo de pesticidas y de fertilizantes, entre otros). En Galicia se ha comprobado una severa disminución de algunas poblaciones e importantes pérdidas de hábitats de reproducción, en algunos casos debido a la introducción de especies alóctonas de peces y cangrejos de río (GALÁN, 1999).

Eva María Albert & Mario García-París

FICHA LIBRO ROJO

Triturus marmoratus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Factores de amenaza: Aunque extendida y abundante en la mitad norte y occidental de la Península, ha experimentado cierto grado de declive (desaparición de numerosas poblaciones por pérdida de charcas) en los últimos años aunque resulta difícil cuantificarlo. Se hace más raro a medida que nos dirigimos hacia el Este y Sur en la Península, lo que parece deberse a una mayor aridez del territorio. Los principales factores de amenaza son la desaparición de medios acuáticos, canalización de cursos de agua temporales y degradación de puntos de agua permanentes (menos grave en el Norte de la Península) y la introducción de fauna exótica.

En Madrid está desapareciendo de muchas zonas por la urbanización de los alrededores de medios urbanos y rurales, lo que implica la destrucción directa de los medios acuáticos, su alteración, contaminación, vertidos, etc. En Castilla y León parece haber descendido en las zonas centrales de la región, dada la falta de medios de agua permanentes y la casi desertización de estas zonas. Se encuentra en declive en medios acuáticos contaminados temporales como charcas o lagunas por fertilizantes o biocidas y por la alteración de la vegetación ribereña de los medios acuáticos (quema de vegetación, arado hasta las orillas, etc). Se ve también afectado por la introducción de peces y cangrejo americano en los medios acuáticos.

Poblaciones amenazadas: Algunas poblaciones de El Berruoco (Madrid), probablemente extinguidas.

Actuaciones para su conservación: Es necesario un cambio y sensibilización en los usos agrícolas en zonas cercanas a charcas, evitando el lavado de cubas o cubos donde se han mezclado o usado productos fitosanitarios. Debería de establecerse una normativa para evitar el arado hasta los bordes de las charcas y el mantenimiento de vegetación natural hasta varios metros del máximo nivel de llenado de la charca o laguna. Es importante también la restauración de canteras y graveras abandonadas como medios acuáticos beneficiosos para anfibios, aves, etc., y no su rellenado, como muchas veces es habitual.

Otros autores consultados: L.J. Barbadillo, I. Martínez-Solano & M. Lizana.

Referencias más significativas

ARNTZEN & WALLIS (1999); ASTUDILLO *et al.* (1997); BARBADILLO (1983); BARBADILLO *et al.* (1999); BEA (1985); BENZAL & SALVADOR (1998); DORDA & ESTEBAN (1986); FALCÓN & CLAVEL (1987); GALÁN (1997, 1999); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1989); LIZANA & BARBADILLO (1997); LLORENTE *et al.* (1995); MEIJIDE *et al.* (1994); SALVADOR & GARCÍA-PARÍS (2001).

Familia *Salamandridae***Triturus pygmaeus (Wolterstorff, 1905). Tritón pigmeo**

L. J. Barbadillo

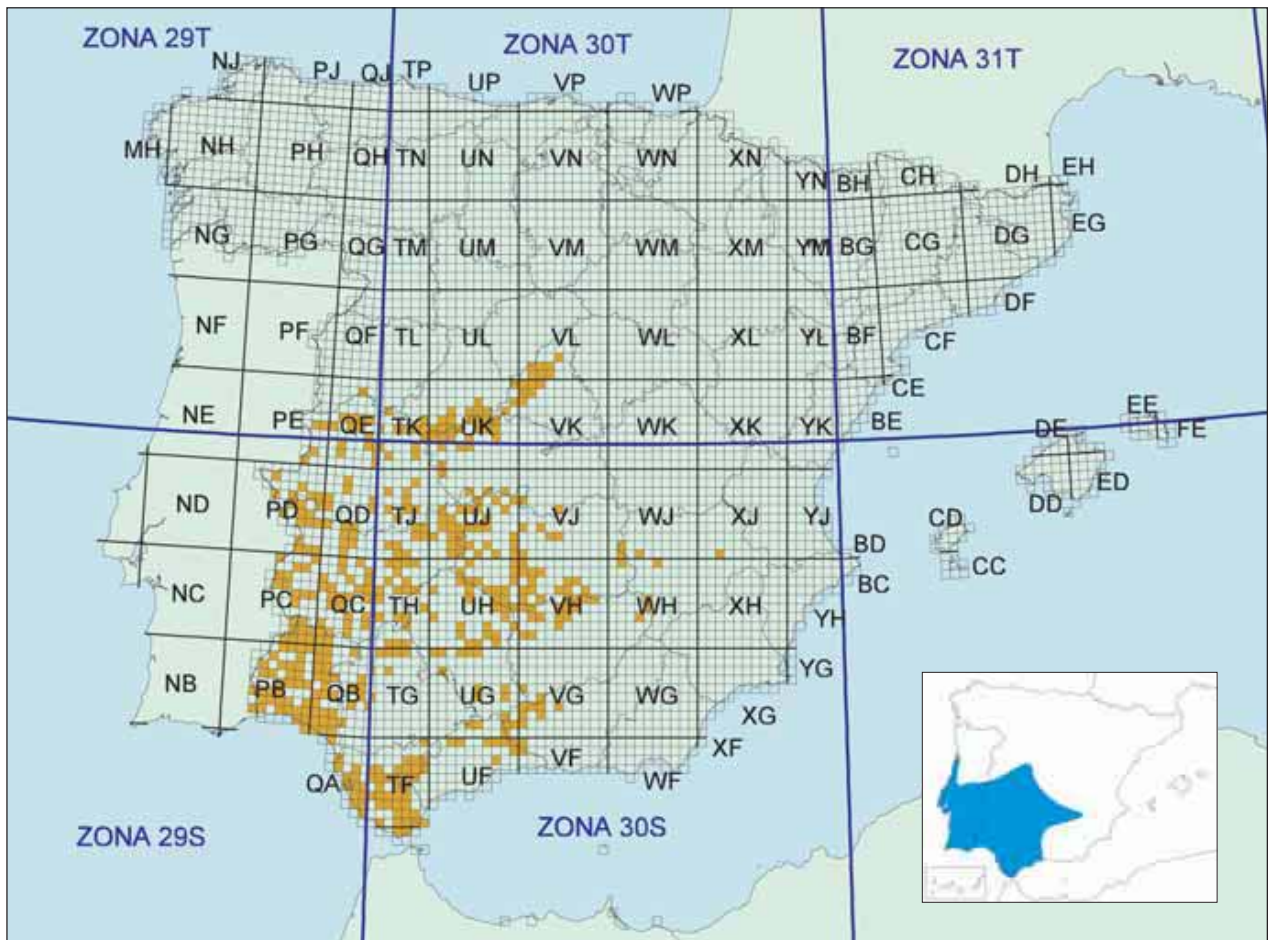
Macho (arriba) y hembra (abajo) en celo, ejemplares de Madrid

Especie endémica de la Península Ibérica, limitada exclusivamente al centro y sur de Portugal y a la mitad meridional de España. Considerada tradicionalmente como una subespecie de *T. marmoratus*, se trata en realidad de una especie bien caracterizada a nivel morfológico, sin zona de transición clinal entre ambos taxones. A nivel genético se trata de una especie relativamente poco diferenciada que parece presentar un cierto grado de introgresión con *T. marmoratus* en Portugal, pero no entre las poblaciones españolas, donde la segregación es total (ARNTZEN & WALLIS, 1999; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1993; 2001).

Su límite de distribución septentrional en España se sitúa a lo largo de las laderas meridionales del Sistema Central, en la Sierra de Gata (Cáceres), Gredos (Ávila) y Guadarrama (Madrid). No llega a sobrepasar el Sistema Central, aunque mantiene un núcleo poblacional en el Puerto de Malagón (Madrid). Su límite oriental se sitúa en la Sierra de Alcaraz-Segura (Albacete-Jaén), aunque por el Sur no se conoce su presencia al este de las sierras Subbéticas Occidentales, en la provincia de Granada (FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000), y por el Norte su distribución se detiene en la región central de los Montes de Toledo y de la Sierra de Guadarrama. La especie falta en amplias áreas de la porción oriental de la meseta manchega y en amplias extensiones de las zonas calcáreas de Andalucía oriental (PLEGUEZUELOS & MORENO, 1990, entre otros).

Las poblaciones de *T. pygmaeus* se asientan sobre substratos silíceos y calcáreos, desde el nivel del mar hasta los 1.350 m en Sierra Morena y 1.450 m en el Sistema Central. Se localizan en alcornoques (*Quercus suber*), encinares (*Q. ilex*), quejigares (*Q. faginea*, *Q. canariensis*), retamares (*Retama sphaerocarpa*) y zonas abiertas en el piso bioclimático mesomediterráneo con pequeñas penetraciones en el termomediterráneo. Utilizan para la reproducción charcas, lagunas temporales o permanentes, canteras abandonadas, pozos, abrevaderos, albercas de riego, pilones, regueros de cuneta y cursos de agua de corriente lenta (SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001, entre otros).

Se conocen dos núcleos de población diferenciados a nivel morfológico y genético, uno correspondiente a las poblaciones septentrionales y occidentales, donde los adultos presentan coloración verde con manchas redondeadas negras, y un núcleo meridional y sudoriental, donde los adultos poseen una coloración jaspeada que recuerda a la de *T. marmoratus*. Además existen poblaciones donde la talla máxima de los adultos es mucho menor, en particular las poblaciones de Doñana y su entorno y algu-



nas de la provincia de Málaga (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 1996).

Las poblaciones occidentales de *T. pygmaeus* asentadas sobre sustratos silíceos o en las zonas de pizarras y esquistos se encuentran a nivel general en un estado de conservación relativamente aceptable. Estas poblaciones presentan los problemas generales de conservación que afectan a los anfibios de esta zona aunque el efecto de la introducción y expansión de cangrejos de río alóctonos y la introducción de peces en charcas parecen afectar con mayor incidencia. En Madrid la expansión urbanística está eliminando numerosas poblaciones. Sin embargo, las poblaciones orientales asentadas sobre sustratos calizos se encuentran en una situación realmente crítica, con un alto grado de amenaza. Muchas de las poblaciones conocidas con anterioridad asentadas en zonas calcáreas de Jaén, Granada, Málaga, Ciudad Real y Toledo han desaparecido y en Albacete su presencia es prácticamente residual. El descenso de los nive-



Hembra de tritón pigmeo, Madrid.

L. J. Barbado

les freáticos, que supone la pérdida de fuentes y manantiales, el abandono de las estructuras tradicionales de almacenamiento de agua o su sustitución por nuevas construcciones inaccesibles, la contaminación de charcas en zonas agrícolas sobre todo por herbicidas, pesticidas, fertilizantes y la introducción de cangrejos americanos y peces alóctonos son problemas importantes (REQUES, 2000). La ausencia de la especie en amplias zonas de Andalucía Oriental y de Castilla-La Mancha ha de interpretarse como consecuencia de una extinción reciente, ya que muchas de las poblaciones periféricas, actualmente aisladas, no se encuentran genéticamente diferenciadas de las de los núcleos principales, una situación indicativa de que la interrupción del flujo génico ha ocurrido en tiempos recientes.

Mario García-París

FICHA LIBRO ROJO

Triturus pygmaeus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A2c.

Justificación de los criterios: La asignación ha sido hecha en función de las tendencias observadas en los últimos años en diversas poblaciones de Madrid, Toledo y algunas provincias Andaluzas y que probablemente podrían hacerse extensibles al resto de su área de distribución.

Factores de amenaza: En principio, iguales a *Triturus marmoratus*, ya que no se han descrito diferencias en el uso de los medios acuáticos, si bien, como especie que vive en el sur de la Península Ibérica, sus poblaciones pueden estar más afectadas por la temporalidad de estos medios. En Madrid y Toledo está desapareciendo de muchas zonas por la urbanización de los alrededores de medios urbanos y rurales, lo que implica la destrucción directa de los puntos de agua, su alteración, contaminación, vertidos, etc.

Poblaciones amenazadas: Madrid, Toledo, Granada y Málaga. En Madrid, al menos Alpedrete, Becerril de la Sierra y Colmenarejo. En Granada, Llanos de Zafarraya, Sierra Tejada y comarca de los Montes.

Actuaciones para su conservación: protección de los últimos puntos de reproducción en el sureste de su distribución. Evitar la cementación de los brocales de pozos, la extracción abusiva de agua en zonas de agricultura intensiva, asegurando un mínimo volumen "biológico" permanente, y la deposición de las cántaras vacías de fertilizantes y biocidas directamente en las charcas o en su periferia.

Otros autores consultados: L.J. Barbadillo, I. Martínez-Solano & J.M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

ARNTZEN & WALLIS (1999); BENZAL & SALVADOR (1998); BUSACK (1977); DÍAZ PANIAGUA (1989a, 1989 b, 1998); DÍAZ PANIAGUA *et al.* (1996); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1993, 2001); GONZÁLEZ DE LA VEGA (1988); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); REQUES (2000); SALVADOR & GARCÍA-PARÍS (2001).

Familia *Discoglossidae*

Alytes cisternasii Boscá, 1879. Sapo partero ibérico



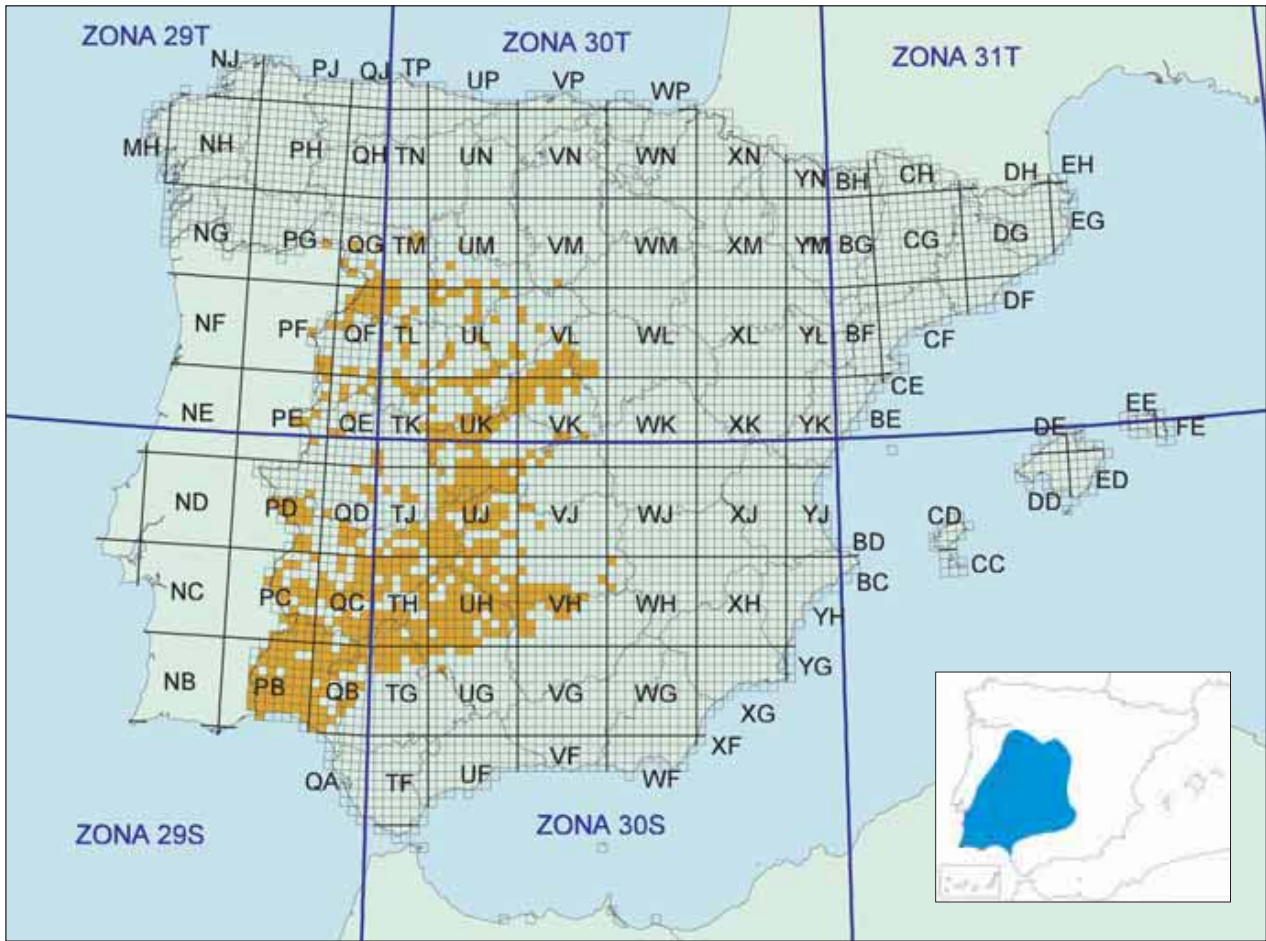
Rafael Márquez

Macho con puesta de huevos en avanzado estado de desarrollo, ejemplar de Mérida, Extremadura.

Endemismo ibérico distribuido por el centro y sudoeste de la Península Ibérica. Tiene como principales ejes de distribución y áreas de mayor abundancia las cuencas de los ríos Guadiana y Tajo, pero se extiende hacia el Norte hasta la provincia de Zamora. Hacia oriente la distribución tiene sus límites en Castilla-La Mancha, en las provincias de Guadalajara, Toledo y Ciudad Real. Hacia el Sur alcanza la zona costera de Huelva (la prolongación de su distribución del Algarve portugués) y hacia el sudeste se extiende hasta Jaén, sin llegar a traspasar el Río Guadalquivir. Su actual área de distribución, relativamente bien delimitada y sin presentar núcleos significativamente aislados, contrasta con la de su congénere *Alytes obstetricans* (incluyendo las especies consideradas más afines, GARCÍA PARÍS & MARTÍNEZ SOLANO, 2001). Ello sugiere que la diferenciación de *A. cisternasii* a partir de una forma ancestral más generalista y más parecida a *A. obstetricans* pueda ser eventualmente más reciente de lo que los datos genéticos pudieran indicar (ARNTZEN & GARCÍA PARÍS, 1995), originada en las regiones más áridas del sudoeste peninsular (al oeste del actual Guadalquivir). Posteriormente podría haberse expandido fundamentalmente hacia el Norte (cuenca del Tajo), a través de las regiones interiores de Portugal y del centro de España. Como en los casos de *Discoglossus jeanneae* (BUSACK, 1986) y de *Salamandra salamandra longirostris* (GARCÍA PARÍS *et al.*, 1998), la región hoy ocupada por el Río Guadalquivir, parece haber sido en el pasado una barrera eficaz a la expansión hacia el sudeste peninsular. En esta perspectiva se podría pensar en la existencia del Estrecho Bético (marino) que se prolongó durante gran parte del Mioceno hasta prácticamente su fin, y que fue substituido posteriormente durante el Plioceno por drenajes fluviales profundos que ocuparían aquella zona (DOADRIO, 1988).

Especie asociada a ambientes de características bioclimáticas mediterráneas con inviernos de temperatura suave y veranos cálidos y secos. Muy estrechamente asociada a bosques esclerófilos y dehesas de encinas (*Quercus ilex*) y alcornoques (*Quercus suber*). También está presente en pinares y matorrales (*Q. coccifera* y *Cistus* sp.). Generalmente está presente en suelos blandos, granítico-arenosos, lo cual puede estar relacionado con las costumbres marcadamente excavadoras de los adultos. En estos medios se reproduce preferentemente en cursos de agua temporales. Es probablemente mucho más abundante en la provincia de Cáceres de lo que refleja el mapa adjunto.

Generalmente presente a baja altitud, asociado a los bosques en los que habita (100-700 m típicamente). En zonas de simpatria con *A. obstetricans* suele ocupar los pisos más bajos y las laderas más cálidas (por ejemplo en el Sistema Central).



Ejemplar de Valdemanco, Madrid

I. Martínez-Solano

La época de reproducción suele coincidir con la formación de los cursos temporales (otoño-invierno). El apareamiento ocurre en tierra y los machos transportan los huevos hasta que los renacuajos están formados (cuatro semanas aproximadamente). El número de huevos en sus puestas es reducido comparado con otros anfibios (20-60 huevos por hembra, 20-160 huevos por macho). Las larvas adquieren gran tamaño y su desarrollo dura varios meses. Los ejemplares más longevos estudiados alcanzan 6 años. Todo ello hace que sea una especie con poca capacidad de recuperación demográfica, poco resistente a los períodos prolongados de sequía y cuya presencia denota estabilidad del ecosistema.

Amenazado por la destrucción general del bosque mediterráneo, por la alteración de sus cursos de agua temporales (canalizaciones, embalses), por la introducción de peces y cangrejos de río en algunos medios acuáticos compartidos.

Rafael Márquez & Eduardo G. Crespo

FICHA LIBRO ROJO

Alytes cisternasii

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie con desarrollo larvario prolongado y que requiere puntos de agua casi permanentes sin peces. Especie vinculada a los cursos de agua temporales de las zonas de dehesa.

Factores de amenaza: Desaparición de hábitats. Canalización de cursos de agua temporales. Introducción de especies alóctonas en charcas.

Poblaciones amenazadas: Alpedrete, y Becerril de la Sierra (Madrid), la población de Cantoblanco (Madrid) posiblemente esté extinguida.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS (1989); BUSACK (1986); CRESPO (1982a, 1982b, 1982c); CRESPO *et al.* (1989); DOADRIO (1988); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1998); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1990); GARCÍA-PARÍS & MARTÍNEZ-SOLANO (2001); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1979); MÁRQUEZ (1993, 1996); MÁRQUEZ *et al.* (1997); RODRÍGUEZ JIMÉNEZ (1984, 1988).

Familia *Discoglossidae***Alytes dickhilleni Arntzen & García-París, 1995. Sapo partero bético**

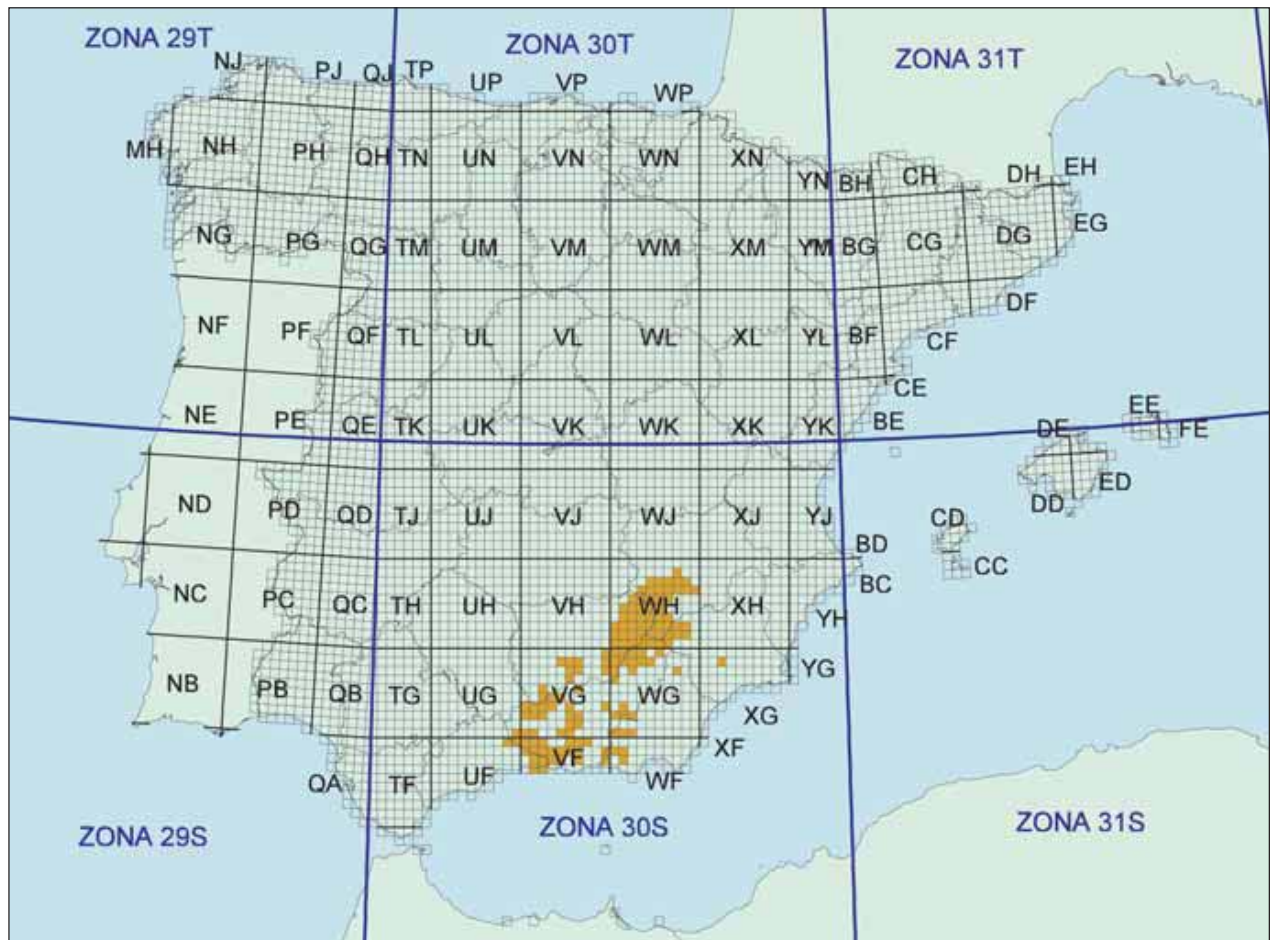
Jaime Bosch

Macho con puesta de huevos poco desarrollados, ejemplar de la Sierra de Cazorla, Jaén.

Especie endémica de España, limitada exclusivamente a los sistemas montañosos del sureste de la Península Ibérica. La morfología externa de los adultos es similar a la de *A. obstetricans*, aunque a nivel genético (proteínas y ADN mitocondrial) es grupo hermano de *A. muletensis* (ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS, 1995; 1997).

Sus poblaciones se localizan desde las Sierras de Alcaraz y Segura (Albacete) en el noreste, hasta Sierra Tejada y Sierra de Almijara (Málaga) en el suroeste. El resto de poblaciones se sitúan en Sierra Nevada, Sierra de Baza, Sierra de Filabres, Sierra de Gádor, Sierra de Castril, Sierra Mágina y Sierra de Cazorla, con localidades adicionales en otras zonas de Jaén y Granada suroeste (ANTÚNEZ *et al.*, 1988; MENDOZA *et al.*, 1992; GARCÍA-PARÍS & ARNTZEN, 1997; BENAVIDES *et al.*, 2000). La mayor parte de las poblaciones de la Región de Murcia al situarse al sur del corredor de Almansa, posiblemente correspondan a esta especie tal como se indica en el mapa correspondiente, aunque estos ejemplares no han sido estudiados adecuadamente. Las citas de Cádiz incluidas en atlas previos no han sido confirmadas por nuevos registros y por lo tanto no deben considerarse. Aunque no se conoce ningún punto de contacto entre *A. o. pertinax* y *A. dickhilleni* las prospecciones deberían intensificarse en Murcia, Albacete y el suroeste de Alicante, ya que la similitud morfológica entre las larvas de ambos taxones es muy elevada, sugiriendo la posibilidad de un cierto contacto pretérito.

Especie característica de zonas de montaña, aunque casi se encuentra a nivel del mar en barrancos de la costa malagueña. Alcanza 1.800 m de altitud en Sierra Tejada y 2.000 en la Sierra de Baza. Se encuentra en las proximidades de barrancos tanto con cobertura arbórea, como pinares aclarados de *Pinus nigra* y quejigares de *Quercus faginea*, como en zonas casi sin cobertura vegetal, en sustratos predominantemente calcáreos, aunque ocasionalmente ocupa zonas de pizarras y esquistos. En general se encuentra en zonas muy accidentadas y a menudo escarpadas. Los adultos se localizan en grietas y fisuras de los barrancos, bajo piedras junto a los arroyos, fuentes y albercas y en taludes de tierra suelta al borde de caminos y carreteras. Utilizan para la reproducción los escasos puntos de agua corriente permanente que subsisten en su área de distribución, siempre con aguas limpias y claras, y ocasionalmente de fuerte corriente, y también albercas, balsas, pilones, fuentes y abrevaderos que albergan agua durante la mayor parte del año. Ocasionalmente se reproduce en medios temporales, especialmente arroyos intermitentes y fuentes, aunque generalmente ocupa medios permanentes, donde una gran proporción de larvas invertebrales (ANTÚNEZ *et al.*, 1988; MENDOZA *et al.*, 1992; MÁRQUEZ *et al.*, 1994; MÁRQUEZ & BOSCH, 1996; GARCÍA-PARÍS & ARNTZEN, 1997; BENAVIDES *et al.*, 2000; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001).



Las poblaciones de la especie se encuentran fragmentadas a nivel genético y muchas de ellas se encuentran seriamente amenazadas. Las poblaciones con mayor número de efectivos son las de las Sierras de Alcaraz, Segura y Cazorla, aunque las poblaciones periféricas se encuentran sometidas a procesos de extinción estocásticos. Las poblaciones en peligro más inmediato son las de las Sierras Penibéticas. La supervivencia de muchas de las poblaciones depende exclusivamente del mantenimiento de pilones de fuentes y abrevaderos ya que los cauces naturales



Jaime Bosch

Amplexus (apareamiento), ejemplares de la Sierra de Cazorla, Jaén.

están en muchas ocasiones sometidos a una fuerte presión por la toma de agua para consumo humano. Muchas de las estructuras de almacenamiento de agua para uso agrícola o ganadero como balsas, pilones y abrevaderos que mantienen las últimas colonias de la especie en amplias zonas, están sufriendo un proceso de abandono generalizado o son substituidas por estructuras modernas inaccesibles para los sapos. El descenso de los niveles freáticos está causando la desaparición de arroyos, fuentes y manantiales en

muchas de las poblaciones asentadas sobre sustratos calizos (MÁRQUEZ *et al.*, 1994; GARCÍA-PARÍS & ARNTZEN, 1997). Los atropellos tienen incidencia en las poblaciones del noroeste. En general la situación de la especie es preocupante en toda su escasa distribución. Las comunidades de Castilla-La Mancha y Andalucía mantienen programas de estudio y recuperación de la especie a nivel general o en zonas concretas. Las poblaciones de la Sierra de Filabres (Almería) están siendo objeto de un seguimiento detallado y de un plan de protección. En Murcia no tenemos constancia de la toma de medidas para la conservación de las poblaciones de esta especie.

Mario García-París & Jan W. Arntzen

FICHA LIBRO ROJO

Alytes dickhillenii

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU B1+2cd.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Su área de distribución está muy fragmentada, y se infiere un declive de sus poblaciones en calidad de hábitat y en número de localidades.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie con desarrollo larvario prolongado y que requiere puntos de agua casi permanentes sin peces.

Factores de amenaza: Desaparición de hábitats. Especie asociada a puntos de agua permanente donde se efectúa el largo desarrollo de sus renacuajos. Dichos puntos de agua son relativamente escasos en casi toda su distribución actual con lo que las poblaciones pueden estar muy aisladas. Además, a menudo han sido modificados para usos humanos (estanques, fuentes, abrevaderos, albercas...) y a medida que estos son abandonados o modificados con técnicas de construcción modernas, el hábitat se pierde para esta especie.

Poblaciones amenazadas: Todas sus poblaciones. Las poblaciones en peligro más inmediato son las de las Sierras de Gador y Filabres en Almería, Sierra de Baza en Granada, Sierras de Aljara y Tejada en Granada-Málaga, Sierra Mágina y Sierra de Segura en Jaén y algunas otras poblaciones aisladas en Granada (Sierras de Loja, Parapanda y Castril). Su situación es extremadamente crítica en la Comarca de los Montes, la Vega de Granada y Campo de Zafarraya, y en S^a Nevada permanece de manera residual en valles inconexos de la orla caliza del macizo (ríos Dílar y Monachil), así como en una población totalmente aislada asociada a una charca entre los términos de Güéjar-Sierra y Quéntar.

Actuaciones para su conservación:

- Conservación de poblaciones relictas de anfibios *Alytes* sp. de las Sierras Béticas. Convenio ICONA/CSIC (1991-1992) Museo Nacional de Ciencias Naturales. Responsable: Dr. G. González.
- Estudio sobre evaluación de poblaciones de mamíferos, reptiles y anfibios amenazados en Castilla-La Mancha. Bases científicas para su conservación. Convenio Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha/CSIC (1995-1997). Museo Nacional de Ciencias Naturales. Responsable: Dr. F. Palacios.
- Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía, estudio genético y ecológico de las poblaciones. Convenio Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía-CSIC. 2000-2003. Responsable: Dr. M. Tejado.
- Proyecto Consejería de Medio Ambiente de Almería, en Sierra de Filabres (2000-2001).

Otros expertos consultados: J. M. Pleguezuelos & R. Márquez.

Referencias más significativas

ANTUNEZ *et al.* (1982); ANTÚNEZ *et al.* (1988); ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS (1995); ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS (1997); BENAVIDES *et al.* (2000); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GARCÍA-PARÍS & ARNTZEN (1997); MÁRQUEZ *et al.* (1994); MÁRQUEZ & BOSCH (1996); MENDOZA *et al.* (1992); SALVADOR & GARCÍA-PARÍS (2001).

Familia *Discoglossidae*

***Alytes muletensis* (Sanchiz & Adrover, 1977). Ferreret**



Alvaro Román

Macho con puesta de huevos poco desarrollados, ejemplar de la Sierra Tramuntana, Mallorca.

El ferreret es un endemismo de la isla de Mallorca, Islas Baleares, con una distribución actual limitada a una reducida área de la Sierra de la Tramuntana. Sus ancestros colonizaron las Baleares durante el periodo Mesiniense. Es descendiente del encontrado en el Pleistoceno Medio y superior de Mallorca, el cual, a su vez proviene de *Alytes* sp. del límite del Pliocuaternario mallorquín (ALCOVER *et al.*, 1981). En Menorca vivió otra especie de ferreret (*A. talaioiticus*), que se extinguió tal vez en época romana. Actualmente presenta una distribución disyunta y relictica. Todas las localidades conocidas se reparten en un área de 12 x 15 km (5% de la superficie total de Mallorca, MAYOL & ROMÁN, 1997a). Los restos fósiles y subfósiles hallados indican que se distribuía por toda la isla antes de la llegada del hombre.

La regresión de la especie se debió históricamente a la introducción antrópica de fauna ajena a los biomas insulares. En tiempos recientes, se conoce la desaparición de algunas poblaciones debido a la construcción de embalses u otras actuaciones que disminuyen el aporte de agua a los torrentes (MAYOL & ALCOVER, 1984).

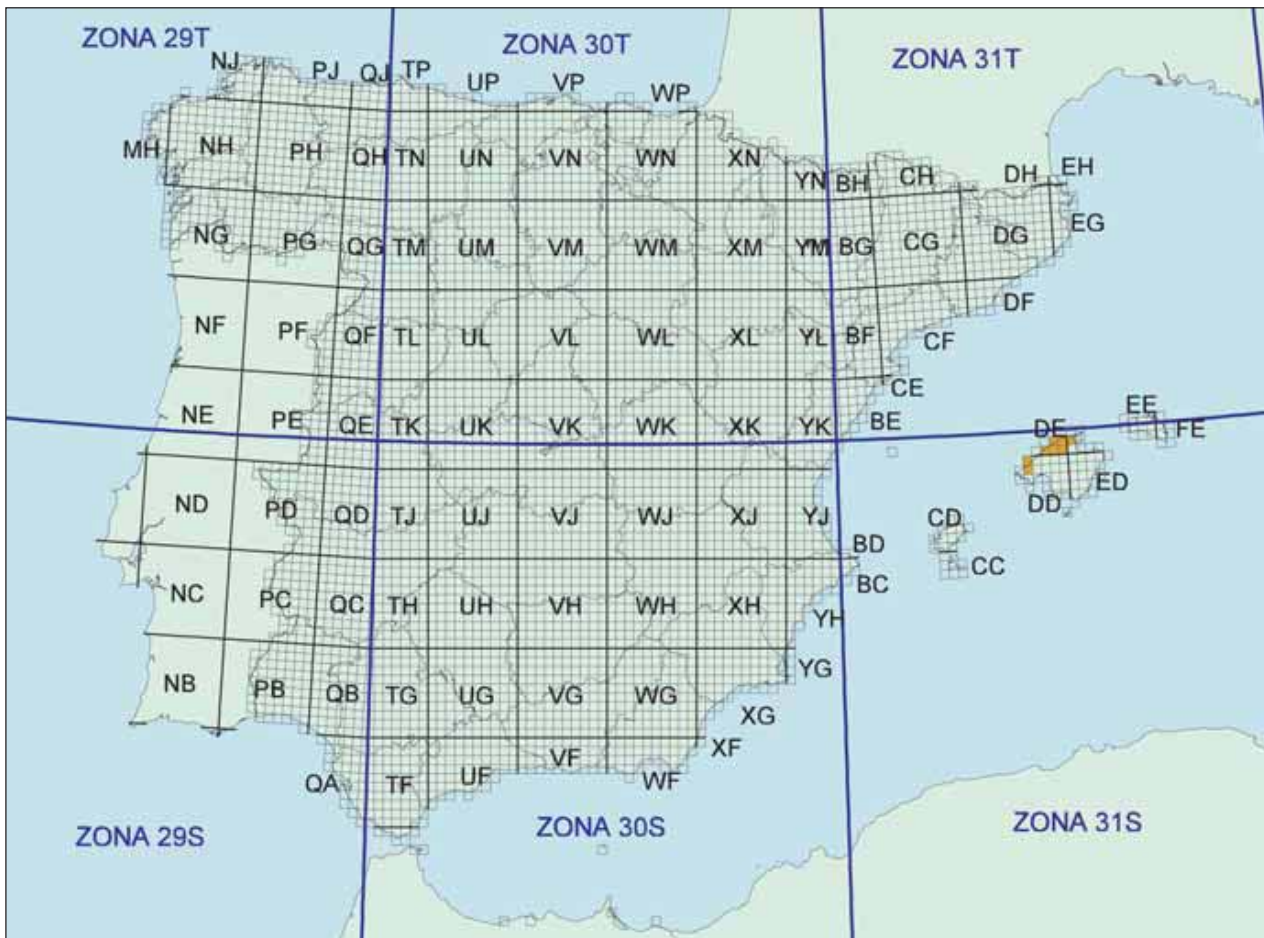
La distribución actual se explica básicamente por razones de depredación. La especie se encuentra de forma característica y mayoritariamente (12 localidades) en un único hábitat: los cañones cársticos. Este ecosistema es de difícil acceso para la mayoría de los vertebrados terrestres de la Mallorca actual.

En las cuencas habitadas por *A. muletensis*, también suelen encontrarse, en sectores más accesibles, poblaciones de *Natrix maura* y *Rana perezi*. La presión depredadora del ofidio configura el límite de distribución longitudinal de *A. muletensis* en estos cauces (ALCOVER *et al.*, 1984). *Rana perezi* compite por el espacio y depreda sobre *A. muletensis*.

En los barrancos cársticos, gracias al efecto de encajonamiento, el agua permanece almacenada en forma de pozas de forma y volumen muy variables. Aquí es donde se encuentran los renacuajos de *A. muletensis*, mientras que los adultos, gracias a la adaptación a la escalada, pasan la mayor parte del tiempo en el interior de pequeñas grietas de las paredes calcáreas.

Un segundo grupo de poblaciones (3 localidades) se encuentran en puntos de agua aislados en áreas abiertas de montaña, vinculadas a receptáculos de origen antrópico (abrevaderos, aljibes, etc., ROMÁN & MAYOL, 1995) y siempre en cuencas en las que existen poblaciones en barrancos.

Está en curso de aplicación un programa de conservación de la especie, continuación del plan de recuperación (1991-1997) (CRIADO & MEJÍAS, 1991), basado en la protección de localidades y la exten-



sión corológica a partir de ejemplares criados en cautividad, promovido por el Gobierno Balear. Bajo el programa de liberación de ejemplares se ha llevado a cabo la reintroducción de la especie con éxito en 10 localidades (identificadas con un asterisco). La distribución de la especie en las cuadrículas EE01, DD59 y DD58 tiene un carácter exclusivamente artificial y en el resto hay poblaciones fruto de la reintroducción y otras de carácter natural en número variable. Periódicamente se realizan prospecciones, de cuyos resultados se deduce que es conocido entre el 95% y el 98% de la población global.

La especie se distribuye entre 10 y 850 metros de altitud.

La reducción histórica de la extensión de presencia y del área de ocupación de la especie (cifrada en un 97,5%) ha supuesto una reducción concomitante del área, extensión y calidad del hábitat, del número de localidades o poblaciones y de individuos adultos (MEJÍAS & AMENGUAL, 2000). El incremento poblacional y de distribución de la especie, resultado del plan de recuperación, se considera insuficiente para garantizar su continuidad como elemento estable de la fauna balear sin requerir acciones específicas sobre la población o el biotopo.

Los principales factores de amenaza sobre la especie son los siguientes: reducción del área de ocupación histórica de la especie, depredación, riesgo de inviabilidad poblacional, degradación de hábitats, reducción de la capacidad de carga de los torrentes y alteración antrópica de las cuencas.

Se proponen las siguientes medidas para su conservación: seguimiento anual de todas las poblaciones, restauración del hábitat, seguimiento y control de poblaciones de depredadores, creación de nuevos puntos de agua en condiciones óptimas para reintroducción, divulgación y potenciación de las líneas prioritarias de investigación aplicables a la conservación de la especie (demografía, depredación, dinámica de poblaciones, etc).

Álvaro Román

FICHA LIBRO ROJO

Alytes muletensis

Categoría mundial UICN: En peligro crítico CR B1+2bc.

Categoría España y criterios: En peligro crítico CR B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: B1: su área de ocupación es de menos de 10 km² y sus poblaciones (24) están severamente fragmentadas. B2: Se conoce un declive continuado en área de distribución, área de ocupación, calidad del hábitat, y número de subpoblaciones.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular con distribución relictica y con desarrollo larvario prolongado y que requiere puntos de agua casi permanentes.

Factores de amenaza: Muy vulnerable a la presencia de depredadores (culebra viperina). Poblaciones fragmentadas. Escasez de puntos de aguas permanentes, destrucción de algunos de estos puntos de agua modificados por el hombre, reducción de la capacidad de los torrentes.

Poblaciones amenazadas: Todas sus poblaciones.

Actuaciones para su conservación: Proyecto Life (1973/92/11-13) con cría en cautividad, Pla de recuperació del ferreret (*Alytes muletensis*) (1993-97): *Direcció General de Desenvolupament Rural i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear, Direcció General de Desenvolupament Rural i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Pla de conservació del ferreret (desde 1997) Direcció General de Biodiversitat. Conselleria de Medi Ambient. Govern Balear.* Se ha creado una asociación para la recuperación del Ferreret: Fons Ferreret.

Otros expertos consultados: J. Muntaner.

Referencias más significativas

ALCOVER *et al.*, (1981); ALCOVER *et al.*, (1984); ALOMAR & REYNES (1992); BUSH *et al.*, (1996); BUSH (1993, 1996, 1997); BUSH & BELL (1997); CORBETT *et al.*, (1985); CRIADO & MEJÍAS (1991); LEA *et al.*, (2000); MARTÍNEZ-RICA *et al.*, (1984a, 1984b); MAYOL & ALCOVER (1981, 1984); MAYOL & ROMÁN (1997); MEJÍAS & AMENGUAL (2001); ROMÁN (1993, 1995); ROMÁN & MAYOL (1995, 1997); SANCHIZ & ADROVER (1977); SANCHIZ & ALCOVER (1982); TONGE & BLOXAM (1989).

Familia *Discoglossidae****Alytes obstetricans* (Laurenti, 1768). Sapo partero común***Tòtil* (cat.), *Txantxiku arrunta* (eusk.), *Sapiño comadrón* (gal.)

Albert Montori

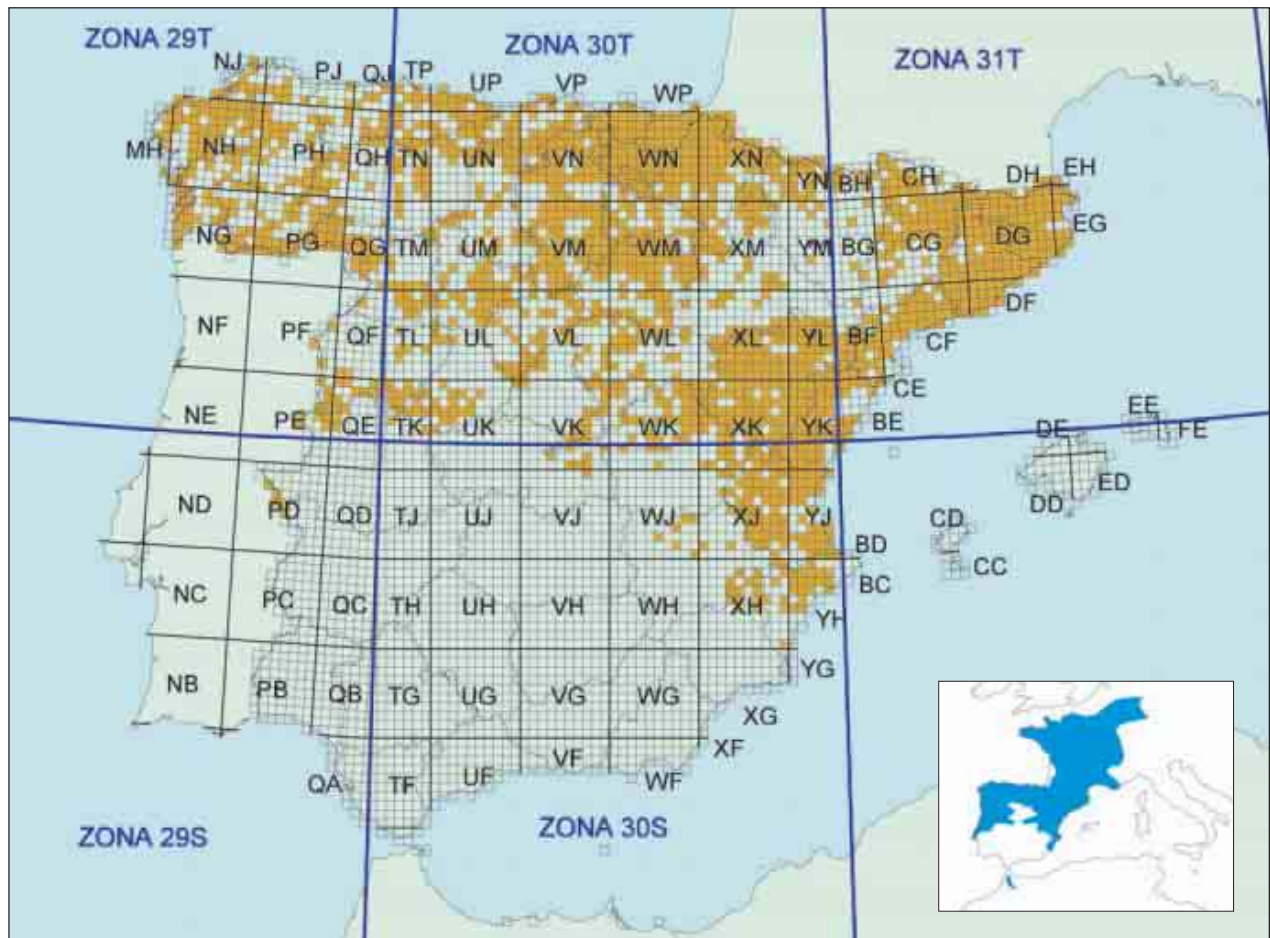
Macho con huevos en avanzado estado de desarrollo, ejemplar de Barcelona.

Especie fundamentalmente europea, está presente en el oeste de Alemania, una pequeña parte de Holanda, norte de Suiza, sur de Bélgica, Luxemburgo, prácticamente toda Francia y gran parte de la Península Ibérica, alcanzando el norte de Marruecos en las montañas del Rif y Atlas Medio. Estudios genéticos aún inéditos indican que la subespecie del norte de África denominada *A. o. maurus* puede ser elevada a categoría de especie en breve.

Falta en Canarias y Baleares, encontrándose en Mallorca su congénere *A. muletensis*. En la Península Ibérica está bien distribuido y puede considerarse abundante en el tercio norte, desde Galicia a Cataluña, siendo más escaso en Zaragoza y sur de Huesca. En el centro peninsular su distribución es más o menos continua desde Portugal a Valencia, siendo sólo relativamente abundante en ambos extremos, poco frecuente en Madrid, y faltando prácticamente en Cáceres, casi todo Toledo y sur de Cuenca. En el tercio sur peninsular está ausente salvo en el este, donde ocupa todo Alicante, noreste de Albacete y norte de Murcia, ocupando *A. dickhilleni* los sistemas montañosos del sureste.

En España existen cuatro subespecies mal delimitadas geográficamente, con amplias zonas de transición y posiblemente hibridación. *A. o. obstetricans* llegaría a España por Navarra ocupando la Cordillera Cantábrica. *A. o. almogavarii* ocupa toda Cataluña, posiblemente todo Aragón y una amplia franja de Castilla-La Mancha llegando a Guadalajara y posiblemente al norte de Madrid. *A. o. boscai* ocuparía el centro y norte de Portugal, Galicia, Zamora, Salamanca y núcleos aislados del Sistema Central occidental (Sierras de Gredos, Béjar, Francia y Gata), extendiéndose en poblaciones dispersas por toda la meseta norte hasta contactar con *A. o. obstetricans* en las estribaciones de la Cordillera Cantábrica y con *A. o. almogavarii* en el Sistema Ibérico sur (GARCÍA-PARÍS, 1995). Por último, *A. o. pertinax* ocuparía la costa mediterránea española, limitando al norte con el Ebro y zonas próximas de Tarragona, al sur con las Sierras de Mariola y Petrel y norte de Murcia y Albacete, y hacia el interior se extendería por el sur del Sistema Ibérico y algunas sierras de Castilla-La Mancha llegando al este de Toledo, sur de Guadalajara y sureste de Madrid (GARCÍA-PARÍS & MARTÍNEZ-SOLANO, 2001).

La especie se distribuye principalmente por zonas de alta pluviosidad salvo en Cataluña y Comunidad Valenciana. En zonas menos lluviosas aparece fundamentalmente en sistemas montañosos o en zonas con sustratos impermeables, pero también de forma relictica en zonas secas y en ocasiones semiáridas. En cualquier caso, su largo desarrollo larvario condiciona su presencia a zonas con puntos de agua de larga duración, muchas veces de origen antrópico, como pilones, fuentes o albercas de riego. Ocupa por tanto multitud de hábitats, tanto en terrenos silíceos, calizos o arcillosos, desde áreas de montaña o encinares hasta zonas de cultivo, huertas o áreas urbanas. Aparece desde el nivel del mar hasta los 2.400 m en Pirineos.



El mapa adjunto probablemente refleja su distribución real actual y pasada, aunque con seguridad y sobre todo en zonas más secas se han producido y se producen frecuentes extinciones locales fundamentalmente por transformaciones del medio. Las citas de otras zonas, fundamentalmente Sierra Morena y norte de Badajoz, son probablemente errores de identificación con larvas de *A. cisternasii* o adultos de *A. obstetricans* con sólo dos tubérculos palmares.

Presenta una estrecha zona de simpatría con *A. cisternasii*, fundamentalmente en Zamora y Sierra de Sao Mamede (Portugal) pero también en pequeñas áreas de León, Salamanca, Segovia o Guadalajara. Sin embargo, sólo en contadas ocasiones existe simpatría estricta ya que en general existe una clara segregación altitudinal y por tipos de medio, ocupando en estas zonas las partes altas, más húmedas y rocosas, mientras que *A. cisternasii* ocupa las zonas bajas, más secas y con suelos más arenosos.

A. obstetricans es una especie no amenazada en la zona norte de su distribución, donde todavía resulta frecuente. Además, la especie es altamente tolerante a las alteraciones del medio, colonizando incluso zonas recién alteradas. Sin embargo, al sur de su distribución la especie se encuentra fuertemente amenazada por la alteración o destrucción de los puntos de agua empleados en su reproducción: descenso del nivel freático, pérdida de los usos tradicionales del agua en agricultura y ganadería, abandono de fuentes, canalización de arroyos, etc.

Por otro lado, en algunas zonas los adultos sufren atropellos frecuentes en las carreteras, y en zonas de alta montaña la introducción de peces acaba con sus larvas. Además, recientemente la especie ha sido objeto de los únicos dos casos descritos en la Península Ibérica de mortandades masivas asociadas a enfermedades emergentes. En 1992 y 1994 se produjeron mortalidades en masa de larvas y recién metamórficos en el ibón de Piedrafita (Pirineo oscense) que fueron atribuidas a la bacteria *Aeromonas hydro-*

phila (MÁRQUEZ *et al.*, 1995), aunque probablemente fueron motivadas en última instancia por ranavirus. En otra población de alta montaña, esta vez en el Sistema Central madrileño, se ha producido recientemente el primer y único brote de quitridiomycosis de Europa (BOSCH *et al.*, 2001), una enfermedad fúngica que está provocando extinciones masivas de poblaciones y especies en todo el mundo, y que ha exterminado casi completamente toda la población afectada.

Las medidas de conservación para la especie pasarían por el correcto mantenimiento, y eventualmente la creación, de puntos de agua permanentes en toda la zona sur de su distribución. Además, se hace necesario el seguimiento detallado de sus poblaciones que alerte de otros casos de declives e indique la posible dispersión de las enfermedades aparecidas recientemente.



Mario García-París

Macho con huevos en avanzado estado de desarrollo, ejemplar de Benicassim, Castellón.

Jaime Bosch

FICHA LIBRO ROJO

Alytes obstetricans

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

A. o. boscai Casi Amenazada NT

A. o. almogavari Casi Amenazada NT

A. o. obstetricans Casi Amenazada NT

A. o. pertinax Vulnerable VU A2ac

Justificación de los criterios: La subespecie *A. o. pertinax* tiene poblaciones muy aisladas y de pequeño tamaño algunas de las cuales se han extinguido en los últimos años. Dada la actual tendencia, es razonable suponer una desaparición de al menos el 20% de las poblaciones en los próximos años.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie con desarrollo larvario prolongado y que requiere puntos de agua casi permanentes sin peces. Alta susceptibilidad ante enfermedades emergentes.

Factores de amenaza: Destrucción de puntos de agua permanentes para el prolongado desarrollo larvario. Contaminación. Introducción de peces (salmónidos). Mortandades por enfermedades emergentes. Atropellos en algunos puntos.

Poblaciones amenazadas: La población de Peñalara (Sierra de Guadarrama) ha sufrido una disminución radical de sus efectivos en 1997, 1998 y 1999 a causa de una infección fúngica (BOSCH *et al.* 2001) y en la del Ibón de Piedrafita (Valle de Tena, Huesca) se han observado mortandades masivas de renacuajos en dos ocasiones posiblemente relacionadas con infecciones bacterianas (MÁRQUEZ *et al.* 1995). La supervivencia de la población de la Clerecía (centro histórico de Salamanca) es dudosa.

La nueva subespecie, es decir las poblaciones del Centro de la Península: Madrid, Toledo (La Guardia, Ocaña, Lillo), y Levante tienen una situación vulnerable por su aislamiento con amplias zonas muy secas entre ellas y a menudo por la dependencia de puntos de agua modificados por el hombre (GARCÍA-PARÍS & MARTÍNEZ-SOLANO 2001).

Actuaciones para su conservación: Proyectos Comunidad Autónoma de Madrid en el Parque Natural de Peñalara (1999-2000 Agencia de Medio Ambiente y 2001-2002 Dirección General de Investigación).

Otros expertos consultados: R. Márquez, L.J. Barbadillo & Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS (1995); BOSCH *et al.* (2001); GARCÍA-PARÍS (1995); GARCÍA-PARÍS & MARTÍNEZ-SOLANO (2001); HERNÁNDEZ *et al.* (1993); MÁRQUEZ & BOSCH (1995); MÁRQUEZ *et al.* (1995).

Familia *Discoglossidae*

Discoglossus galganoi Capula, Nascetti, Lanza, Bullini & Crespo, 1985.
Sapillo pintojo ibérico

Apo pintatu iberiarra (eusk.), *sapiño pintojo* (gal.)



Rafael Márquez

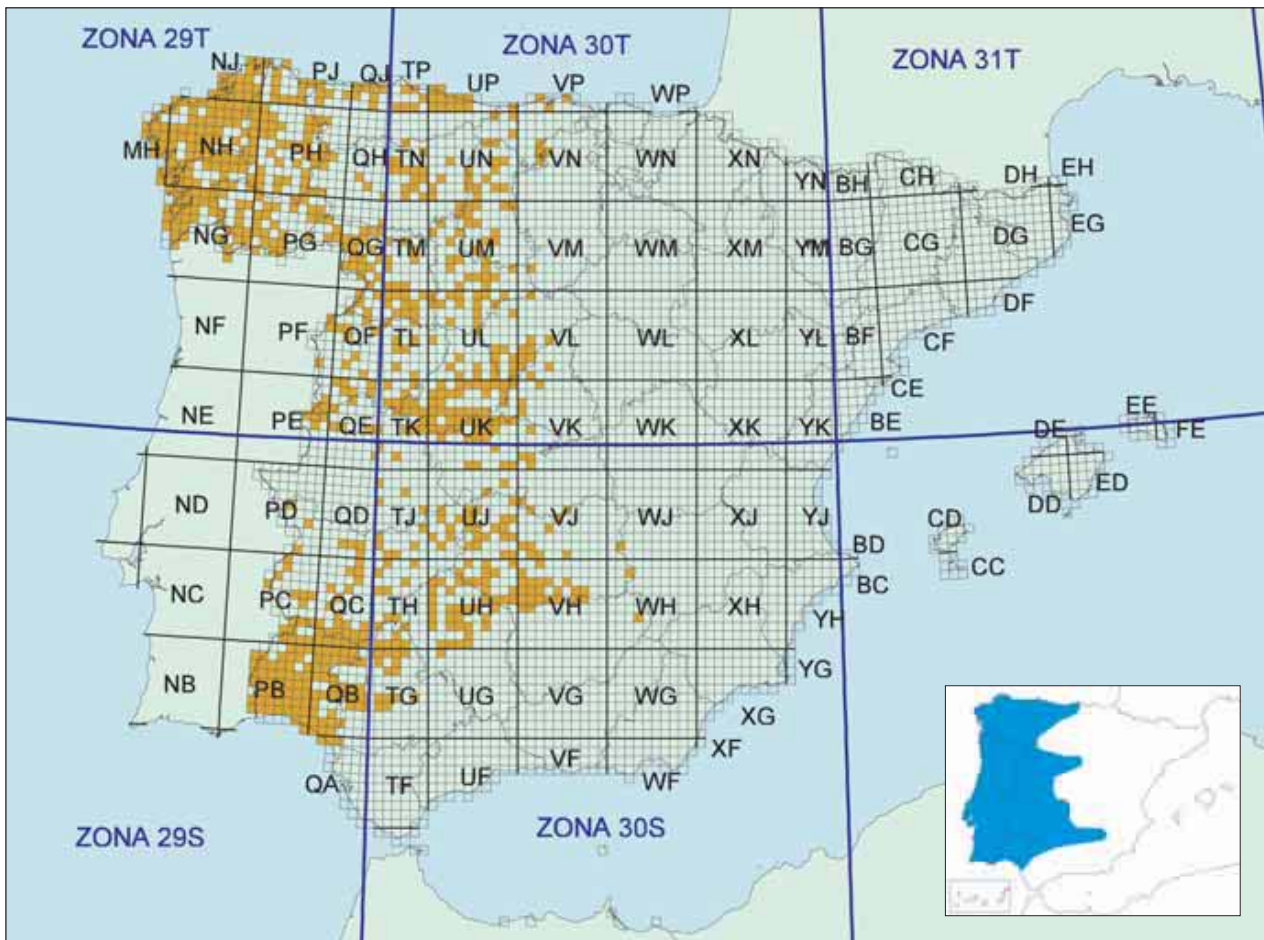
Dos ejemplares de diseño diferente, Mérida, Extremadura.

Endemismo ibérico cuya distribución mundial comprende Portugal y la mitad occidental de la España peninsular. En la mitad norte de la Península Ibérica está presente en Galicia, la mayor parte de la cornisa cantábrica (donde su presencia es cada vez más puntual en sentido oeste-este, faltando en el País Vasco), y el norte y oeste de Castilla y León (provincias de León, Zamora y Salamanca). En Segovia posiblemente se hallan presentes las dos especies de *Discoglossus*; de manera preliminar se han asignado a *D. galganoi* sólo las poblaciones localizadas en el entorno de la Sierra del Guadarrama. Las citas de Palencia y Valladolid se han asignado tentativamente a esta especie, aunque por el momento esta información no ha sido corroborada con datos moleculares. Más al sur, existen poblaciones en Ávila, Extremadura, oeste de Madrid, Toledo (excepto las poblaciones localizadas en el extremo este de la provincia (Montes de Toledo) y Ciudad Real, así como en Andalucía occidental (Huelva y la parte de las provincias de Sevilla y Córdoba situada al norte de la cuenca del Río Guadalquivir, que sirve de límite natural de distribución entre las dos especies a lo largo de casi todo su recorrido) (GARCÍA-PARÍS, 1997; GALÁN, 1999a; GARCÍA-PARÍS & JOCKUSCH, 1999; SCV, 2001).

En general, el mapa refleja de manera adecuada la presencia de la especie sobre el territorio. En este sentido, la escasez de citas en la cordillera cantábrica oriental refleja probablemente de manera fiel la situación de la especie en esta zona, que de acuerdo con datos paleontológicos y genéticos parece haber sido colonizada recientemente por la especie.

La mayor parte de las citas corresponden a observaciones realizadas entre 300 y 900 metros de altitud. Sin embargo, ha sido citada desde el nivel del mar en Huelva, Asturias y Galicia hasta 1.940 m en Piedrahita, en la provincia de Ávila.

En una escala geográfica amplia, la especie está presente sobre substratos silíceos o metamórficos, dominantes en el oeste peninsular. Generalmente se encuentra en zonas abiertas como praderas y pastizales encharcados o zonas aclaradas en linderos de bosques. Casi siempre ocupa masas de agua estancada de escasa entidad (pequeñas charcas, cunetas encharcadas, etc.) pero también emplean medios artificiales como fuentes y acequias. Cuando están presentes en cursos de agua (permanentes o temporales), suelen escoger las zonas más remansadas o de menor profundidad. En casi todos los casos



se encuentran próximos al agua, asociados a la presencia de abundante vegetación herbácea donde buscan refugio.

Presenta poblaciones abundantes en la mayor parte de su área de distribución, exceptuando quizás en el límite nororiental. Las principales amenazas que presenta la especie derivan de la alteración y destrucción de los medios acuáticos en que se desarrolla. En muchas ocasiones se ha observado la presencia del cangrejo americano *Procambarus clarkii*, depredador de huevos y larvas de anfibios, en masas de agua temporales como las que usa la especie para reproducirse (MARTÍNEZ-SOLANO & BOSCH, 2001).



Ejemplar de Candeleda, Ávila.

Miguel Lizana

Íñigo Martínez-Solano

FICHA LIBRO ROJO

Discoglossus galganoi

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Los adultos son de hábitos muy acuáticos. Toleran muy bien la presencia humana; en muchas ocasiones se reproducen en los alrededores de medios artificiales como los pilones de fuentes y abrevaderos. Es necesario aclarar su distribución. Se desconoce actualmente el estatus específico de las poblaciones de algunas regiones (Navarra, País Vasco, parte de Castilla y León... –ver textos–). Pueden corresponder a *D. galganoi* o a *D. jeanneae*.

Factores de amenaza: Destrucción y alteración de hábitat. Introducción de cangrejos.

Población amenazada: Alpedrete y Casa de Campo, Madrid.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & M. García-París.

Referencias más significativas

BALADO *et al.* (1995); CAPULA *et al.* (1985); GALÁN (1999a); GARCÍA-PARÍS (1997); GARCÍA-PARÍS & JOCKUSCH (1999); MARTÍNEZ-SOLANO & BOSCH (2001); MARTÍNEZ-SOLANO *et al.* (2002); REY *et al.* (1994a, 1994b); S.C.V. (2000).

Familia *Discoglossidae***Discoglossus jeanneae Busack, 1986. Sapillo pintojo meridional***Hoeglaldeko apo pintatua* (eusk.)

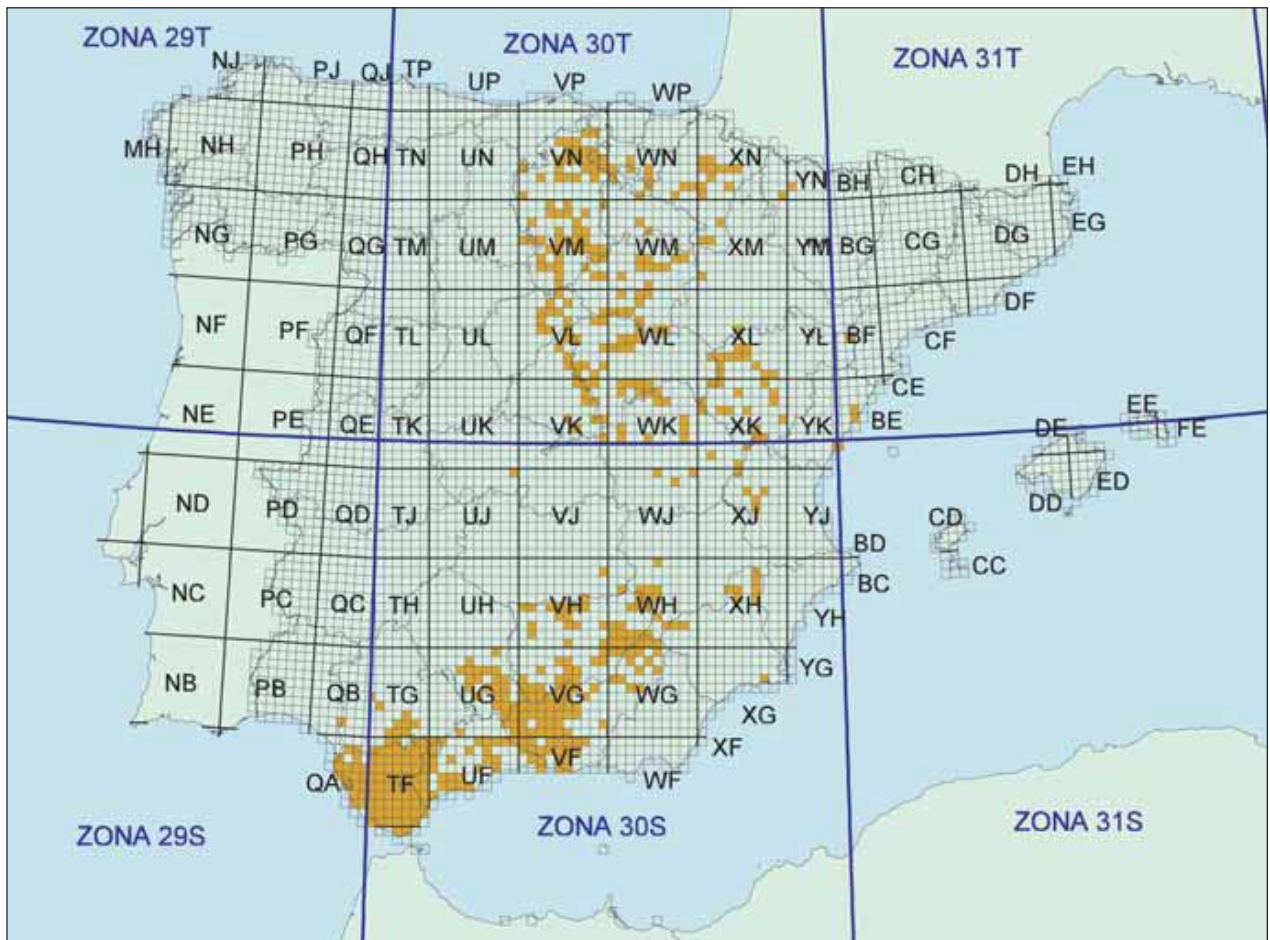
Íñigo Martínez Solano

Ejemplar de Carabaña, Madrid.

Endemismo ibérico cuya distribución mundial comprende la mitad oriental de la España peninsular. En la Península Ibérica ocupa Andalucía al sur del Guadalquivir (parte de las provincias de Córdoba y Sevilla, además de Málaga, Granada y Almería), la región oriental de Castilla-La Mancha (porción oriental de los Montes de Toledo, Cuenca, Albacete y Guadalajara), Murcia, Comunidad Valenciana, este de Castilla y León (Soria y la mayor parte de Burgos), La Rioja, el este de Madrid y todo Aragón hasta el pie de los Pirineos en Jaca (BUSACK, 1977; BEA, 1985a; BUSACK, 1986; PLEGUEZUELOS & MORENO, 1990; ASTUDILLO *et al.*, 1993; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; BARBERÁ *et al.*, 1999; LACOMBA & SANCHO, 1999; FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000). Aparentemente, los límites de su distribución con *D. galganoi* coinciden con la zona de contacto entre substratos geológicos metamórficos o silíceos con los substratos calizos característicos de la mayor parte del este peninsular. Debido a la falta de criterios morfológicos para asignar las especies de *Discoglossus* a *D. galganoi* o *D. jeanneae*, se ha optado por emplear marcadores moleculares; en aquellos casos en que no se ha podido obtener este tipo de información, las citas han sido atribuidas a una u otra especie de manera provisional y en base a inferencias a partir de la información disponible para las restantes poblaciones. Este es el caso de parte de las citas de las provincias de Burgos, Córdoba, Segovia, Toledo y Jaén, así como la totalidad de las citas de la provincia de Álava y las de las comunidades de Navarra y La Rioja, que han sido incluidas en *D. jeanneae* de forma preliminar.

En general, la especie es más abundante en el sur de su área de distribución siendo su presencia cada vez más puntual hacia el Norte y el Este. El extremo lo constituyen las poblaciones de Castilla-La Mancha oriental, Comunidad Valenciana, Navarra y Aragón, aisladas en ocasiones por decenas de kilómetros de distancia unas de otras. En estas regiones la escasez de citas refleja probablemente de manera adecuada la escasa presencia de la especie, si bien en las provincias de Zaragoza y Huesca un mayor esfuerzo de prospección quizás podría revelar una extensión de presencia más amplia de la que refleja el mapa de distribución.

La especie está presente en substratos calizos o yesíferos, en general en zonas abiertas o en las proximidades de pinares o sabinars. Como *D. galganoi*, suele ocupar masas de agua estancada de escasa entidad, si bien en este caso la menor disponibilidad de agua que caracteriza las áreas donde está presente *D. jeanneae* los hace depender más de los medios de reproducción artificiales, especialmente fuentes, alber-



cas, acequias o abrevaderos. También se encuentran en manantiales y cursos de agua de escasa entidad y casi siempre temporales.

Se ha citado en un amplio intervalo altitudinal, existiendo citas desde el nivel del mar (10 m en Cádiz) hasta más de 2.000 metros en Sierra Nevada. Alcanza 1.500 metros en la Sierra de Gúdar, 1.260 metros en la Serranía de Cuenca, y 1.250 metros en las estribaciones de la Sierra del Guadarrama en Segovia.



I. Martínez-Solano

Ejemplar de Ronda. Málaga

La especie puede considerarse amenazada en gran parte de su área de distribución, exceptuando la mayor parte de las poblaciones de Andalucía occidental. En la Comunidad Valenciana la especie está presente de manera muy puntual; además, poblaciones costeras como las de Alicante y Castellón probablemente se han extinguido recientemente (SANCHO, 2000). Las amenazas son similares a las que sufre la mayor parte de los anfibios ibéricos, es decir, alteración y destrucción directa de hábitats. En particular,

la sobreexplotación de acuíferos y la contaminación por vertido de productos fitosanitarios son problemas especialmente relevantes debido a que reducen la ya de por sí limitada disponibilidad de medios acuáticos favorables para la reproducción de la especie. No se ha detectado diferenciación a nivel de ADN mitocondrial (citocromo b y ND4) entre las poblaciones de la especie (GARCÍA-PARÍS & JOCKUSCH, 1999; MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, 2002), un claro indicio de que la interrupción del flujo génico entre estas poblaciones tiene que haber ocurrido hace relativamente poco tiempo, lo que implicaría la existencia de una extinción reciente a gran escala de poblaciones de la especie en la porción oriental de su área de distribución que habría dado lugar al actual aislamiento geográfico entre poblaciones.

FICHA LIBRO ROJO

Discoglossus jeanneae

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

Justificación de los criterios: En la mayor parte del área de distribución de la especie, las poblaciones se encuentran muy fragmentadas y cuentan con escasos efectivos.

Características biológicas relevantes para su conservación: Los adultos son de hábitos muy acuáticos y la disponibilidad de puntos de agua en su área de distribución es discontinua e imprevisible. Se desconoce actualmente el estatus específico de las poblaciones de algunas regiones (Navarra, País Vasco, parte de Castilla y León... –ver textos–). Pueden corresponder a *D. galganoi* o a *D. jeanneae*.

Factores de amenaza: Destrucción y alteración de hábitat en general. La disponibilidad natural de puntos de agua es baja, los puntos de agua están a menudo modificados para usos humanos, y estas modificaciones pueden impedir la reproducción de esta especie. Introducción del cangrejo rojo americano.

Poblaciones amenazadas: Las siete poblaciones de Aragón requieren atención por su gran aislamiento (Martínez-Rica, 1983; Falcón & Clavel Pardo, 1987; García-París & Jockusch, 1999). Vulnerable en la Comunidad Valenciana (Comarca de Utiel/ Requena, Valencia; Pla de Corrals, Sancho, 2000). En el Este de la Comunidad de Madrid y en Guadalajara, Cuenca, este de Toledo, norte de Albacete y en todo Aragón, la mayoría de las poblaciones dependen del mantenimiento de fuentes y manantiales. Las poblaciones en parques urbanos de Madrid también están amenazadas (Parque del Oeste, Parque del Capricho, García-París, 1985).

Actuaciones para su conservación: Comunidad autónoma Andaluza, proyecto: Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía, estudio genético y ecológico de las poblaciones. Convenio Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía-CSIC. 2000-2003. Responsable Dr. M. Tejedo (Estación Biológica de Doñana).

Íñigo Martínez-Solano & Mario García-París

Referencias más significativas

ASTUDILLO *et al.* (1993); BARBERÁ *et al.* (1999); BEA (1985a); BLANCO *et al.* (1995); BUSACK (1977, 1986b); FALCÓN & CLAVEL-PARDO (1987); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GARCÍA-PARÍS (1985), GARCÍA-PARÍS & JOCKUSCH (1999); GOSÁ & BERGERANDI (1994); LACOMBA & SANCHO (1999); MARTÍNEZ-SOLANO *et al.*, (2002); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); SANCHO (2000).

Familia *Discoglossidae*

Discoglossus pictus (Otth, 1837). Sapillo pintojo mediterráneo

Granota pintada (cat.)



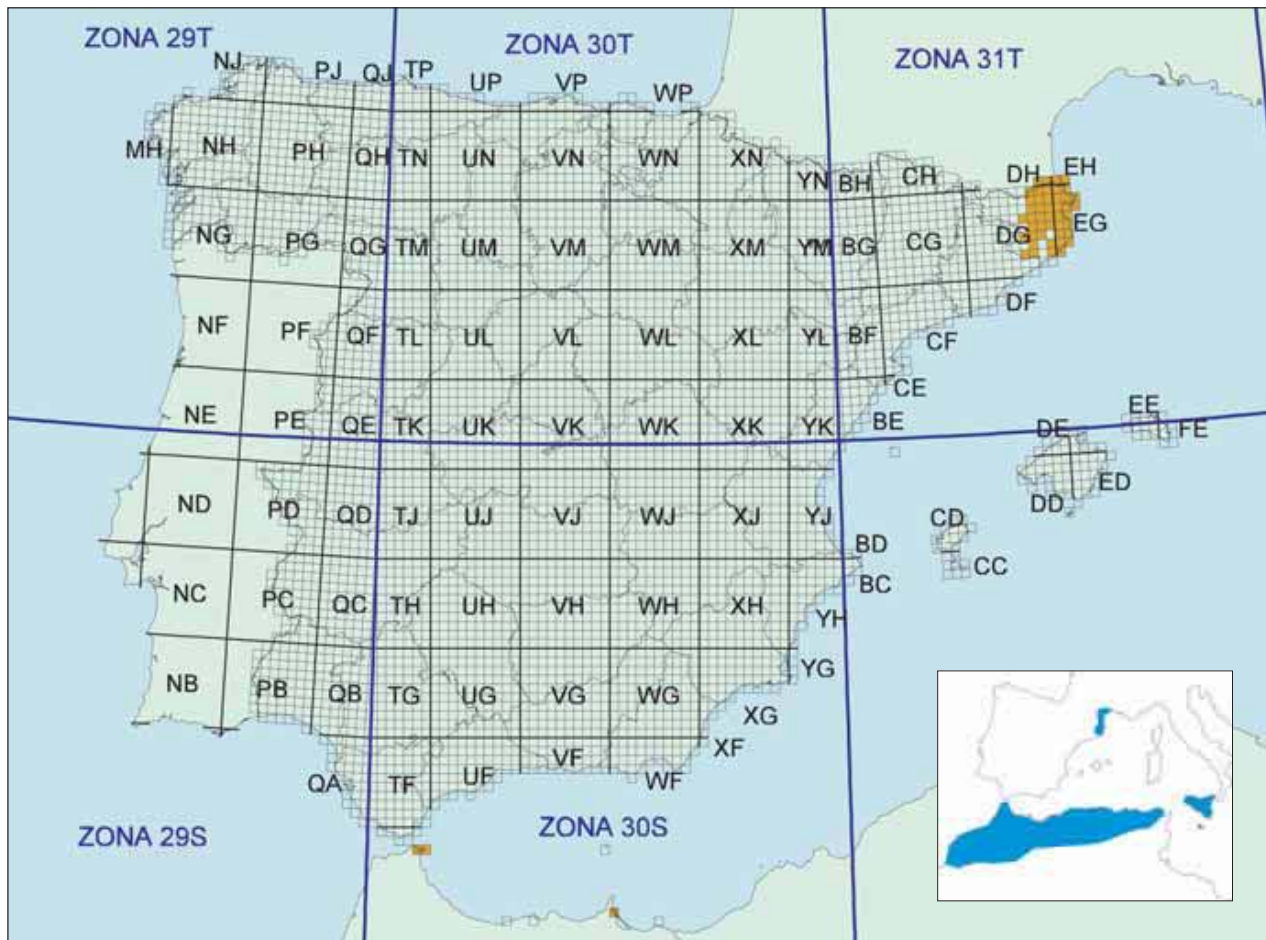
Albert Montoni

Ejemplar de Riudarenes, Girona.

El sapillo pintojo mediterráneo se distribuye por el norte de África (Marruecos, Argelia y Tunicia, 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 es muy reducida, circunscribiéndose exclusivamente a un área en el noreste de la Península Ibérica (Cataluña) y el sur de Francia (GENIEZ & CHEYLAN, 1987; LLORENTE *et al.*, 1995, 1997; BARBADILLO *et al.* 1999; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001). El origen de la especie se ha de buscar en la microplaca norteafricana-siciliana no pudiéndose explicar su presencia en la Península Ibérica y sur de Francia más que por una introducción muy reciente. Todos los datos disponibles indican que esta especie fue introducida a finales del siglo XIX o a principios del XX en la zona francesa de Banyuls de la Marenda (KNOEPFFER, 1992; LANZA, 1989). La primera cita corresponde a Wintrebert y está datada en el año 1906. Posteriormente esta especie se extendió por la parte francesa hacia el norte por el departamento de Pirineos Orientales llegando a Narbona, en 1979 así como a otras localidades de los departamentos del Aude y del Hérault. Hacia el Sur penetró en la Península extendiéndose de modo más notable que hacia el Norte. La subespecie de sapillo pintojo meridional presente en la Península Ibérica y el sur de Francia corresponde a *Discoglossus pictus auritus* siendo muy probable su introducción a partir de ejemplares provenientes de poblaciones de Argelia. Este dato ha sido confirmado recientemente mediante análisis moleculares (Íñigo MARTÍNEZ-SOLANO, com. pers.).

La distribución ibérica es reducida encontrándose esta especie únicamente en la provincia de Girona y concretamente en las comarcas de l'Alt y Baix Empordà, el Plà de l'Estany, el Gironès y recientemente en la de la Selva, donde se ha constatado su presencia que se va ampliando a nuevas localidades (FÉLIX & GRABULOSA, 1980; VIVES-BALMAÑA, 1990; BEA *et al.*, 1994; LLORENTE *et al.*, 1995). La distribución señalada en el mapa refleja la realidad, tanto en su distribución como en su abundancia ya que no se encuentran vacíos dignos de mención. Las citas reflejadas en bibliografía relativamente antigua donde se señala la presencia de esta especie en lugares muy apartados de su actual distribución deben considerarse como erróneas (Olesa de Montserrat y Cubelles), errores de clasificación (Castellón y Alicante) o ejemplares escapados de cautividad (Bellatera, en la provincia de Barcelona).

El sapillo pintojo mediterráneo se distribuye principalmente por zonas de baja altitud (una media de 52 m), de relieve moderado o bajo, que abarcan desde el nivel del mar hasta los 500 m. En su área de dis-



tribución se registran unos valores de pluviosidad anual medios o altos (de 600 a 900 mm) y con temperaturas comprendidas entre los 14 y 15°C (LLORENTE *et al.*, 1995, 1997).

Al tratarse de una especie de introducción reciente y actualmente en expansión es difícil realizar consideraciones sobre sus límites biogeográficos y sus limitaciones ecológicas. Ocupa biotopos claramente mediterráneos localizándose tanto en marismas como en encinares, alcornoques, bosques de ribera, choperas y prados. La cantidad de cobertura arbórea no limita su presencia, aunque prefiere el sustrato herbáceo con arbolado disperso. Siempre se encuentra en las proximidades del agua frecuentemente en charcos, zonas inundadas de diversa índole, charcas y márgenes de cursos de agua de diferente caudal. Resiste muy bien el agua salobre pudiéndose encontrar en la misma costa. Las larvas se desarrollan en



Ejemplar de La Jonquera, Girona

I. Martínez-Solano

cualquier punto de agua, siempre que sean de corriente lenta. Así se pueden encontrar tanto en acequias como en canales de riego, riachuelos charcas naturales e, incluso, en charcos formados por agua de mar que, evidentemente, presentan alta salinidad.

Las poblaciones de sapillo pintojo mediterráneo en su distribución peninsular son abundantes y, puntualmente, presentan altas densidades. Se trata de una especie en expansión, constatándose este proceso, de manera lenta pero constante, a lo largo del tiempo. Siendo una especie con unos requerimientos ecológicos poco estrictos y capaz de aprovechar muy bien las alteraciones humanas del medio, siempre que se conserven los medios acuáticos, no es de extrañar este proceso de expansión. De todas formas el avance se realiza en una amplia franja que ocupa unos 50-60 km de anchura desde la costa catalana. Es de esperar el aumento de nuevas citas a lo largo del tiempo en lugares adecuados situados más al sur de su distribución actual. Es previsible, dadas las condiciones ecológicas de su distribución actual que la expansión se detenga hacia la mitad de la provincia de Tarragona donde las condiciones ambientales, más secas, no le sean tan favorables.

Desde el punto de vista de conservación no se han detectado problemas, ni en la especie, ni en los ambientes naturales que ocupa que puedan afectar a su estatus actual. (ver por ejemplo, BARBADILLO *et al.*, 1999).

Gustavo A. Llorente, Albert Montori, Xavier Santos & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Discoglossus pictus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Los adultos son de hábitos muy acuáticos. La subespecie que se encuentra en Ceuta y Melilla es *D. Pictus scovazzi* y no *D. Pictus autus* que es la que se encuentra en la Península.

Factores de amenaza: Especie en expansión en el sur de su distribución en Cataluña. No plantea ninguna problemática en cuanto a su conservación. Es abundante en el Norte de África y se halla en Ceuta y Melilla. No presenta allí problemas de conservación.

Otros expertos consultados: F.J. Martínez Medina (Norte de África).

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BEA *et al.* (1994); FÈLIX & GRABULOSA (1980); GENIEZ & CHEYLAN (1987); KNOEPFLER (1962); LANZA *et al.* (1986); LANZA (1989); LLORENTE *et al.* (1997); LLORENTE *et al.* (1995); SALVADOR & GARCÍA PARÍS (2001); VIVES-BALMAÑA (1990).

Familia *Pelobatidae*

Pelobates cultripes (Cuvier, 1829). Sapo de espuelas

Gripau d'esperons (cat.), *apo ezproidun arrunta* (eusk.), *sapo de esporóns* (gal.)



Miguel Lizana

Ejemplar de Cáceres, Extremadura.

Su distribución mundial se limita exclusivamente a la Península Ibérica y a las costas mediterránea y sudoccidental de Francia. Dentro de la península Ibérica tiene una distribución prácticamente continua haciéndose sus poblaciones más escasas o incluso desapareciendo en el Norte. En Galicia, sólo aparece al sur de la Comunidad y en la franja costera de las rías Bajas. No se encuentran en Asturias ni Santander. En el País Vasco su presencia se limita a la Rioja alavesa. En Navarra sus poblaciones se concentran en el sureste árido y en Aragón no penetran en los Pirineos. Por otro lado, es escaso en las zonas más áridas del sureste peninsular, estando ausente en la provincia de Almería. (BUSACK & ZUG 1976; GOSÁ & BERGERANDI 1994).

Los ambientes terrestres que ocupa suelen estar asociados a suelos arenosos. Son especialmente abundantes en las dehesas del occidente peninsular, marismas y arenasles del bajo Guadalquivir, zonas semiáridas del valle del Ebro, siendo escasos en los ambientes de montaña. Los ambientes acuáticos donde se reproduce son estacionales, pero mantienen agua durante varios meses al año, lo que permite a esta especie concluir su largo desarrollo larvario. (TALAVERA & SANCHÍZ 1987; TEJEDO 1993; BUCHHOLZ & HAYES 2002).

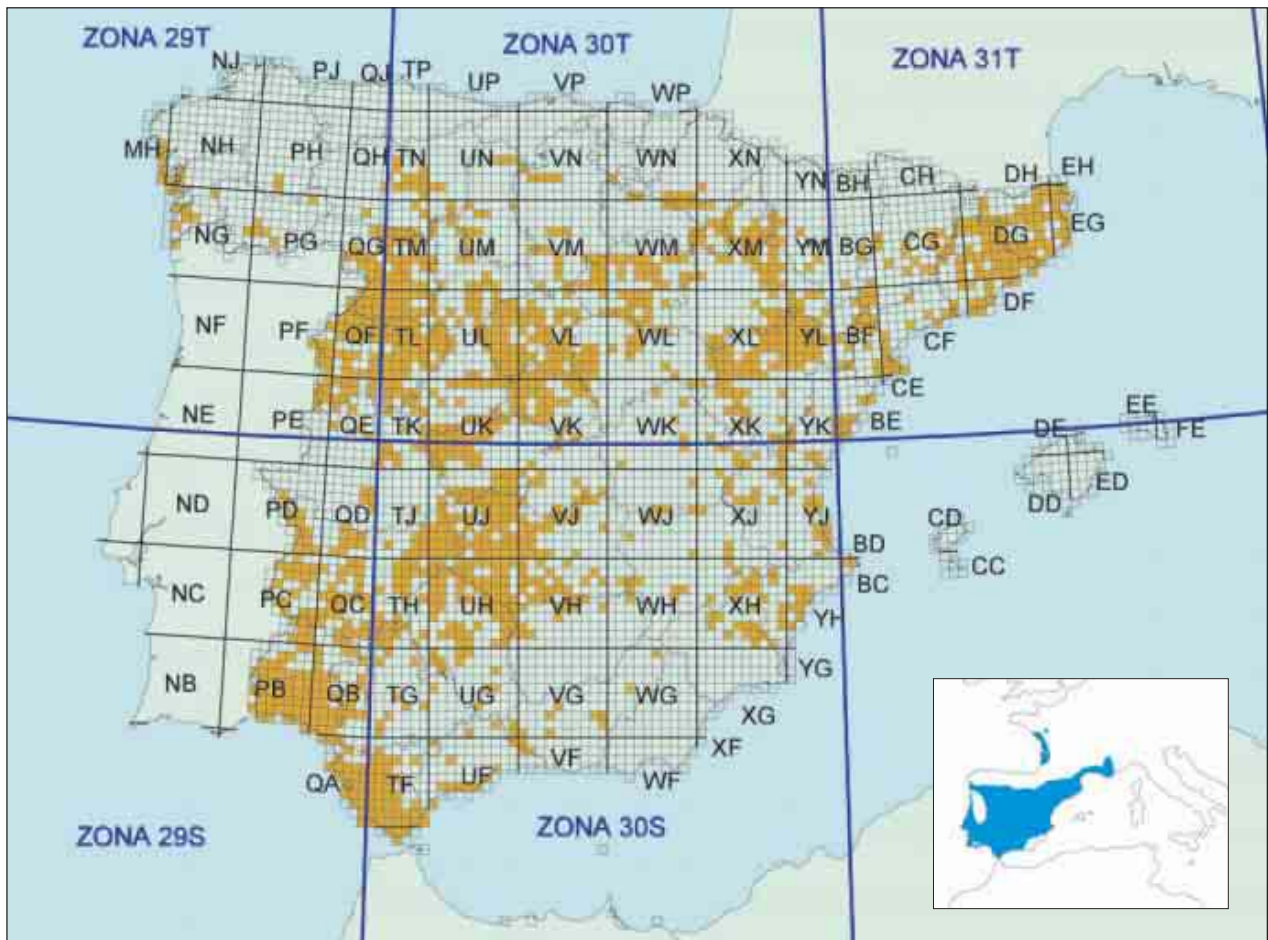
Se puede encontrar en lagunas, charcas, pantanetas y balsas para abreviar ganado, arroyos, así como en marismas, zonas costeras y lagunas interiores ligeramente salinas. (CEI & CRESPO 1971; DÍAZ-PANIAGUA & ARRIZABALAGA 1987; ALVAREZ *et al.* 1990; DOMÈNECH 1994; LIZANA *et al.* 1994).

Su fenología reproductiva muestra una variación latitudinal. Su inicio es dependiente de las precipitaciones en el sur de España, comenzando con las lluvias de otoño aunque la reproducción puede prolongarse hasta abril. En el Norte, la presencia de heladas condiciona el inicio de la reproducción que suele extenderse desde finales de febrero a principios de mayo.

Aunque su distribución vertical abarca desde el nivel del mar hasta aproximadamente 1.770 m en la Sierra de Gredos (CEJUDO 1990), es más frecuente encontrar poblaciones por debajo de los 1.000 m disminuyendo drásticamente su presencia a partir de esta altitud.

Se ha encontrado variación geográfica en el tamaño de los adultos de las poblaciones que ocupan los ambientes arenosos de Doñana, siendo estas poblaciones claramente más pequeñas que las del entorno.

Los factores que pueden incidir de modo más sobresaliente sobre su nivel de conservación son comunes a los de otras especies. La destrucción directa de hábitats reproductivos como charcas, lagunas



y marismas ha provocado la extinción de muchas poblaciones, especialmente en zonas de arenales costeros y zonas destinadas a agricultura intensiva. Otros factores que inciden son la contaminación por productos fitosanitarios en la agricultura, el exceso de carga ganadera que llega a provocar una eutrofización de los hábitats reproductivos, los atropellos en carretera en zonas de migración ricas en charcas reproductivas, la introducción de especies foráneas como el cangrejo rojo americano o ciertas especies de peces que pueden incidir especialmente en las fase embrionaria y larvaria, así como su mayor sensibilidad a la irradiación UV-B durante su fase embrionaria con respecto a otras especies ibéricas (A. MARCO, com. per.).



L. J. Barbañillo

Amplexus, ejemplares de Madrid.

Medidas tendentes a una atenuación de estas amenazas se hacen prioritarias para su conservación. Entre otras medidas de gestión ambiental para el mantenimiento de las poblaciones de esta especie estaría la de la conservación de núcleos de charcas reproductivas próximas que permitan una interconexión

entre ellas. Esto es importante si consideramos que su periodo larvario es prolongado, oscilando entre dos y seis meses, lo cual puede comprometer enormemente el reclutamiento de juveniles, especialmente en periodos dilatados de sequía. Los procesos de extinción local de esta especie pueden ser disminuidos si se mantiene una estructura metapoblacional de charcas conectadas.

Miguel Tejedo & Ricardo Reques

FICHA LIBRO ROJO

Pelobates cultripes

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazada NT.

Justificación de los criterios: Se estima que la regresión de esta especie en los últimos años ha sido localmente fuerte debido principalmente a transformaciones del uso del suelo y al incremento de urbanizaciones especialmente en zonas litorales y áreas periurbanas. Asimismo, la contaminación de las masas de agua donde se reproduce el sapo de espuelas está reduciendo considerablemente algunas de sus poblaciones. Por otro lado, se han encontrado extinciones de poblaciones en la última década en lugares donde no ha habido alteraciones directamente atribuibles al hombre por transformación del medio. No obstante, existen otras poblaciones que se han mantenido estables en los últimos veinte años y donde la especie no parece estar enfrentada a un riesgo alto de extinción, por lo que no puede considerarse actualmente como vulnerable.

Características biológicas relevantes para su conservación: Fase larvaria muy prolongada que le condiciona a reproducirse en medios acuáticos más duraderos. Esto les hace más susceptibles a alteraciones del medio acuático como la desecación artificial, introducción de especies foráneas, uso intensivo de fitosanitarios, o destrucción directa de los propios hábitats reproductivos.

Factores de amenaza: Aunque está muy extendida, en muchas regiones de España está en recesión. En muchas zonas sus poblaciones son pequeñas y aisladas, y, por tanto, con un elevado riesgo de desaparición al depender de un único enclave reproductivo. Datos antiguos sobre la abundancia de sus poblaciones en Castilla y León indicarían una fuerte regresión. P. Galán también considera que en Galicia ha sufrido una regresión muy fuerte en las últimas décadas. La causa sería probablemente el uso masivo de fitosanitarios y plaguicidas. Se ha descrito también la introducción de peces en charcas como uno de las amenazas más graves. En la provincia de Madrid, se ha descrito su desaparición de numerosos medios acuáticos reproductivos por vertidos agrícolas y escombros, siendo ésta una de las causas fundamentales de su rarefacción o desaparición. Los atropellos han sido también citados como una causa puntual importante de disminución de adultos y juveniles. La distribución de esta especie en la provincia de Granada es muy puntual y está asociada a lagunazos y abrevaderos para ganado. La sustitución de abrevaderos tradicionales por otros de cemento con paredes verticales incide de forma muy negativa sobre estas poblaciones tan vulnerables por su elevado aislamiento. En la provincia de Cádiz en los últimos veinte años han desaparecido numerosas poblaciones debido fundamentalmente a las urbanizaciones en zonas litorales así como a los cambios de uso de suelo al introducir cultivos intensivos en determinadas comarcas. La introducción del cangrejo rojo americano en el área de Doñana parece estar afectando negativamente a las poblaciones de sapo de espuelas.

Poblaciones amenazadas: En el noreste de Castilla-León la mayoría de las poblaciones se encuentran aisladas y dependientes de un único punto de agua para reproducirse y es previsible que desaparezcan a corto plazo. Varias poblaciones burgalesas han desaparecido en la última década al igual que en Sierra Morena Central. Por otro lado, hay poblaciones muy amenazadas en la provincia de Madrid, Sierras Subbéticas, zona oriental de Andalucía y zonas litorales de Cádiz. La población de la Península de El Grove (Pontevedra) también está amenazada por su vulnerabilidad ante el tráfico rodado.

Otros autores consultados: L. J. Barbadillo, P. Galán, M. Lizana, J. M. Rey, I. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

ÁLVAREZ *et al.* (1990); BUCHHOLZ & HAYES (2002); BUSACK & ZUG (1976); CEI & CRESPO (1971); CEJUDO (1990); DÍAZ-PANIAGUA & ARRIZABALAGA (1987); DOMÈNECH (1994); GOSÁ & BERGERANDI (1994); HERRERO & TALAVERA (1988); LIZANA *et al.* (1994); TALAVERA & SANCHIZ (1987); TEJEDO (1993).

Familia *Pelodytidae*

***Pelodytes ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordom y Sanchíz, 2000.**
Sapillo moteado ibérico

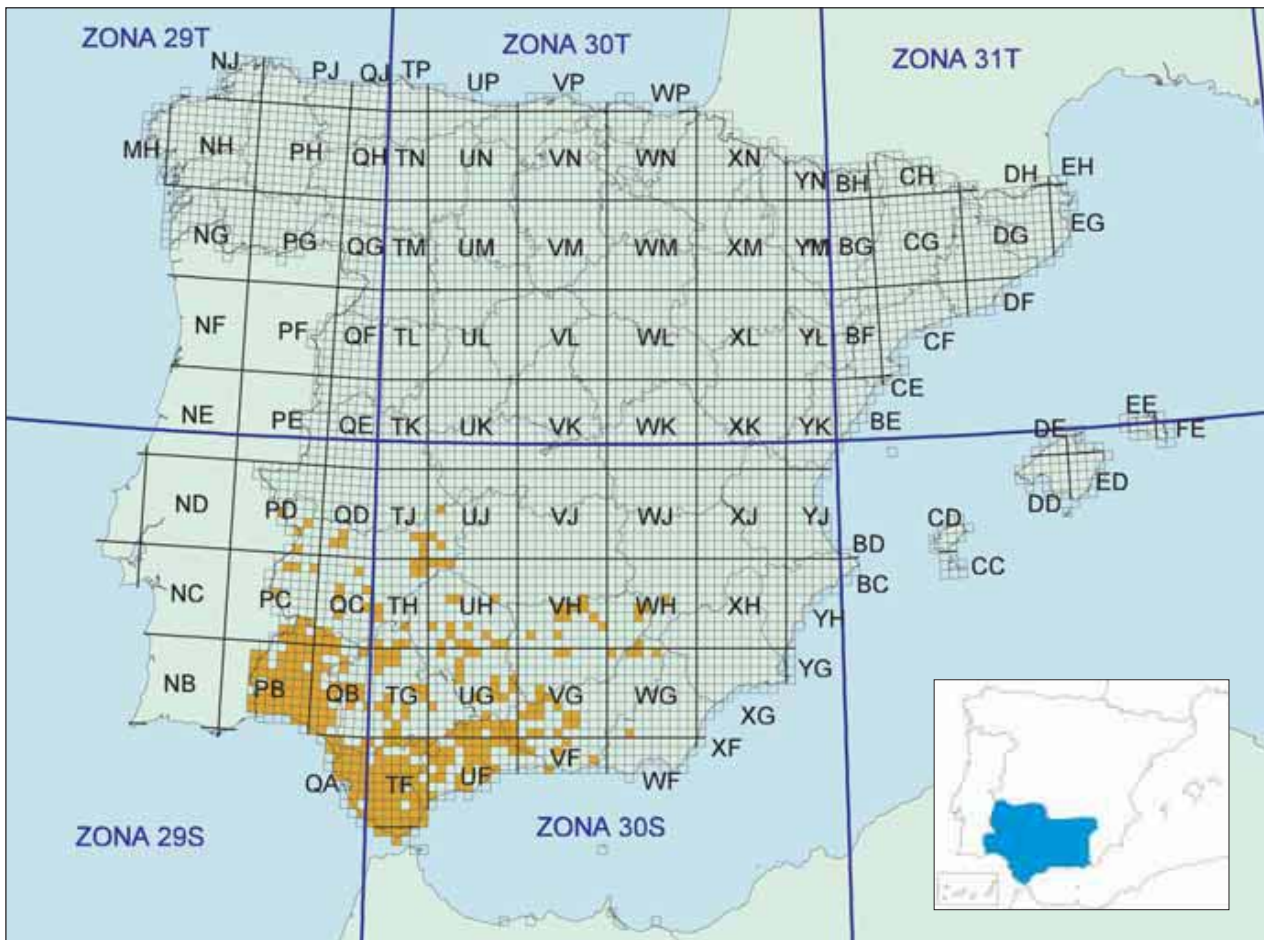


L. J. Barbadillo

Macho, ejemplar de Cádiz.

Endemismo ibérico recientemente descrito cuyo área de distribución conocida se restringe al sur de la Península Ibérica (España y Portugal). La descripción del nuevo endemismo ibérico se ha efectuado a partir del estudio de poblaciones y ejemplares ibéricos de *Pelodytes* considerados previamente como pertenecientes a *P. punctatus*, lo que ha determinado la modificación de los patrones de distribución anteriormente asumidos (SÁNCHEZ-HERRÁIZ & BARBADILLO, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999). *P. ibericus* difiere de *P. punctatus* en numerosos rasgos anatómicos externos, osteológicos, genéticos y comportamentales. Entre los primeros destacan una menor longitud corporal media de los machos adultos, hocico comparativamente corto y redondeado, y mayor longitud relativa de los miembros posteriores y de sus respectivos dedos. Asimismo, difiere en numerosos rasgos osteológicos craneales que afectan tanto a su construcción general (relativamente más ancho y menos compacto) como a la de varias piezas esqueléticas (esqueleto hiobranquial y cintura escapular). El análisis comparativo de dieciocho sistemas enzimáticos ha confirmado que *P. ibericus* representa una especie diferente de *P. punctatus*. Finalmente, se han detectado también varias características diagnósticas de la nueva especie en relación con su comportamiento reproductor y que afectan fundamentalmente al canto de los machos en celo (SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.*, 2000; BARBADILLO, 2000; MÁRQUEZ *et al.*, 2001).

En España, el área de distribución conocida de *P. ibericus* se restringe a Andalucía y el sur de Extremadura, extendiéndose por las provincias de Cádiz, Málaga, Granada, Jaén, Córdoba, Sevilla, Huelva y, probablemente, Badajoz. Algunas poblaciones almerienses podrían en principio considerarse también pertenecientes a la especie. No obstante, hay que tener en cuenta que la adscripción inequívoca a *P. ibericus* o a *P. punctatus* de determinadas poblaciones situadas en los límites de sus respectivas áreas de distribución resulta imposible cuando se carece de datos complementarios acerca de aspectos etológicos y morfológicos claves para la adecuada identificación de los ejemplares. A este respecto, la adscripción en el mapa adjunto de todas las poblaciones extremeñas a *P. ibericus* debe entenderse como especulativa, como una extensión hacia el norte de las poblaciones de Huelva y del sur de Badajoz. En cualquier caso, no puede descartarse la presencia de *P. punctatus* en dicha provincia, sobre todo en el centro y norte de la misma. Algo similar ocurre con las poblaciones andaluzas limítrofes con Castilla-La Mancha, particularmente las más orientales. A este respecto, si bien en el mapa adjunto se mantienen las citas atribuidas por parte de diversos autores a *P. ibericus* en el extremo nororiental de Andalucía, es preciso destacar que los datos actualmente disponibles indican que muchas de esas citas pueden corresponder en realidad



a *P. punctatus*. En cualquier caso, y a la espera de los resultados de los estudios genéticos que se están llevando a cabo sobre el tema, es probable la existencia en dicha región de zonas de contacto o simpatria entre ambos *Pelodytes*. En último término, tampoco podría descartarse la presencia de *P. ibericus* en la Comunidad murciana, si bien este hecho parece más improbable.

Dentro de su área de distribución conocida, *P. ibericus* se distribuye desde el nivel del mar hasta por encima de los 1.000 metros en algunas sierras andaluzas. En el caso de que *P. ibericus* fuera la especie presente en el noreste de Granada, alcanzaría en la zona altitudes cercanas a los 2.000 metros (1.990 metros en el término municipal de Castril).

En contraposición a *P. punctatus*, *P. ibericus* se muestra indiferente al tipo de sustrato (calizo o silíceo). Al igual que su congénere prefiere zonas abiertas y expuestas, utilizando para su reproducción una



Ejemplar andaluz

L. J. Barbadillo

amplia variedad de medios acuáticos, principalmente charcas y lagunas poco profundas, remansos de arroyos, acequias, cunetas y roderas de vehículos inundadas o campos de cultivo encharcados. También se encuentra en marismas y medios acuáticos moderadamente salinos (BARBADILLO, 2000; REQUES, 2000).

Aunque se desconoce su estado general de conservación, la especie puede resultar localmente frecuente, sobre todo en zonas bajas y costeras de Huelva (Marismas del Guadalquivir) y Cádiz. En otras zonas, sus poblaciones pueden mostrar una mayor dispersión, si bien en conjunto la especie no puede calificarse como escasa. En cualquier caso, se precisan estudios detallados para determinar su estado de conservación tanto a escala local como global, ya que son muchas las amenazas que se ciernen sobre sus poblaciones, todas ellas similares a las descritas para *P. punctatus* y, en general, a las que afectan a otras especies ibéricas de anfibios. Entre ellas, cabe destacar la destrucción de sus hábitats naturales y, sobre todo, la desaparición o contaminación severa de los medios acuáticos que utiliza para reproducirse, bien sea por factores antrópicos directos, o por otros de tipo climatológico (sequías prolongadas) (BARBADILLO *et al.*, 1999; BARBADILLO, 2000; REQUES, 2000; CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2001).

Luis Javier Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Pelodytes ibericus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Datos insuficientes DD.

Características biológicas relevantes para su conservación: Dependiente de presencia de agua permanente o estacional para la reproducción, a menudo presente en ambientes muy xéricos.

Factores de amenaza: Destrucción de hábitat. Contaminación de las aguas en zonas agrícolas. Resulta muy afectado también por el uso de plaguicidas y fitosanitarios, y por el abandono de los envases en las charcas o acequias subsidiarias, con la consiguiente contaminación química de sus puntos de reproducción (Zafarraya, comarcas entre Málaga-Granada). Es esencial determinar los límites de su distribución en la zona de contacto con *P. punctatus*.

Poblaciones amenazadas: En principio, todas las del sureste ibérico en especial las del Macizo de Sierra Nevada y las de Almería (S. Filambres). Estas poblaciones de Andalucía Oriental muy aisladas, y ha de confirmarse si son *P. ibericus* o *P. punctatus*.

Actuaciones para su conservación: Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía, estudio genético y ecológico de las poblaciones. Convenio Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía-CSIC. 2000-2003. Responsable: Dr. M. Tejedo (Estación Biológica de Doñana).

Otros expertos consultados: M. Tejedo, R. Márquez, Í. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

AVILÉS *et al.* (1999); BARBADILLO (2000); BARBADILLO *et al.* (1999); CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (ed.) (2001); DA SILVA (1994); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GONZÁLEZ DE LA VEGA (1988); SÁNCHEZ-HERRÁIZ & BARBADILLO (1997); MÁRQUEZ *et al.* (2001); PÉREZ-QUINTERO (1989); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.* (2000); REQUES (2000); SALVADOR & GARCÍA-PARÍS (2001).

Familia *Pelodytidae***Pelodytes punctatus (Daudin, 1802). Sapillo moteado común***Gripauet* (cat.), *apo pikarta* (eusk.)

A. Montori

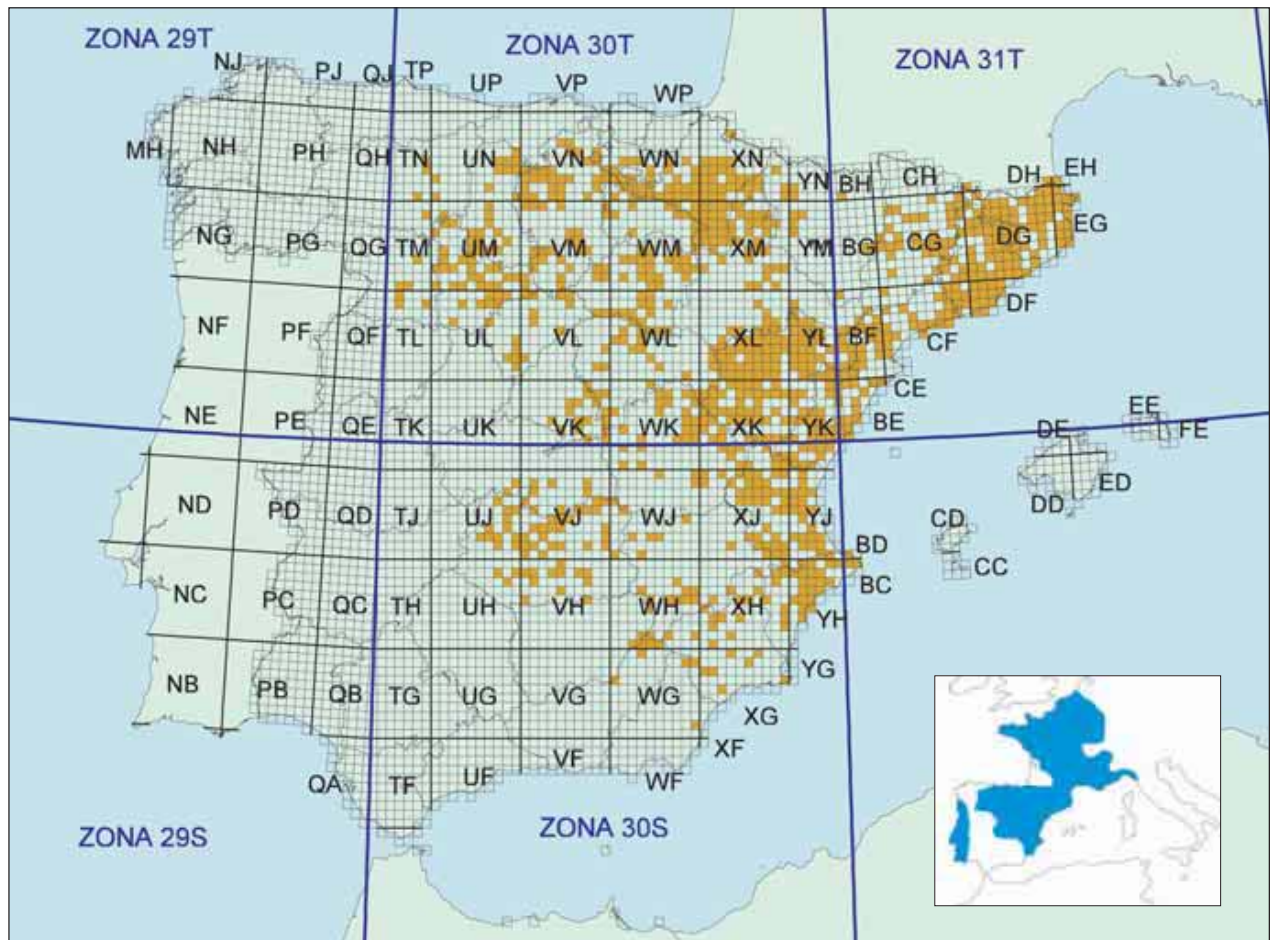
Macho, ejemplar del Parc Natural del Garraf (Barcelona).

Se trata de una especie europeo occidental restringida en su distribución a Francia, noroeste de Italia (Liguria y Piamonte) y Península Ibérica. También ha sido citada en Bélgica y Luxemburgo, pero actualmente su presencia natural en estos dos países está descartada (SÁNCHEZ-HERRÁIZ & BARBADILLO, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999)..

Tradicionalmente, se ha venido considerando a *Pelodytes punctatus* como la única especie del género presente en la Península Ibérica. Sin embargo, la reciente descripción de *P. ibericus* SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.*, 2000, un endemismo ibérico al que se atribuyen numerosas poblaciones previamente adscritas a *P. punctatus*, implica una obligada reestructuración de los patrones de distribución anteriormente asumidos. A este respecto, la adscripción inequívoca a una u otra especie de determinadas poblaciones ibéricas de *Pelodytes* –particularmente de aquéllas situadas en los límites de sus respectivas áreas de distribución– resulta extremadamente difícil, en especial si se carece de datos complementarios acerca de aspectos etológicos y morfológicos necesarios para la adecuada identificación de los ejemplares.

En principio, *P. punctatus* se distribuye en España por Castilla y León, Álava, La Rioja, Navarra, Aragón, Cataluña, Madrid (sureste), Castilla-La Mancha, Comunidad Valenciana y Murcia (ZALDÍVAR *et al.*, 1988, 1989; ASTUDILLO *et al.*, 1993; HERNÁNDEZ *et al.*, 1993; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; MEJIDE *et al.*, 1994; LLORENTE *et al.*, 1995; BARBADILLO *et al.*, 1999; BARBERÁ *et al.*, 1999; LACOMBA & SANCHE, 1999; BALMORI, 2000; SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.*, 2000; MARTÍNEZ-SOLANO & GARCÍA PARÍS, 2001). No obstante, la adscripción en el mapa adjunto de todas las poblaciones castellano-manchegas limítrofes con Andalucía a *P. punctatus* resulta especulativa ya que, por el momento, no puede descartarse la existencia de *P. ibericus* en esas zonas y, en especial, en los límites con Jaén y Granada. De acuerdo con los datos actualmente disponibles, la especie se distribuiría también por el extremo oriental de Andalucía, donde cabe la posibilidad de contacto y simpatria con *P. ibericus*. Tampoco puede descartarse la presencia de *P. punctatus* en Badajoz, sobre todo en el centro y el norte de la provincia (DA SILVA, 1994; AVILÉS *et al.*, 1999). Además, hay que considerar la posibilidad de que en Extremadura ambas especies solapen sus áreas de distribución o de que, incluso, puedan vivir en simpatria.

En el mapa adjunto, aparecen algunas lagunas en amplias zonas de Aragón y de Castilla-La Mancha que probablemente se deben a defectos de muestreo. Sin embargo, la inexistencia de citas en gran parte de la Comunidad de Madrid se corresponde con una ausencia real y natural de la especie en la región



(MARTÍNEZ-SOLANO & GARCÍA-PARÍS, 2001). De hecho, en la mayor parte de su área de distribución peninsular la especie evidencia una marcada asociación con los sustratos de tipo calizo o salino, al tiempo que suele estar totalmente ausente, con algunas excepciones (Montes de Toledo, por ejemplo), de zonas con suelos silíceos o ácidos.

Se encuentra desde el nivel del mar en las zonas costeras del Mediterráneo hasta generalmente los 1.000 a 1.300 metros de altitud; no obstante, alcanza cotas más elevadas en algunos puntos de Aragón (1.630 metros en la sierra de Albarracín), de Murcia, y de Castilla-La Mancha (1.600 metros en Cuenca). De ser la especie presente en las sierras andaluzas nororientales podría alcanzar cotas próximas a los 2.000 m de altitud.

Para su reproducción, prefiere espacios abiertos y bien expuestos, donde utiliza una extraordinaria variedad de medios acuáticos, tales como charcas estacionales, cunetas y



L. J. Barbado

Amplexo (apareamiento), ejemplares de Burgos.

campos de labor inundados, zonas remansadas de pequeños arroyos, lagunas naturales, marismas, marjales e incluso orillas de embalses y pantanos, tolerando en ocasiones un elevado índice de salinidad. En zonas donde los medios acuáticos naturales son escasos, utiliza también balsas de riego, estanques, piscinas y otros puntos de agua artificiales.

En gran parte de su área de distribución ibérica, la especie puede calificarse todavía como relativamente frecuente; no obstante, el desarrollo urbanístico experimentado por algunas ciudades y en las zonas turísticas (costa mediterránea) ha determinado la extinción de numerosas poblaciones a lo largo de las dos últimas décadas; a su vez, en zonas rurales, las prácticas de agricultura intensiva –principalmente de frutales y cereales– han supuesto la alteración profunda, la desaparición y la contaminación severa de infinidad de medios acuáticos y, en consecuencia, la extinción de otras muchas poblaciones, tal como se ha constatado en el levante español y en ambas mesetas. Las prolongadas sequías vienen a acentuar las consecuencias negativas de estos fenómenos hasta el punto de que, en muchas zonas, los medios acuáticos naturales susceptibles de ser usados como enclaves reproductivos han desaparecido en su totalidad y la supervivencia de la especie depende exclusivamente de la conservación de antiguos estanques, balsas de riego y otras construcciones artificiales en desuso o en franco deterioro.

Luis Javier Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Pelodytes punctatus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Dependiente de puntos de agua en zonas con sequías.

Factores de amenaza: Contaminación de las aguas y destrucción de sus biotopos reproductores por desecación y colmatación de charcas, canalización de arroyos, etc. La agricultura intensiva es causa de la desaparición de charcas naturales y de la contaminación de los medios acuáticos importantes para esta especie.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones de *Pelodytes* de Almería (S. Filabres, S. de María), y del resto de Andalucía Oriental están muy aisladas, pero ha de confirmarse si pertenecen a *P. ibericus* o a *P. punctatus*.

Otros expertos consultados: Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

ASTUDILLO *et al.* (1993); AVILÉS *et al.* (1999); BALMORI (2000); BARBADILLO *et al.* (1999); BARBERÁ *et al.* (1999); DA SILVA (1994); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1989); GOSÁ & BERGERANDI (1994); FERRAND DE ALMEIDA *et al.* (2001); HERNÁNDEZ *et al.* (1993); LACOMBA & SANCHO (1999); LLORENTE *et al.* (1995); MARTÍNEZ-SOLANO & GARCÍA-PARÍS (2001); MEIJIDE *et al.* (1994); SÁNCHEZ-HERRÁIZ & BARBADILLO (1997); SÁNCHEZ-HERRÁIZ *et al.* (2000); SANTOS *et al.* (1998); ZALDÍVAR *et al.* (1988, 1989).

Familia *Bufo*nidae

Bufo bufo (Linnaeus, 1758). Sapo común, Escuerzo

Gripau comú (cat.), *Sapo común* (gal.), *Apo arrunta* (eusk.)



Albert Montori

Hembra, ejemplar de la Masía Can Formiga, Sant Feliu de Buixalleu (Girona).

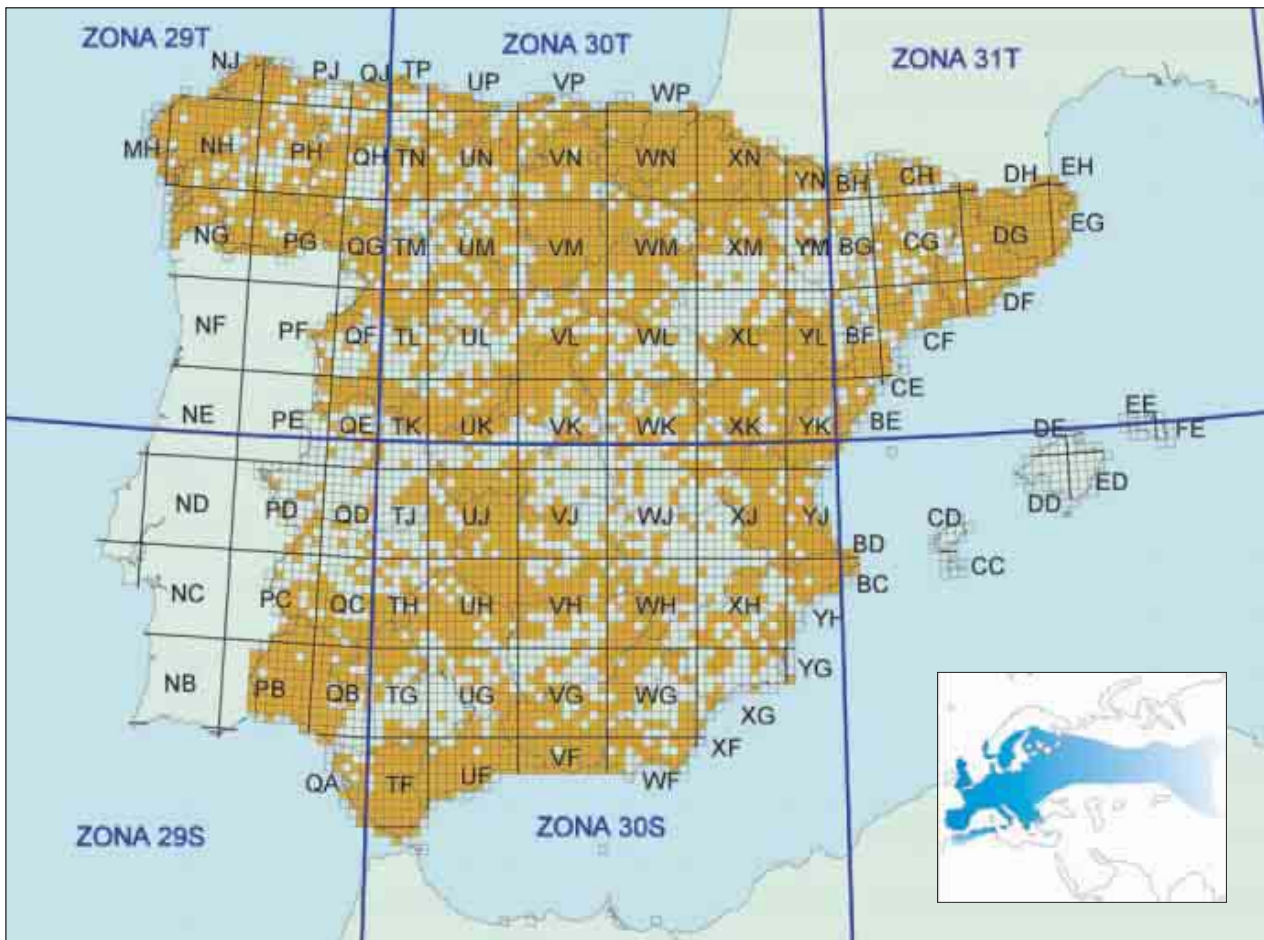
Es el anuro de mayor distribución paleártica, pues habita toda desde el Norte de África (Marruecos) y toda Europa hasta el Círculo Polar Ártico, por encima del paralelo 65°, y hasta el noroeste de Rusia, si bien su límite oriental no es bien conocido, ya que en Asia y Japón existen una serie de especies muy próximas, descritas anteriormente como subespecies de *Bufo bufo*. Habita toda Europa continental, Gran Bretaña y algunas islas del canal de la Mancha como Jersey; Sicilia, pero no se encuentra en otras islas como Irlanda y otras del Mediterráneo (Córcega, Cerdeña, Baleares, Malta, Creta, etc.).

Ocupa toda la Península Ibérica, pero no se halla ni en las Islas Baleares ni en las Canarias. En Portugal presenta una distribución prácticamente continua (FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001). Se la ha citado en la isla de Ons, Galicia, como una introducción reciente (GALÁN, 1999). Existen ejemplares colectados por H. Cott en el año 1960 y conservados en el Museo Británico de Historia Natural de Londres (números 1.187, 1.876 y 1.878), etiquetados como procedentes de Fuerteventura, Islas Canarias. Si no es una equivocación en las etiquetas, podría significar que la especie fue introducida y no prosperó. Los ejemplares tenían un aspecto parecido al de la subespecie *Bufo bufo bufo* (obs. pers.), lo que apoyaría la idea de su introducción. En cualquier caso, no hay ningún dato de su presencia actual en Canarias.

Existe una cita de Baleares correspondiente a un cínico individuo, resultante de una introducción (F. BARGALLÓ & M. A. FERNÁNDEZ, 2000), que no ha sido recogida en el mapa de la especie.

El mapa de distribución refleja su presencia en toda la Península Ibérica. En las zonas montañosas de toda Iberia posee numerosas citas, lo que refleja su mayor presencia o abundancia en las mismas. También las zonas costeras poseen abundantes citas, con excepción del Sureste. Sin embargo, existen amplias zonas con muy pocas citas que pueden atribuirse a falta de muestreo, ausencia o escasez de la especie o incluso regresión o declive recientes. Así por ejemplo, las zonas bajas de la Meseta Norte de Castilla y León están poco prospectadas, pero los muestreos más recientes indican que está presente de modo aislado y no es una especie abundante. Existen también amplias zonas sin datos en la mitad meridional ibérica: Extremadura; Castilla-La Mancha (Albacete, Cuenca, Toledo); Andalucía (Sevilla, el interior de Córdoba o Jaén, o Almería) o con muy escasas citas, lo que podría atribuirse a escasez de muestreo. Podría estar ausente de las zonas más áridas del sureste español (Almería, Murcia) o las zonas más secas de Castellón, Teruel o Zaragoza.

Vive a todas las altitudes, desde el nivel del mar, hasta 2.600 m en los Pirineos y 2.200 m en el Sistema Central (Sierra de Gredos). En la Laguna de la Mula (Sierra Nevada) alcanza 2.540 m (BENAVIDES *et al.*, 2001). En Portugal alcanza 1.870 m en la Serra da Estrela (FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001)



Ocupa en la península todo tipo de hábitats, desde los bosques caducifolios o de coníferas a zonas abiertas o de matorral; medios naturales o cultivados o incluso medios antropizados o urbanos como jardines y parques. El único requisito para su presencia parece ser que sus lugares de reproducción tengan aguas quietas o lentas, preferentemente permanentes y con vegetación. Así puede hallarse en embalses, ríos, arroyos remansados, charcas y lagunas glaciares. Donde convive con *Bufo calamita*, se reproduce en masas de agua de mayor profundidad y más permanentes.

Se reconocen tres subespecies en la Península Ibérica, sin que se tengan datos precisos y actualizados sobre su caracterización genética y distribución geográfica concreta. Dos de ellas, *B. bufo bufo* y *B. bufo spinosus*, poseen una distribución que coincidiría con la de las regiones biogeográficas europeas Eurosiberiana y Mediterránea, y habrían tenido su origen en la separación de poblaciones debida a las glaciaciones del Cuaternario. Los trabajos de de LANGE (1973), HEMMER (1975) y HEMMER & BÖHME (1976) basados en electroforesis indican que *B. b. bufo* ocuparía sólo la franja norte de la cornisa Cantábrica. En Galicia (A Coruña) (GALÁN, 1999; M. LIZANA, inédito) se han observado ejemplares claramente atribuibles por tamaño, verrucosidad y diseño a *B. b. bufo*, encontrándose una posible y amplia zona de transición en el centro de Galicia entre estas poblaciones y las del sur (Orense y Pontevedra), atribuibles a *B. b. spinosus*.

Bufo bufo bufo Linnaeus, 1758. La subespecie nominal se caracterizaría por un menor tamaño corporal, glándulas parotoideas de menor tamaño, diseño con pequeñas manchas y menor verrucosidad en la piel. Se hallaría en la zona biogeográfica Eurosiberiana de la Península Ibérica (HEMMER, 1975; HEMMER & BÖHME, 1976): Norte de Galicia, Asturias y Cordillera Cantábrica, y quizá algunas zonas del Norte de León, Burgos o Palencia. Se desconoce la atribución de las poblaciones pirenaicas, aunque en general se atribuyen a *B. b. spinosus*.

Bufo bufo spinosus Daudin, 1803:

Esta subespecie se describió para toda la región Mediterránea europea (y por tanto Ibérica) y el Norte de África. Se hallaría por tanto en el Sur de Galicia, zona no cantábrica de Castilla y León, Navarra, La Rioja, Aragón, etc. Las poblaciones de Portugal se atribuyen también a esta subespecie. Se caracterizaría por una mayor verrucosidad en su piel, con lo que las verrugas pueden llegar a cornificarse y formar espinas, de ahí su nombre. También poseerían mayores glándulas parotoideas y tamaño general.



L. J. Barbadillo

Amplexus (apareamiento), ejemplares de Toledo.

Bufo bufo gredosicola MÜLLER & HELLMICH, 1935: Descrito en la Laguna Grande de la Sierra de Gredos, Sistema Central. Esta subespecie sería una forma “ecológica” propia de las praderas de alta montaña de la Sierra de Gredos. Tendría menor tamaño medio y menor verrucosidad, además de un diseño más contrastado entre las manchas y el fondo del dorso. Aunque no existen todavía datos precisos publicados sobre su caracterización genética y distribución geográfica, los análisis realizados indican que se distribuiría por una zona más amplia del sistema Central. Datos inéditos de tamaño y coloración (LIZANA, 1990) indican que los caracteres descriptores de la subespecie no son en absoluto exclusivos de estas zonas. Los análisis electroforéticos preliminares (B. SANCHÍZ, M. GARCÍA PARÍS, com. pers.) sobre la subespecie no revelan diferencias significativas con los de poblaciones circundantes de zonas bajas. Es de destacar sin embargo el valor de estas poblaciones por su altísima densidad de sapos ($x = 87$ ind./ha; $\text{max.} = 369$ ind./ha) (LIZANA, 1990).

Análisis genéticos inéditos (B. SANCHÍZ, M. GARCÍA PARÍS, com. pers.) no parecen confirmar la validez de las tres subespecies ibéricas y de hecho la diferenciación entre subespecies es muy pequeña (SALVADOR & GARCÍA PARÍS, 2001). En cualquier caso, el Sapo común parece ser una especie bastante polimórfica y podría existir una variación clinal a lo largo de su distribución, con ejemplares de mayor tamaño y más rugosos o espinosos hacia el sur de Europa y norte de África.

El sapo común parece conservar buenas poblaciones en el Norte de Iberia y en las montañas, pero estar en regresión lenta y constante en las zonas más secas de la Península Ibérica, especialmente en las zonas cerealistas de ambas mesetas y el litoral levantino; en parte por la disminución de los medios acuáticos o la desertificación progresiva de muchas zonas peninsulares, en especial en el sureste Ibérico. Las causas generales de regresión serían las comunes a otros anfibios: destrucción o modificación de los hábitats donde vive o se reproduce (destrucción, alteración o contaminación de medios acuáticos, destrucción específica de sotos fluviales, vegetación ribereña y charcas, contaminación de los medios acuáticos por fitosanitarios o vertidos, selvicultura intensiva y repoblaciones forestales, modificación de sus zonas de migración; Persecución directa por el hombre por aversión; Atropellos masivos en puntos negros de carreteras. Declive en poblaciones de montaña por el aumento de la radiación ultravioleta causada por la disminución de la capa de ozono (LIZANA & PEDRAZA, 1998).

B. bufo gredosicola presenta amenazas concretas debido al excesivo número de visitantes de las lagunas de Gredos durante el verano: muerte directa de ejemplares, contaminación orgánica de los medios de reproducción, basura, etc. La gran densidad de estas poblaciones podría estar además amenazada por la altísima depredación por nutrias (*Lutra lutra*) durante su periodo reproductor. En otras lagunas glaciares de la Sierra, las poblaciones de *Bufo bufo* y otros anfibios se hallan amenazadas por la construcción de presas, la introducción de peces alóctonos o ajenos a las lagunas (salvelino y trucha común) o la eutrofización de las lagunas y charcas por el excesivo número de cabezas de ganado durante el verano, cuyos excrementos contaminan las aguas (LIZANA, 1997).

Respecto a su protección, el Convenio de Berna lo incluye dentro del Anexo III, como Especie Protegida. No se recoge en el actualizado Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/90), ni siquiera como “Interés especial” ni en el Real Decreto sobre Hábitats (RD 1997/95). En ambos casos, la mayor parte de los anfibios se hallan incluidos en alguna categoría y no tiene sentido dejar fuera a *Bufo bufo*, sólo por llamarse Sapo “común”. En el anterior Libro Rojo de los Vertebrados Españoles (Blanco & González, 1992) se le calificaba como No Amenazado (NA), mientras que la subespecie *Bufo bufo gredosicola* se catalogaba como Rara.

Miguel Lizana

FICHA LIBRO ROJO

Bufo bufo

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación menor LC
<i>B. b. bufo</i>	Preocupación menor LC
<i>B. b. spinosus</i>	Preocupación menor LC
<i>B. b. gredosicola</i>	Vulnerable VU B1ab+2ab

Justificación de los criterios: A pesar de su regresión en diversos puntos de Iberia, su amplísima distribución y número de efectivos, además de no ser una especie endémica española, hacen que se le deba considerar como no amenazado para el territorio español. En determinadas regiones o localidades sin embargo sí podría considerarse amenazado. La única subespecie endémica de sapo común de la Península Ibérica, *Bufo bufo gredosicola*, presenta diversas amenazas y se le considera Vulnerable al estar limitado a una o unas pocas lagunas de la Sierra de Gredos. Sin embargo, debe aclararse en primer lugar su situación taxonómica.

Características biológicas relevantes para su conservación: Necesita de medios acuáticos de una cierta profundidad y permanentes, lo que hace que los procesos de desertificación de muchas zonas de Iberia estén suponiendo su desaparición.

Factores de amenaza: Se le ha considerado habitualmente como una especie no amenazada, pero parece estar en regresión en la mayor parte de las zonas bajas de Iberia, especialmente en las zonas de agricultura intensiva y en las zonas más secas del Levante y Aragón. Existen evidencias de su desaparición en diversas localidades de la meseta castellana Norte.

El sapo común, una de las especies antaño más abundantes en la Península, parece haber sido fuertemente afectado en las zonas de menor altitud por la agricultura intensiva que ha eliminado o alterado zonas húmedas y por el uso masivo de fitosanitarios y biocidas, a los que sería muy sensible. Es también el anfibio más afectado por los atropellos en las carreteras durante sus migraciones reproductoras, habiéndose detectado una alta mortalidad en diversos puntos negros en Galicia, Cataluña, Castilla y León, etc.

Poblaciones amenazadas: Está desapareciendo de muchas zonas de agricultura intensiva. Las poblaciones de la mitad meridional de Iberia tienen problemas debido a la falta de agua.

Actuaciones para su conservación: La desaparición de antiguas zonas reproductoras es un grave problema. Por otro lado, es necesario un mayor control sobre el uso de fitosanitarios y biocidas en dosis masivas, que influyen muy negativamente en la viabilidad de sus huevos y larvas. Se ha revelado también como muy sensible a la radiación ultravioleta (UV-B) en zonas de alta montaña de Gredos, aunque se desconoce cual podría ser el efecto real en las poblaciones de zonas de montaña. Es necesaria una campaña de sensibilización e instalación de pasos para anfibios en los principales puntos negros en carreteras para éste y otras especies de anfibios. El uso de pasos de anfibios debería ser una medida correctora habitual en las nuevas construcciones de carreteras.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BLANCO & GONZÁLEZ (1992); DE LANGE (1973); FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001); GALÁN (1999); HEMMER (1975); HEMMER & BÖHME (1976); LIZANA (1990, 1997); LIZANA & PEDRAZA (1998); SALVADOR & GARCÍA PARÍS (2001).

Familia *Bufo*

Bufo calamita (Laurenti, 1768). Sapo corredor

Gripau corredor (cat.), *Apo lasterkaria* (eusk.), *Sapo corriqueiro* (gal.)



L. J. Barbadillo

Macho, ejemplar de Burgos.

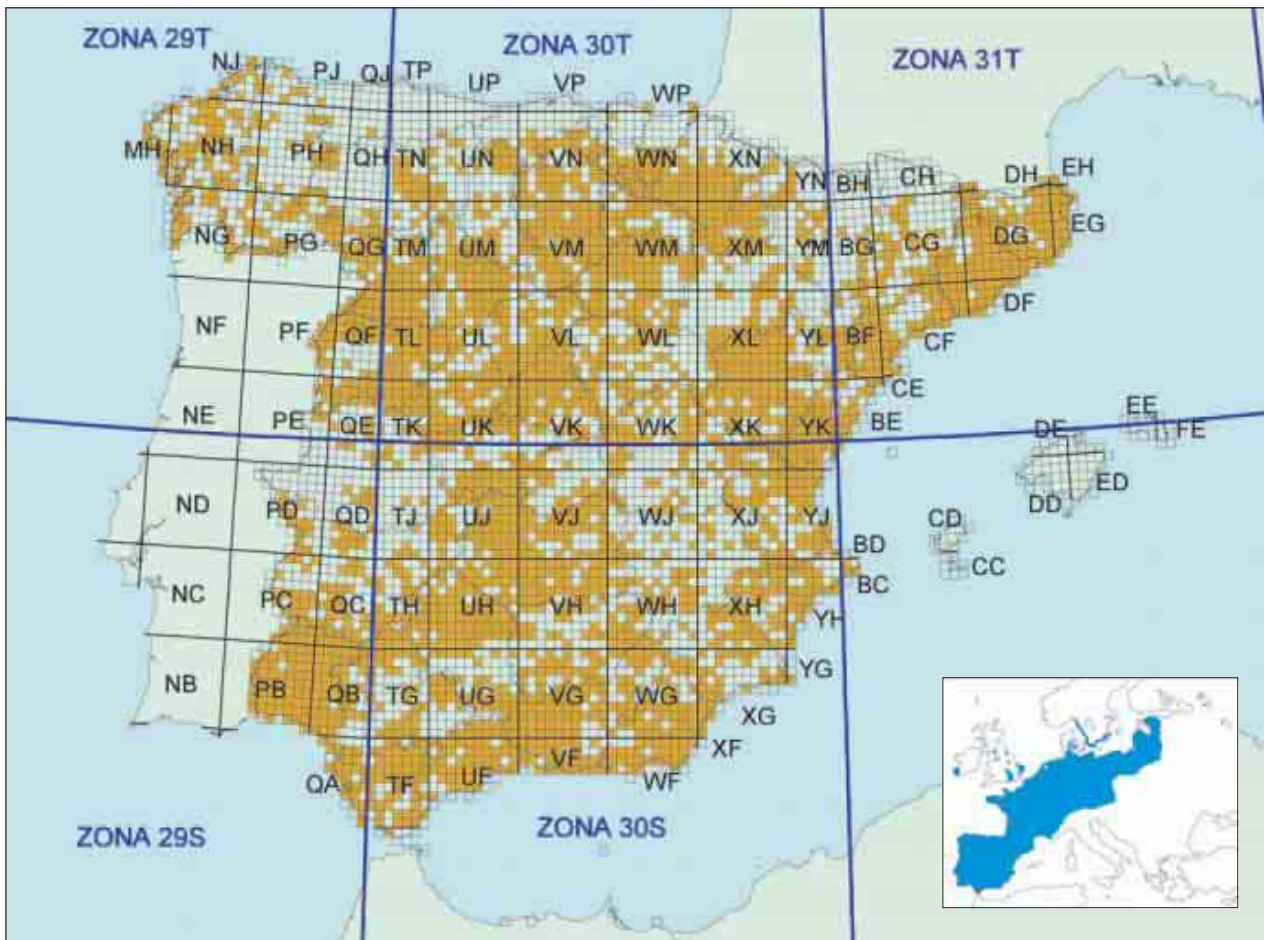
Su área de distribución abarca gran parte del occidente continental europeo, desde la Península Ibérica hasta Bielorrusia y Ucrania por el Este y Estonia por el norte. Ocupa, asimismo, algunas localidades del sur de Suecia y áreas limitadas en Gran Bretaña e Irlanda. Está ausente al sur de los Alpes y Cárpatos y en islas del mar Mediterráneo (BEEBEE 1983). Se distribuye por el interior de la península Ibérica de forma continua y a lo largo de toda la costa mediterránea y atlántica hasta Galicia. Parece que su presencia es menos abundante en zonas amplias de la cornisa cantábrica, como en las provincias de Asturias, Santander, Vizcaya y Guipúzcoa donde se ha citado en muy pocas localidades. No se encuentra en ninguno de los dos archipiélagos Balear o Canario.

El sapo corredor en la Península Ibérica es una especie muy ubicua, ocupando hábitats muy diferentes como son: dunas costeras, bosques aclarados y estepas, cultivos, bosques con cierta cobertura y alta montaña (SINSCH 1998, REQUES 2000). Sus hábitats reproductivos lo constituyen principalmente charcas de duración muy temporal que se llenan por precipitación o por el deshielo y muy expuestas al sol, zonas encharcadas de montaña (turberas, praderas húmedas, etc.), arroyos encharcados e incluso derramaderos de fuentes. También se reproduce en marismas costeras y lagunas endorreicas igualmente de duración temporal y agua relativamente salobre. Por último, es una de las especies de anfibios que mejor se adaptan a hábitats secundarios de origen antrópico, como son canteras o graveras abandonadas.

Se distribuye a lo largo de un gradiente pluviométrico muy amplio, desde las áridas comarcas del sureste peninsular y cuenca del Ebro (< 300 mm), hasta zonas con elevada pluviometría como Galicia y montañas húmedas (> 1.500 mm). Su fenología reproductiva está muy relacionada con el régimen local de precipitaciones comenzando en otoño en el Levante, invierno en Andalucía y Extremadura, y primavera en el centro y norte de la Península. En las zonas montañas la reproducción se puede retrasar hasta finales de la primavera o comienzos del verano, y puede extenderse a lo largo de casi todo el año en las zonas áridas del sureste debido a la impredecibilidad de las precipitaciones.

Su distribución altitudinal comprende desde el nivel del mar hasta las cotas máximas de 1.950 m en Galicia y Sistema Ibérico, 2.400 m en el Sistema Central y 2.540 m en Sierra Nevada.

Hasta la fecha no se han caracterizado variaciones moleculares a nivel subespecífico aunque parece existir cierto grado de diferenciación genética entre las poblaciones del sur de la Península y el resto (FLINDT & HEMMER 1972; BEEBEE & ROWE 2000)



. Se ha encontrado variación geográfica en el tamaño en los individuos adultos de los arenales de Doñana que presentan un tamaño muy inferior al de las poblaciones circundantes. En algunas áreas del interior de Andalucía parecen encontrarse poblaciones adaptadas localmente a las charcas y lagunas ligeramente salinas que utilizan para su reproducción. Por lo general en la península Ibérica no suele coincidir en las mismas áreas reproductivas con *Bufo bufo* y, cuando esto ocurre, muestra preferencia por los hábitats más temporales.



Albert Montori

Amplexus (apareamiento), ejemplares del Parc Natural del Garraf (Barcelona).

B. calamita es peor competidor en condiciones de simpatria y se ha encontrado igualmente variación geográfica en la capacidad competitiva frente a *B. bufo* (GÓMEZ-MESTRE & TEJEDO 2002). No coexiste con la otra especie congénica *B. viridis*, cuya distribución se restringe al archipiélago balear.

Es una especie abundante con una gran plasticidad ecológica aunque presentan problemas de conservación similares a los de otras especies. Las poblaciones con mayor riesgo de extinción serían aquellas

que ocupan áreas muy humanizadas con una fuerte fragmentación de hábitats. El tamaño de sus poblaciones puede sufrir claras fluctuaciones anuales, pudiendo pasar varios años sin reclutamiento de juveniles debido a periodos de sequía prolongada (TEJEDO 1992, TEJEDO & REQUES 1994, SINSCH & SEIDEL 1995, REQUES & TEJEDO 1997, SINSCH 1997).

En general, existe una fuerte dependencia para el mantenimiento de las poblaciones de la incorporación de migrantes procedentes de áreas reproductivas adyacentes; por tanto, la conservación de una sola unidad de hábitat reproductiva se hace en este sentido ineficaz (SINSCH 1992). La destrucción de sus hábitats de reproducción temporales y otras causas como atropello en carreteras, están ocasionando la disminución de sus poblaciones.

Ricardo Reques & Miguel Tejedo

FICHA LIBRO ROJO

Bufo calamita

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: Se la considera, junto con *Rana perezi*, como los anfibios españoles menos amenazados, dada su amplia distribución y buenos efectivos poblacionales

Características biológicas relevantes para su conservación: Es una especie abundante con una gran plasticidad ecológica. La posibilidad de reproducirse en medios acuáticos muy temporales favorece su ocupación de zonas áridas. Presenta fuertes fluctuaciones anuales en sus poblaciones como consecuencia de los periodos anuales de lluvia o sequía, lo que puede inducir a pensar que está en declive.

Factores de amenaza: La destrucción de sus hábitats de reproducción temporales por la agricultura intensiva y otras causas como atropello en carreteras, al ser muy frecuente la formación de charcas temporales en los taludes y cunetas de las mismas, que son usados para la reproducción de la especie.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones con mayor riesgo de extinción serían aquellas que ocupan áreas muy humanizadas con una fuerte fragmentación de hábitats. Especial atención habría que dedicar a las poblaciones costeras de la cornisa cantábrica entre Asturias y Guipúzcoa, muy escasas, altamente discontinuas y aparentemente desconectadas de las poblaciones más numerosas del interior peninsular.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, F. Braña, A. González Nicieza, Í. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

FLINDT & HEMMER (1972); BEEBEE (1983); BEEBEE & ROWE (2000); GÓMEZ-MESTRE & TEJEDO (2002); REQUES (2000); REQUES & TEJEDO (1997); ROWE *et al.* (1997); SINSCH (1992, 1997, 1998); SINSCH & SEIDEL (1995); TEJEDO (1992); TEJEDO & REQUES (1994).

Familia *Bufo* *viridis***Bufo viridis (Laurenti, 1768). Sapo verde***Calàpet* (mallorquín), *Apo berdea* (eusk.)

Miguel Lizana

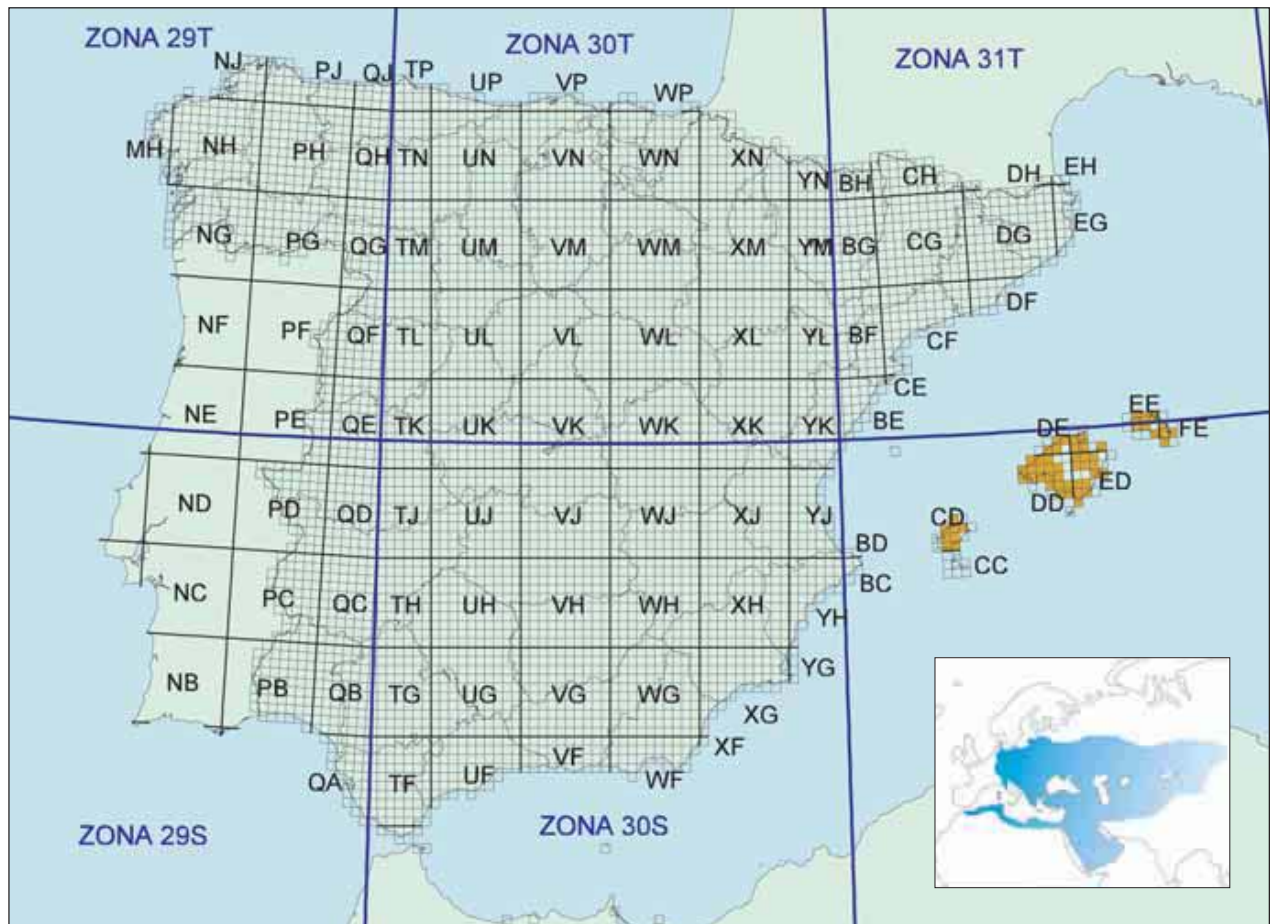
Macho, ejemplar de Mallorca.

Se distribuye por Europa, Asia y el norte de África. Exceptuando la distribución europea, que se conoce bastante bien, falta información detallada sobre los otros continentes. Por el Oeste se extiende desde el sur de Suecia, oeste de Alemania, este de Francia y noroeste de Italia hacia los países del centro de Europa, repúblicas bálticas, países balcánicos y la mitad sur de Rusia, evitando parte de los Alpes. En el Mediterráneo se encuentra en todos los países ribereños, exceptuando a España y Francia continental y parte de Italia, y por todas las islas, incluidas las Baleares. Por Asia ocupa toda la Península Arábiga, extendiéndose por los países del Golfo Pérsico hasta el noroeste de la India, y por el norte, desde el este de Rusia por todas las antiguas repúblicas soviéticas hasta las estribaciones de Mongolia y China.

La subespecie *balearica*, Boettger 1881, se encuentra distribuida por la islas Baleares, Córcega y Cerdeña (HEMMER & KADEL, 1981). Actualmente se encuentra por Mallorca, Menorca e Ibiza, en donde es el único bufónido existente, pero no se encuentra en ninguno de los islotes costeros. Existen citas antiguas en Formentera debidas a introducciones, en donde se consideró como extinguido (MAYOL, 1985; MAYOL & ROMÁN, 1997). Pero recientemente se ha vuelto a citar en esta isla en 1997 (J.P. MARTÍNEZ-RICA, com. pers.), en donde debe de ser muy raro. No existe registro fósil de esta especie, por lo que no pertenece a la fauna prehumana de las Baleares. Su presencia se debe por tanto a una introducción procedente de Córcega o Cerdeña, islas en las que también fue introducido (HEMMER & KADEL, 1981).

No existe correlación entre su distribución y las variables ambientales. La especie se distribuye ampliamente por las tres islas mayores, desde la orilla del mar hasta las cumbres de las montañas. En la Sierra de Tramuntana (Mallorca) se han encontrado ejemplares hasta a 1.000 m de altitud y se conocen diversos puntos en dicha sierra donde se reproduce.

El mapa refleja bien la distribución de la especie. Respecto a su abundancia, esta no ha podido ser cuantificada. La especie puede considerarse común en Mallorca y Menorca, si bien se ha producido una regresión importante, especialmente por la pérdida de localidades de reproducción. En Ibiza, en un trabajo de prospección realizado en 1992 (PLANAS, 1992) sólo se encontraron tres puntos de reproducción segura, considerando la situación del sapo verde en esta isla como crítica. Posteriormente Palerm (1997) sólo lo encuentra en siete cuadrículas UTM de 5 x 5 km y considera su situación como



muy crítica. No obstante, el muestreo realizado por este autor fue estival y debe considerarse como excesivamente tardío, ya que en Mallorca se han localizados las primeras puestas a principios de febrero.

En las Baleares el sapo verde se encuentra en todo tipo de hábitats, tanto agrícolas como naturales, incluidos los más áridos, como las zonas arenosas litorales y las regiones kársticas de la sierra mallorquina de Tramuntana. Se mantiene en zonas urbanizadas, en donde aprovecha para reproducirse estanques ornamentales e incluso piscinas, que hasta la llegada del verano se encuentran semivacías y con aguas estancadas. Ha colonizado nuevos medios para la cría, como algunos lagos de campos de golf. En varios de ellos se encontraron miles de larvas en los años 1997 y 1998.

La especie está sufriendo una regresión muy grave en Ibiza. En Mallorca la rarefacción puede considerarse como importante, siendo más leve en Menorca. Las causas que pueden apuntarse son:

- Urbanización de amplias zonas, con destrucción de puntos de reproducción. Este factor es importante en todas las islas, pero es especialmente grave en Ibiza y Mallorca.
- Pérdida de lugares de reproducción naturales por disminución del nivel freático, pérdida de fuentes y desecación de cursos de agua. Muy importante en Ibiza, importante en Mallorca. En Menorca puede considerarse algo menos importante, aunque también se ha urbanizado mucho. Este factor va en aumento a causa del incremento de las perforaciones para extraer agua que se produce paralelamente a las nuevas construcciones e incremento de la población. Esto se ha visto aumentado por la sequía padecida desde 1998.
- Pérdida generalizada de lugares de reproducción artificiales en el medio agrícola y rural por el abandono de las prácticas tradicionales, regresión de la agricultura y por la modernización actual de los trabajos agrícolas. Muchos aljibes o albercas, abrevaderos y otros tipos de receptáculos han

dejado de ser utilizados y se han deteriorado, colmatado o ya no recogen agua. Los antiguos sistemas de riego, que favorecían estas construcciones han desaparecido. Este factor, en aumento, es especialmente grave en Ibiza, e importante en Mallorca y Menorca.

- Incremento, modernización y ampliación de la red viaria. Las nuevas carreteras, cada vez más anchas, veloces y transitadas, además de causar numerosas bajas por atropellos, fragmentan los hábitats. Especialmente impactantes son las autopistas y autovías, que constituyen barreras mortales y prácticamente infranqueables. Hasta la fecha los pasos de fauna son inexistentes y tan solo pueden aprovechar pasos de aguas. Este factor es muy importante en todas las islas, pero especialmente en Mallorca e Ibiza.
- Uso de pesticidas y abonos químicos. Posiblemente tiene incidencia de forma generalizada, pero este factor no ha sido estudiado.

El Gobierno de las Islas Baleares ha realizado algunas actuaciones de conservación. En 1992 se realizó un inventario de las localidades de cría en Ibiza y se llevó a cabo una reintroducción de larvas procedentes de Mallorca, liberándose 1.750 larvas en cuatro localidades. En 1999, en Ibiza se restauró una gran alberca y su sistema de captación de aguas, si bien ha seguido perdiendo agua. Está previsto restaurarla definitivamente en 2002. En Menorca el Centro de Recuperación de Fauna del Grupo de Ornitología Balear, realiza en primavera numerosas traslocaciones de larvas de recipientes naturales o artificiales que se van a secar. Actualmente, en Mallorca se está realizando un inventario de localidades, preferentemente naturales, en donde cría y se ha realizado alguna actuación puntual para facilitar la salida de adultos y subadultos de recipientes artificiales en donde entran para criar pero de los que es difícil salir. En 1992 se editó un cómic sobre esta especie dentro de las campañas de educación ambiental que desarrolla la Consejería de Medio Ambiente. También se realizó un póster destinado específicamente a esta especie y otro, a los anfibios y reptiles protegidos de las Baleares. En 1998 se realizó una repoblación con varios centenares de larvas procedentes de un campo de golf en una nueva laguna construida en el Aeropuerto de Son San Juan (Palma).

Otras acciones de conservación serían:

- Finalizar el inventario de las localidades de cría y realizar tareas de conservación de los puntos de agua que lo necesiten, ya sea directamente (en fincas públicas) o mediante convenios con los propietarios. Dar prioridad a la mejora de los puntos de agua que se encuentran en fincas públicas y en las incluidas en la Red Natura 2000.
- Construir pasos de fauna, siempre que ello sea necesario, en las carreteras de nueva construcción. Adecuar los pasos de agua como pasos de fauna, siempre que sea necesario, en las carreteras que se mejoren o desdoblén.
- Lanzar una nueva campaña de divulgación dirigida principalmente, a los estudiantes de Educación Primaria y a los agricultores.
- Continuar con las traslocaciones de larvas que se realizan en Menorca de balsas que se van a secar por falta de agua o pérdida a otras con agua permanente. Extender esta práctica a otras islas.
- En Ibiza, reparar y mantener con agua durante la temporada de cría una red de seis balsas como mínimo, que permita la reproducción con éxito de la especie. Realizar un plan de conservación tendente a asegurar una serie de puntos de agua distribuidos por la isla y que garanticen la reproducción de la especie.
- Estudiar la posible incidencia de pesticidas sobre la especie.

Jordi Muntaner Yangüela

FICHA LIBRO ROJO

Bufo viridis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable. VU B1ab+2ab

Justificación de los criterios: Vulnerable, cuando no está en Peligro Crítico o En Peligro pero se enfrenta a un alto riesgo de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato, definido por A) Reducción de la población por 1) Una reducción 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.

Características biológicas relevantes para su conservación: Fuerte dependencia de la conservación de medios acuáticos naturales y artificiales.

Factores de amenaza: Abundante en Mallorca y Menorca, menos frecuente en Ibiza y citas esporádicas en Formentera. La especie sufre una regresión muy grave en Ibiza. En Mallorca la regresión puede considerarse como importante, siendo más leve en Menorca. Las causas de esta regresión son en primer lugar déficit hídrico: urbanización; pérdida de lugares de reproducción naturales por disminución del freático, pérdida de fuentes y desecación de cursos de agua; pérdida generalizada de lugares de reproducción artificiales en el medio agrícola y rural por el abandono de las prácticas tradicionales, regresión de la agricultura y por la modernización actual de los trabajos agrícolas; Incremento, modernización y ampliación de la red viaria; uso de pesticidas y abonos químicos.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones de Ibiza se encuentran en grave peligro y las de Mallorca y Menorca en un riesgo algo menor.

Actuaciones para su conservación: El Gobierno de las Islas Baleares ha realizado diversas actuaciones de conservación como: inventario de las localidades de cría en Ibiza y reintroducción de larvas procedentes de Mallorca, restauración de albercas, etc. En Menorca, el Centro de Recuperación de Fauna del GOB ha realizado en primavera translocaciones de larvas de recipientes naturales o artificiales que se van a secar. En Mallorca se está realizando un inventario de localidades de cría. Por otro lado se han realizado actividades de educación ambiental como cómics y carteles.

Otros expertos consultados: Á. Román.

Referencias más significativas

MAYOL (1985); MAYOL & ROMÁN (1997); MEJÍAS & AMENGUAL (2000); MUNTANER (1999); PALERM (1997); PLANAS (1992); ROTH (1997); VIVES *et al.* (1987); ROTH (1997).



Familia *Hylidae****Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). Ranita de San Antón***Zuhaitz-igel arrunta* (eusk.), *estroza o Rela Común* (gal.)

Albert Montori

Ejemplar de La Rioja.

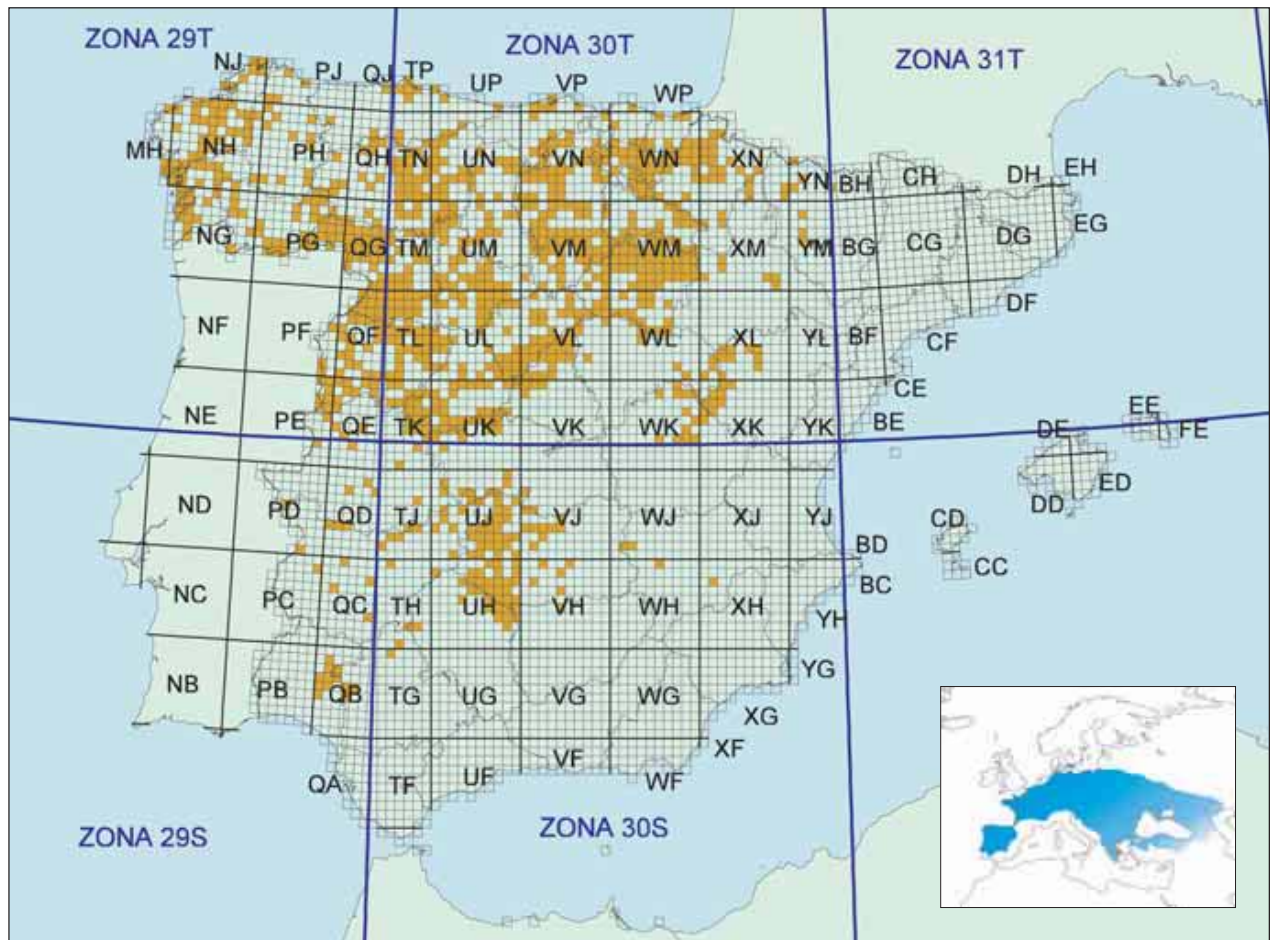
Amplia distribución en Europa Occidental, desde la costa atlántica, por el norte hasta el extremo sur de Suecia, estando ausente en las islas Británicas y la mayor parte de Escandinavia, por el este hasta Lituania, Bielorrusia, Ucrania y Rusia, y en las orillas del mar Caspio y norte de Turquía y Crimea. Por el sur está presente en todo el litoral Mediterráneo europeo, incluyendo Malta y las islas griegas, italianas y francesas. Ausente del litoral Mediterráneo de Francia (STUMPEL & TESTER, 1993).

En la Península Ibérica ocupa de forma bastante homogénea el centro, oeste y norte (excepto Cataluña y gran parte de la Cordillera Cantábrica). En el este, está ausente de Cataluña estando sus poblaciones más orientales en la provincia de Huesca. El límite este de su distribución se compone de algunas poblaciones de las provincias de Zaragoza, Teruel y Cuenca y dos poblaciones muy aisladas en Albacete. El límite sur de su distribución es la cuenca del Guadiana, aunque existen algunas poblaciones aisladas más meridionales. El suroeste de Ciudad Real y algunos puntos del norte de las provincias de Córdoba y Jaén son sus límites meridionales en el centro de la península. Hacia el oeste aparecen poblaciones aisladas aún más meridionales en el norte de Sevilla y Huelva. Probablemente es más abundante en la provincia de Cáceres de lo que se refleja en el mapa adjunto (BARBERÁ *et al.* 1999; GALÁN, 1997; GALÁN *et al.*, 1993; MORALES *et al.*, 1997).

Se han descrito dos subespecies para Iberia: *Hyla arborea molleri* Bedriaga, 1890 es la forma descrita para el noroeste de España y Portugal, el resto de la península la ocuparía *Hyla arborea arborea*.

Precisa de hábitats húmedos y con vegetación abundante aunque se encuentra ocasionalmente en algunas parameras. Durante el día los adultos se refugian en carrizales, juncos, y vegetación densa en proximidad de zonas con masas de agua permanentes (ríos, lagunas, prados húmedos, etc.).

En el valle del Tíetar, Sierra Morena, Badajoz y Guipúzcoa, se halla en simpatria con *Hyla meridionalis* que parece reemplazarla progresivamente a medida que se avanza hacia el suroeste de la península. En zonas de simpatria estricta se han detectado híbridos no fértiles entre estas especies (ROSA & OLIVEIRA, 1993).



Se distribuye desde el nivel del mar hasta más de 2.000 metros en el Sistema Ibérico y Central (GARCÍA-PARÍS & MARTÍN, 1987).

Su distribución puede estar disminuyendo en las zonas más secas de Iberia por destrucción o alteración de sus lugares de reproducción. Su conservación depende de la disponibilidad y calidad de los puntos de agua y de la vegetación de ribera. Las poblaciones del sureste y suroeste ibéricas pueden estar muy aisladas, por lo que son más vulnerables.



Miguel Lizana

Ejemplar de Candeleda, Ávila.

Rafael Márquez

FICHA LIBRO ROJO

Hyla arborea

Categoría mundial UICN: NT Casi Amenazada.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

H. a. arborea Casi Amenazada NT

H. a. molleri Preocupación Menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Su hábitat típico requiere aguas permanentes, buena cobertura vegetal y vegetación de ribera.

Factores de amenaza: Destrucción del hábitat. Contaminación de las aguas en zonas agrícolas. Quema de vegetación de ribera. Introducción de especies exóticas. Poblaciones periféricas en regresión, principalmente en la parte mas meridional de su distribución y en zonas bajas.

Poblaciones amenazadas: Algunas poblaciones de Madrid están amenazadas (Alpedrete, Villalba y Torrelodones). Existen poblaciones muy aisladas en Cuenca, Albacete, Jaen, norte de Sevilla, Huelva y Badajoz. Especie considerada vulnerable en Asturias. Se la considera Vulnerable (VU) en el Catálogo de especies amenazadas de Asturias.

Otros expertos consultados: J. Barbadillo, Í. Martínez-Solano & F. González.

Referencias más significativas

ALVAREZ & SALVADOR (1984); ASTUDILLO (1997); BARBERÁ *et al.* (1999); GALÁN (1997, 1999); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); GARCÍA *et al.* (1989); GARCÍA *et al.* (1987); GARCÍA-PARÍS & MARTÍN (1987); LIZANA *et al.* (1989); MÁRQUEZ & TEJEDO (1990); MORALES *et al.* (1997); ROSA & OLIVEIRA (1993); SALVADOR & CARRASCAL (1990); STUMPEL & TESTER (1993).

Familia *Hylidae*

***Hyla meridionalis* (Boettger, 1874). Ranita meridional**

Reineta (cat.), *hegoaldeko zuhaitz-igela* (eusk.)



L. J. Barbadillo

Hembra, ejemplar de Marruecos.

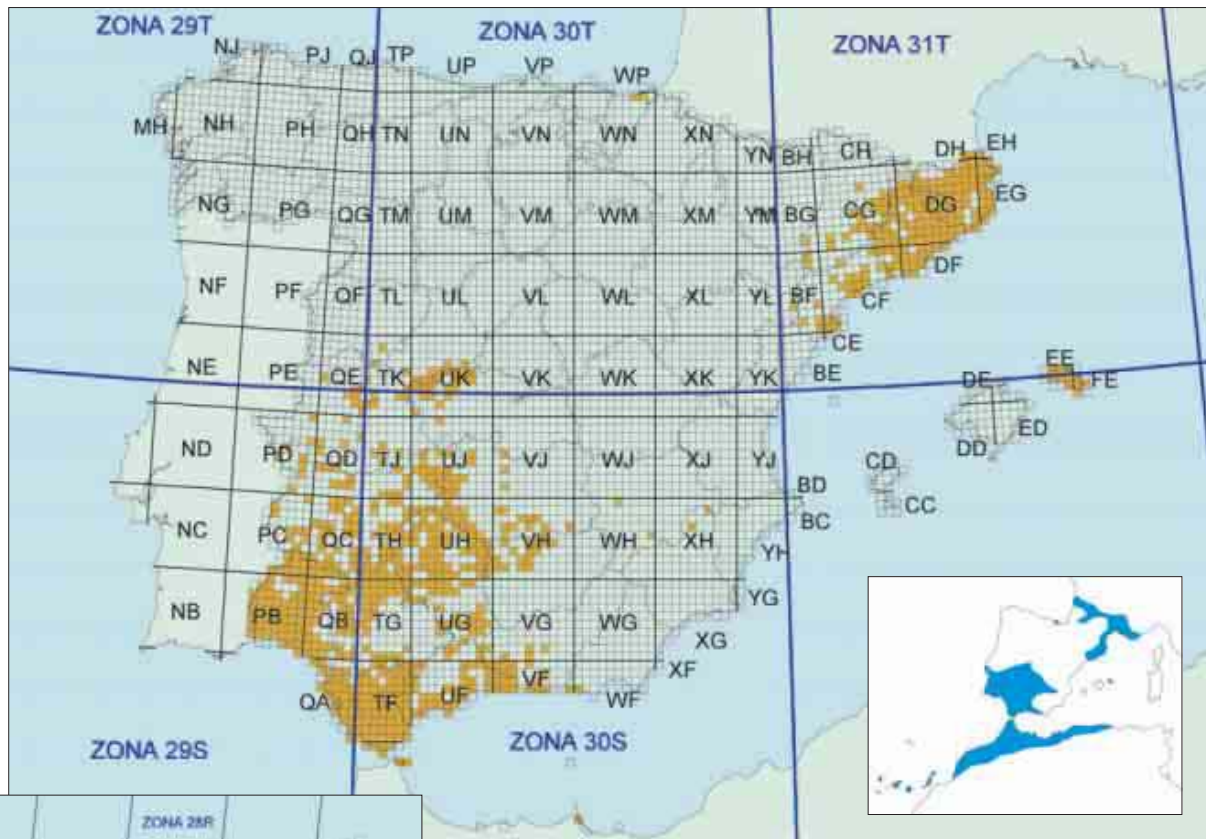
Su distribución es muy fraccionada; está presente en el noroeste de África (incluyendo Ceuta y Melilla), islas Canarias, Menorca y Madeira, Península Ibérica, sur de Francia y noroeste de Italia (Liguria). Su distribución ibérica está concentrada en dos núcleos principales. El primero sería el cuadrante suroccidental, distribuyéndose de modo continuo a lo largo de Extremadura y Andalucía (principalmente en la zona occidental), Castilla-La Mancha hasta Ciudad Real y Toledo, no estando segura su presencia en Albacete, y adentrándose por el sur de las provincias de Salamanca y Ávila. Hay citas de la especie en la zona nororiental de la Comunidad de Murcia. El segundo núcleo importante, aislado completamente del anterior, sería el de Cataluña siendo más frecuentes las citas en las provincias de Barcelona y Gerona. Es de destacar, por su aislamiento y riesgo de extinción, la población de Guipúzcoa, probablemente sea el límite meridional desgajado de las poblaciones que se distribuyen a lo largo de la costa atlántica francesa.

En general, está limitada a los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneo de la Península Ibérica. Para reproducirse suele preferir lugares con buena cobertura de vegetación, como charcas estacionales o permanentes, prados inundados, arroyos y ríos en zonas de escasa corriente, lagunas, así como en hábitats artificiales, pequeñas represas, charcas ganaderas, colas de embalses e incluso piscinas. El periodo reproductor varía mucho dependiendo de la localidad donde se encuentren. En las islas Canarias comienzan a reproducirse en el mes de diciembre y continúan hasta mayo. En Andalucía suelen comenzar a reproducirse en el mes de Enero y prolongarse hasta el mes de Mayo. Por el contrario, en el País Vasco el periodo reproductor va de abril a mediados de agosto. (DÍAZ-PANIAGUA 1986; LUIS & BAEZ 1988; RODRÍGUEZ JIMÉNEZ 1988; HÓDAR & CAMACHO 1991; REQUES & TEJEDO 1991; ETXEZARRETA & RUBIO 1998).

Suele vivir generalmente en zonas bajas que no sobrepasan los 700 m. Sin embargo, se han encontrado poblaciones en el Real de San Vicente (Toledo) a 1.200 m, en Sierra Nevada (Granada) alcanza los 1.250 m, y en Cataluña llegan a sobrepasar los 1.200 m. En Tenerife alcanzan los 1.150 m.

Se encuentra en simpatria con la ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) en algunas zonas como el centro y sur de Portugal, Badajoz, Valle del Tiétar (Sistema Central) (PATÓN 1989) y norte de la provincia de Córdoba. En algunos casos, ambas especies pueden llegar a hibridar dando lugar a individuos con una coloración intermedia aunque estériles. (ROSA & OLIVEIRA 1994).

Esta especie es relativamente frecuente y sus poblaciones, salvo las del sureste ibérico y País Vasco, no parecen tener graves problemas de conservación. La principal amenaza para la ranita meridional,



como para el resto de los anfibios, es el continuo deterioro, fragmentación y desaparición de los hábitats reproductivos. Es de destacar la regresión considerable que han sufrido las escasas poblaciones de Guipúzcoa debido a proyectos de desarrollo urbanístico que han destruido sus hábitats reproductivos. La eliminación de la vegetación de los márgenes de las masas de agua donde se reproduce así como la alteración de las aguas producida por contaminantes químicos son algunas de las causas más frecuentes de extinciones locales (por ejemplo, poblaciones del occidente granadino). En general, sería recomendable adoptar medidas de protección en las zonas que son límite de su distribución y conocer más a fondo su biología, especialmente sus requerimientos ecológicos, demografía, estructuración genética y susceptibilidad a contaminantes ambientales.



Ejemplar con coloración atípica del Parc Natural del Garraf (Barcelona).

Albert Montori

Miguel Tejedo & Ricardo Reques

FICHA LIBRO ROJO

Hyla meridionalis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España: Casi amenazada NT.

Justificación de los criterios: Debido a su distribución fraccionada en varios núcleos, existe un elevado número de poblaciones periféricas de esta especie que potencialmente pueden presentar problemas de conservación.

Características biológicas relevantes para su conservación: Su hábitat típico requiere buena cobertura vegetal y vegetación de ribera.

Factores de amenaza: Destrucción y alteración del hábitat. Disminución de los puntos de agua para su reproducción. Contaminación química del agua. En las áreas más secas del Sureste las poblaciones están muy aisladas entre sí.

Poblaciones amenazadas: En peligro de extinción en el País Vasco (única población, monte de Mendizorrotz, Guipúzcoa). Poblaciones amenazadas en la periferia de su distribución. También amenazada la población de El Hierro (aunque la especie es considerada introducida en Canarias).

Su situación es crítica en Andalucía Oriental donde se han extinguido varias poblaciones por alteración de los puntos de agua (cementación del brocal de charcas de pozo). Muy afectada por la eutrofización y contaminación química (Zafarraya y Vega de Granada); aislamiento de poblaciones (Güéjar-Sierra, Granada) e incendios y eliminación sistemática del carrizal (laguna de El Padul, Granada). En las zonas costeras de la provincia de Granada la disminución de poblaciones de ranita meridional se ha relacionado con la desaparición del cañaveral y de la vegetación de ribera, y con la canalización de ramblas que se está observando al sustituir los cultivos tradicionales de caña azucarera por cultivos bajo plástico.

Actuaciones para su conservación: Plan de Gestión de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) Diputación Foral de Guipúzcoa (para el área de Mendizorrotz). Orden foral de 10 de noviembre de 1999. Boletín oficial de Gipúzkoa Núm. 221. 18 noviembre de 1999, pp. 16.797-16.802.

Las poblaciones de esta especie en Canarias fueron descatalogadas del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas en 1999.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, Í. Martínez-Solano, A. Gosá & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

DÍAZ-PANIAGUA (1986); ETXEZARRETA & RUBIO (1998); HÓDAR & CAMACHO (1991); LUIS & BÁEZ (1988); PATÓN (1989); REQUES & TEJEDO (1991); RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ (1988B); ROSA & OLIVEIRA (1994).

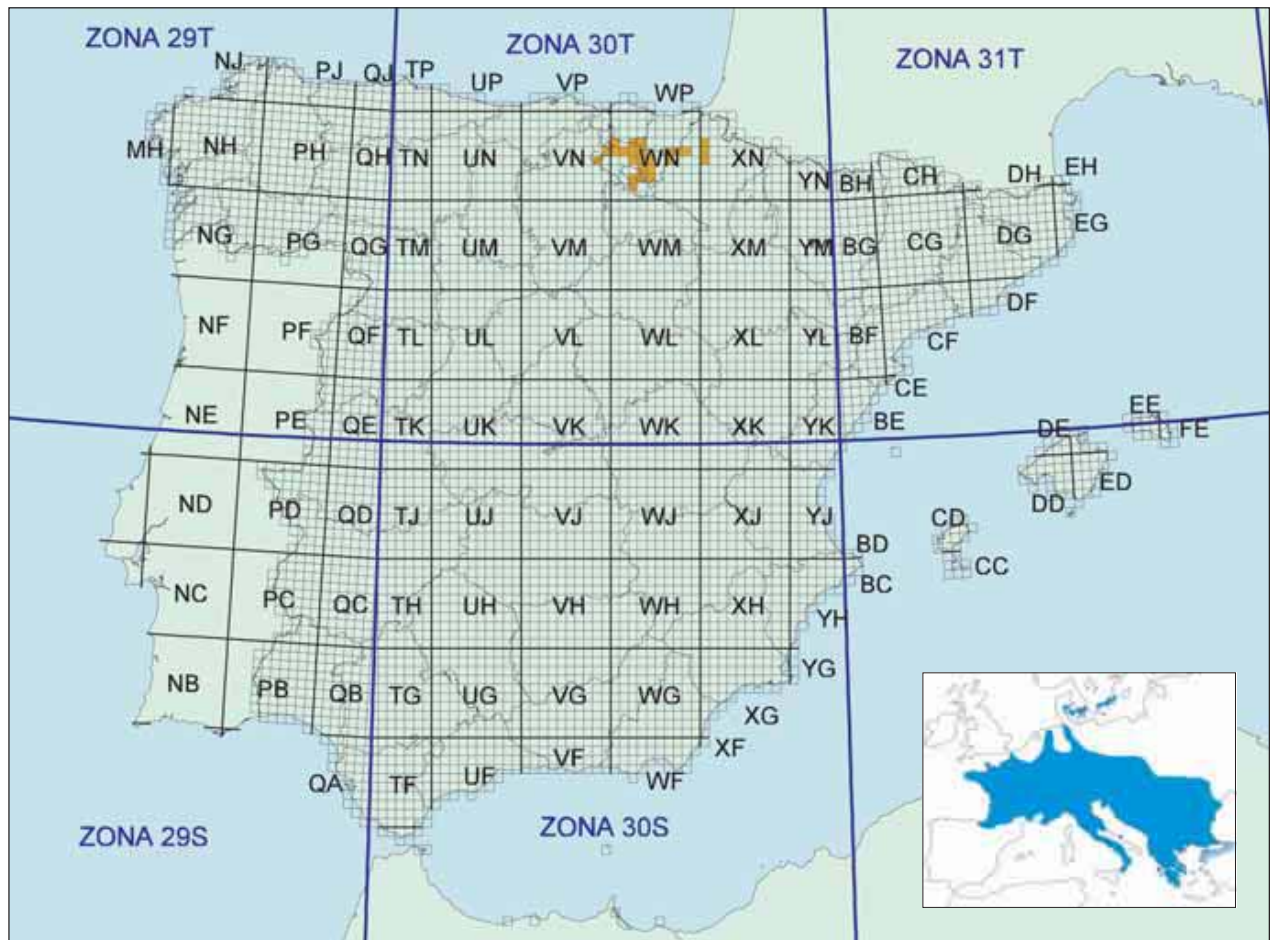
Familia *Ranidae***Rana dalmatina Bonaparte, 1840. Rana ágil***Baso-igel jauzkaria* (eusk.)

L. J. Barbadillo

Ejemplar de Burgos.

Anfibio ampliamente distribuido en Europa, desde Dinamarca y el sur de Suecia por el Norte, a las penínsulas meridionales, y desde la costa occidental del mar Negro por el Este, hasta Francia y España por el Oeste, donde aparece confinada en áreas de Álava y Navarra. El borde noroccidental de la población alavesa ha sido recientemente ampliado a las tierras burgalesas colindantes, en la cabecera del río Nervión (puerto de Orduña). Un conjunto de citas recientes ha venido a ampliar los límites de algunos núcleos antiguamente conocidos, tales como los de Altube, el entorno de Vitoria y la sierra de Izki, en Álava, y el valle de Ultzama, en Navarra. La presencia y continuidad de la población son relativamente homogéneas en Álava, rarificándose hacia el Este, donde se fragmenta en tres núcleos aislados y definitivamente desconectados (Navarra). Las poblaciones más abundantes se localizarían en los robledales pedunculados del puerto de Altube (norte de Álava) y en los marojales del entorno del Parque Natural de la sierra de Izki (sureste de Álava). El mapa de distribución refleja adecuadamente los índices de abundancia por cuadrícula, si bien presentaría un cierto sesgo derivado de un registro excesivo de observaciones en el listado, en las cuadrículas correspondientes al núcleo de Burgos, situado en el borde de la distribución y que debe contar con un número reducido de efectivos (BARBADILLO *et al.*, 2000; BEA, 1985; GÁLLEGO, 1970; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; GROSSENBACHER, 1997; ZUIDERWIJK & VEENSTRA, 1984; GUYÉTANT, 1989; PUENTE AMESTOY, 1956).

La distribución ibérica de la rana ágil coincide con la de ciertas series de vegetación definidas por la presencia de distintos tipos de robledales cantábricos y subcantábricos, caracterizados por los robles pedunculado y marojo, actualmente repartidos en manchas muy dispersas y desconectadas de la vertiente meridional y entorno de la divisoria de aguas cantábrico-mediterránea. La presencia testimonial de estos bosques en la vertiente atlántica sería la causa de la ausencia de la especie en la misma, a la que sólo alcanza en las estribaciones que separan las provincias de Álava y Vizcaya. Por encima de los 500-600 m, y superando el dominio de los robledales, la especie amplía su hábitat forestal al hayedo circundante, donde alcanza el registro altitudinal máximo (980 m en la sierra de Aralar, Navarra). Las observaciones más bajas se han hecho a 280 m, aunque en el vecino departamento de los Pirineos Atlánticos (Francia) se ha detectado muy próxima al nivel del mar. En los suelos encharcadizos de los pastizales de la campiña agroganadera, sustitutiva de los antiguos robledales, y en el sotobosque umbrío y fresco de éstos, la especie encuentra su hábitat óptimo. Los particulares requerimientos de



unas masas de agua caracterizadas por la presencia de halófitos maduros en los que establecer las puestas han podido contribuir igualmente a su ausencia de la vertiente atlántica del País Vasco, muy humanizada, donde este tipo de humedales es difícil de encontrar en las circunstancias actuales. Los robledales y bosques mixtos frescos de la cabecera del río Bidasoa (Navarra), en contacto con las masas forestales francesas, presentan una potencialidad alta para la especie. El factor limitante sería, una vez más, la escasez de humedales apropiados para la reproducción. Los límites generales de la ya reducida área actual de distribución no parecen haber sufrido modificaciones notables en las últimas décadas, pero se poseen datos de la rarefacción local y pérdida continua de poblaciones, especialmente en Navarra. En contrapartida, la reciente intensificación de la prospección está permitiendo sacar a la luz nuevos núcleos, algunos en zonas que se daban por perdidas para la especie, lo que ha abierto un importante caudal de información, que viene a clarificar las posibilidades intactas que el anfibio ofrece para su manejo y gestión (Gosá, 1997; 2000; 2000-01).

Alberto Gosá

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (2000); BEA (1985); GALLEGO (1970); GOSÁ (1997, 2000, 2000-01); GOSÁ & BERGERANDI (1994); GROSSENBACHER (1997); GUYÉTANT (1989); PUENTE AMESTOY (1956); ZUIDERWIJK & VEENSTRA (1984).

FICHA LIBRO ROJO**Rana dalmatina**

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: En peligro EN B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Extensión de presencia estimada inferior a 5.000 km² y área de ocupación estimada inferior a 500 km². La población se encuentra severamente fragmentada y se puede inferir un declive continuo en la extensión y calidad del hábitat y en el número de subpoblaciones, especialmente en Navarra. Especie dependiente del robledal atlántico.

Características biológicas relevantes para su conservación: La población española constituye el borde suroccidental de distribución de la especie, y su proporción con respecto a ésta es testimonial. Una parte relativamente significativa de la población se distribuye en espacios protegidos: Parques Naturales de Gorbea y Sierra de Izkiz, y Parque Periurbano de Salburúa (Vitoria), en el País Vasco; Área Natural Recreativa del Bosque de Orgi y Enclave Natural de la Balsa de Loza, en Navarra. La rana ágil se encuentra protegida bajo las figuras de especie "Vulnerable" en el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas y "Sensible a la alteración de su hábitat", en el Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra.

Factores de amenaza: El proceso histórico de sustitución de los bosques que constituían su hábitat preferente ha contribuido a la reducción de su área de distribución. La causa más grave de alteración en los últimos tiempos, cuando la conservación de los robledales residuales parece asentarse en una tendencia que se consolida, recae en la destrucción de los humedales que constituyen su hábitat reproductor. El resultado es la pérdida progresiva y continua de efectivos a escala local, y la tendencia al aislamiento de los núcleos, incapacitados para desarrollar sus desplazamientos metapoblacionales, por falta de zonas húmedas.

La especie sufre un proceso de fragmentación en amplias zonas de su distribución, especialmente en Navarra, donde se localizan tres subpoblaciones definitivamente aisladas. La pérdida de extensión del hábitat se debe a la sustitución histórica del robledal atlántico, del que depende en gran medida la especie, por las praderas y monocultivos de tipo extensivo. Los biotopos de reproducción, seleccionados entre los ecosistemas acuáticos maduros, desaparecen enterrados en el mismo proceso implicado en el declive de los robledales. Las primeras observaciones de destrucción de los espacios húmedos utilizados por la rana ágil para reproducirse datan de mediados de los años 70, pero el proceso ha debido ser antiguo, en consonancia con la ampliación del espacio útil para la agricultura.

Poblaciones amenazadas: Todas las subpoblaciones navarras y la de la Llanada alavesa. En Navarra, la localidad que alberga el mayor núcleo reproductor censado supera las 600 hembras adultas, pero comúnmente la concentración de hembras en una charca se sitúa entre los 10 y 100 individuos. La subpoblación de la Cuenca de Pamplona se encuentra en situación crítica. Está aislada del resto y, a excepción de una pequeña mancha forestal, ha desaparecido todo vestigio de hábitat y sólo permanece en dos localidades (charcas), con un total de 111 hembras adultas (censo de 2.000). Se desconoce el estatus de las poblaciones recientemente descubiertas en el Noreste de Burgos (Monte de Santiago y alrededores).

Actuaciones para su conservación: Actuaciones sobre el hábitat a escala local, basadas en criterios de recuperación de zonas húmedas, consistentes en el acondicionamiento de humedales con funcionalidad reproductora para la especie y la construcción de nuevas charcas. Las actuaciones deben fundamentarse en estudios de campo, para el diseño adecuado de las estrategias de manejo y el establecimiento de redes intercomunicadas de humedales, que faciliten la dispersión metapoblacional del anfibio. La subpoblación navarra de Ultzama es, en la actualidad, objeto de un plan de recuperación según las líneas básicas expuestas.

Familia *Ranidae*

Rana iberica Boulenger, 1879. Rana patilarga

Baso-igel iberiarra (eusk.), *Rā-patilonga* (gal.)



Miguel Lizana

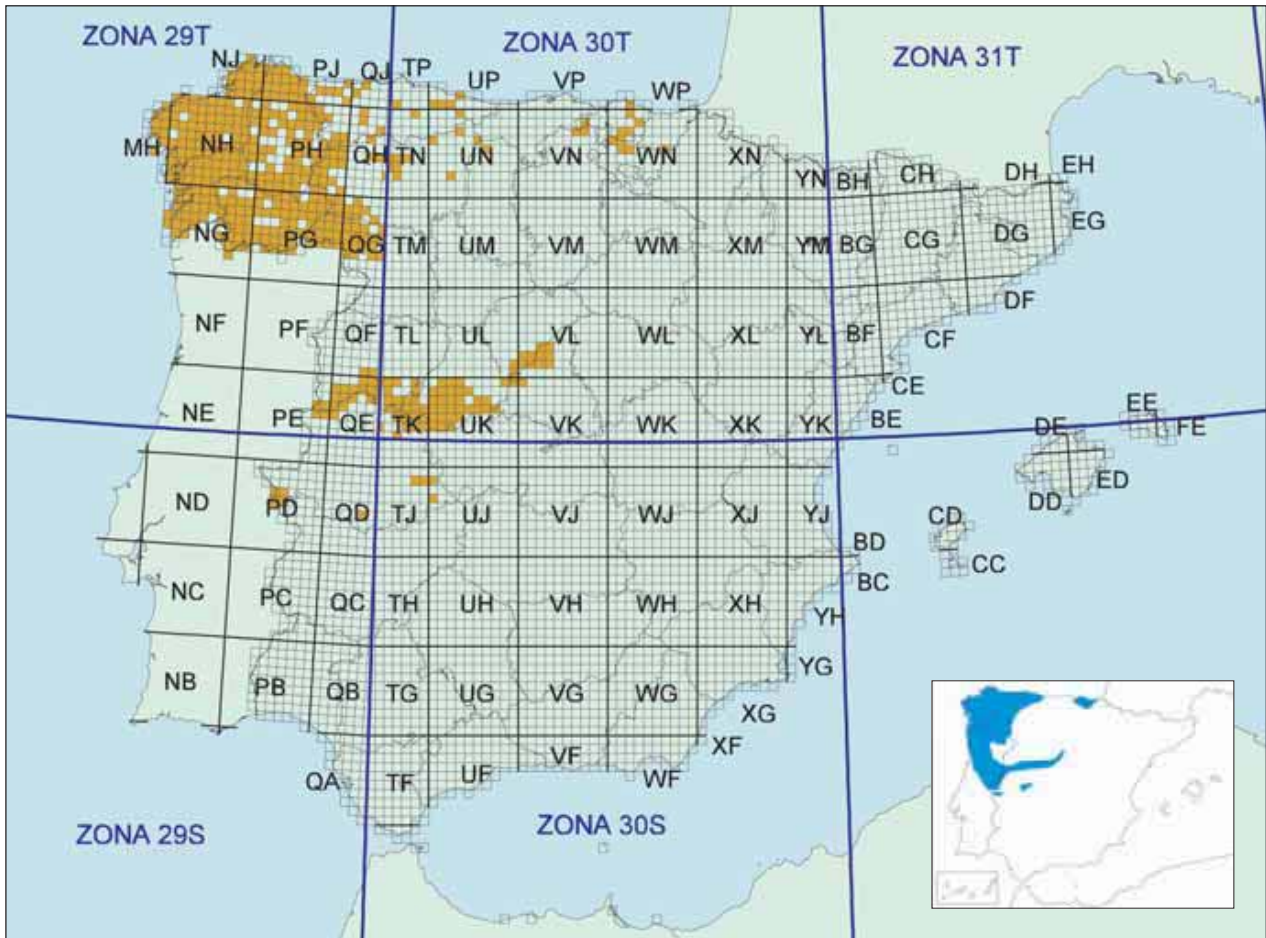
Ejemplar de Salamanca.

La rana patilarga es una especie monotípica endémica de la Península Ibérica y uno de los pocos anuros no-mediterráneos que presenta una distribución eurosiberiana atlántica. Está ampliamente repartida en Galicia y se extiende hacia el noreste de forma discontinua y puntual a través de la Cornisa Cantábrica hasta el Parque Natural de la Sierra de Aralar en Guipúzcoa, alcanzando, asimismo, las áreas más septentrionales de Palencia, norte y oeste de León y noroeste de Zamora. En la región más occidental de su distribución desciende hacia el Sur por la mitad norte de Portugal hasta la Sierra de San Mamede (Alto Alentejo) y, penetra por el Sistema Central a través de las Sierras de Béjar y Gata y Gredos, hasta la Sierra de Guadarrama. Al sur del río Tajo, en la provincia de Cáceres, existen poblaciones dispersas de rana patilarga localizadas en algunas sierras, siendo la de San Pedro la que representa el límite meridional de distribución para la especie en España (BEA, 1985a; GARCÍA-PARÍS *et al.*, 1989; LIZANA *et al.*, 1992; GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993; CRESPO, 1997; ESTEBAN, 1997a).

La existencia de restos fósiles durante el Pleistoceno superior de Cueva Millán (Burgos) indica una contracción en la distribución actual de la especie (ESTEBAN & SANCHIZ, 1991).

Rana iberica muestra un amplio rango altitudinal. En la zona norte de su distribución vive desde cotas muy bajas, casi al nivel del mar, hasta altitudes de 1.450 m en la Serra de Queixa (Orense), 1.900 m en Somiedo (Oviedo) y 1.800 m en las Sierras del Teleno (León) y La Cabrera (Zamora). En el País Vasco vive preferentemente a baja altitud, no superando los 620 m. En el Sistema Central puede vivir a altitudes inferiores a 400 m en el valle de la Vera (Cáceres); sin embargo es una especie preferentemente montana y alcanza cotas de 2.425 m en la Sierra de Béjar, 2.400 m en Gredos y 2.120 m en Peñalara, Madrid (ESTEBAN & SANCHÍZ, 2000).

La rana patilarga es la especie más acuática dentro de las ranas pardas ibéricas. Vive en zonas umbrías y se la encuentra asociada con frecuencia a arroyos y regatos de corriente rápida y temperatura baja con abundante vegetación, que discurren entre hayedos, robledales, alisedas, fresnedas o pinares. En Galicia es frecuente en pequeños regatos que discurren por los prados. Las poblaciones de alta montaña del Sistema Central pueden vivir en turberas y lagunas de origen glaciar. En raras ocasiones se la observa alejada del medio acuático, pero siempre en zonas muy umbrías y con abundante vegetación. Se reproduce en los mismos lugares donde vive pero eligiendo las zonas más remansadas, con vegetación y poca profundidad. Es preferentemente nocturna, pero no es difícil observarla durante el día.



Coincide en su distribución septentrional con *R. temporaria* y en el País Vasco, con *R. dalmatina*. En el Sistema Central puede convivir sintópicamente con *R. perezi* (LIZANA *et al.*, 1995).

Marisa Esteban & Íñigo Martínez Solano



Íñigo Martínez Solano

Ejemplar de Esqueiro, Asturias.

FICHA LIBRO ROJO

Rana iberica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A2ce.

Justificación de los criterios: Cabe suponer razonablemente que en un periodo de 10 años se pierdan gran parte de las poblaciones, especialmente del Sistema Central y Extremadura. Existen datos concretos de regresión de Peñalara y el Sistema Central madrileño.

Factores de amenaza: Su estado de conservación es variable. Se la puede considerar como No Amenazada en la región occidental, principalmente en Galicia, pero su estatus es Vulnerable en los extremos de su distribución oriental. Las poblaciones del País Vasco se encuentran localizadas y presentan efectivos reducidos, especialmente en la porción más oriental. Sufre también un grave retroceso en el Sistema Central y en las poblaciones extremeñas.

Las poblaciones de menor altitud del Sistema Central oriental están siendo severamente afectadas por el creciente impacto turístico y urbanístico que sufren las áreas del pie de la sierra. Por ello, la especie se está viendo progresivamente relegada a las zonas más altas de los cursos de los ríos y arroyos, donde aún se mantienen condiciones más favorables para su desarrollo. Esta situación está previsiblemente incrementando el aislamiento entre grupos de poblaciones y, por consiguiente, el riesgo de que se produzcan extinciones locales, lo que reduciría enormemente la probabilidad de una recolonización futura. Entre las amenazas más importantes para la especie se encuentran la alteración y destrucción directa de hábitat, así como la introducción de especies exóticas, especialmente de salmónidos y algunos mamíferos, como el visón americano.

Poblaciones amenazadas: Poblaciones del Sistema Central (Peñalara y Guadarrama) y poblaciones aisladas en Extremadura (Villuercas, Guadalupe y Valencia de Alcántara). En Madrid, las de El Escorial y Abantos (Ayllón & Domínguez-Gonzalo, 2001). Algunas poblaciones del País Vasco también están amenazadas.

Actuaciones para su conservación: Estudio del estado de las poblaciones de *Rana iberica* en la Comunidad de Madrid por la Sociedad de Conservación de Vertebrados / Comunidad de Madrid.

Otros expertos consultados: L.J. Barbadillo & I. de la Riva.

Referencias más significativas

ARANO *et al.* (1993); AYLLÓN & DOMÍNGUEZ-GONZALO (2001); BEA (1985a); CRESPO (1997); ESTEBAN (1997a); ESTEBAN & SANCHÍZ (1991, 2000); GALÁN & FERNÁNDEZ (1993); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1989); LIZANA *et al.* (1992, 1995).



Familia *Ranidae***Rana perezi Seoane, 1885. Rana común***Granota verda* (cat.), *ur-igel arrunta* (eusk.), *rā verde* (gal.)

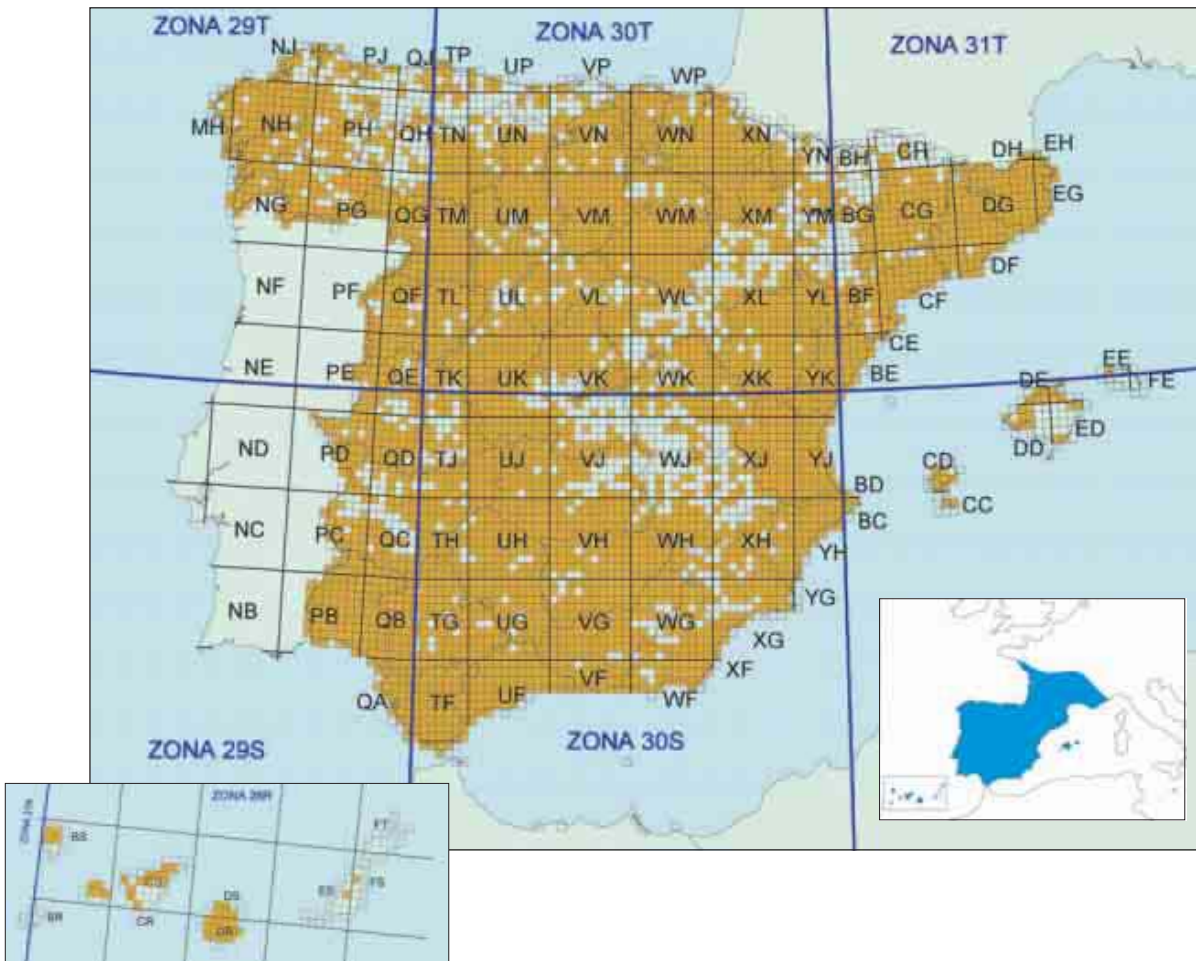
Albert Montori

Macho, ejemplar de Santa Coloma de Farners (Girona).

La distribución mundial de la rana común comprende toda la Península Ibérica y el sur de Francia. El límite septentrional no está claro. Se ha comprobado la presencia de la especie hasta los alrededores de la ciudad de Lyon por el Este y, probablemente, hasta la región de La Vendée, por el Oeste. No se sabe si llega hasta Suiza. De igual modo no se conoce el límite en la parte central de la distribución francesa, donde es posible que se encuentre al sur de la cuenca del río Loira. La distribución de la especie no se extiende más allá de la Península Ibérica, no estando presente en el norte de África, donde se encuentra su especie vicariante, *R. sabarica* (LLORENTE *et al.*, 1995; LLORENTE & ARANO, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999; SALVADOR y GARCÍA-PARÍS, 2001)..

En la península *R. perezi* se distribuye por la práctica totalidad de la misma, y sólo está ausente en las cotas de mayor nivel altitudinal (más de 2.400 msnm en las sierras Béticas [FERNÁNDEZ-CARDENETE, *et al.*, 2000]). Los huecos que se observan en el mapa se deben más a falta de prospección que a una ausencia real. Está introducida en las Baleares (Mallorca, Menorca, Ibiza y Formentera) y en las Canarias (todas las islas excepto en el Hierro y Lanzarote —ROCA y PÉREZ-MELLADO, 1998; LÓPEZ-JURADO, 1998–). Se ha confirmado la presencia de su especie hermana *R. sabarica* en Gran Canaria (alrededores de Gáldar), en puntos de agua cercanos a la montaña Amagro, encontrándose así ambas especies en la misma isla (J.A. MATEO com. Pres.).

La rana común, como otras ranas verdes europeas, presenta un proceso evolutivo poco común en los vertebrados que viene regulado por un mecanismo reproductor denominado hibridogénesis. Este proceso consiste en que dos especies se cruzan dando lugar a híbridos que, en general, no dan descendencia viable si se cruzan entre sí, lo cual es lógico tratándose de buenas especies. Sin embargo, estos híbridos pueden retrocruzarse con una especie parental, dando lugar a nuevos híbridos. Estos híbridos procedentes de un cruce entre un ejemplar de una de las dos especies y el híbrido se denominan hibridogénéticos. Estos presentan una meiosis particular ya que, durante la formación de los gametos (gametogénesis) se pierde una de las dotaciones parentales (la totalidad de los cromosomas que pertenecen a una de las especies que han originado el híbrido) lo que da lugar a que los gametos contengan sólo un genoma parental puro que se transmite clonalmente. El genoma excluido corresponde al de la especie con la que se encuentran en contacto directo (simpatría). El conjunto de las especies parentales así como el híbrido recibe el nombre de “Complex”, “Klepton” o “Synklepton” (GRAF y POLLS, 1989).



Morfológicamente los ejemplares híbridos son indistinguibles de la especie parental y sólo se detectan en laboratorio mediante técnicas electroforéticas. Así, la distribución y los límites de los diferentes complejos hibridogenéticos de ranas verdes son confusos. Esta situación se observa en *R. ridibunda*, *R. lessonae*, con diversas variantes y también en *Rana perezi*. El complejo hibridogenético de la rana común comprende a *R. perezi* y al híbrido, que es portador de una dotación genómica de esta especie (que es la parte del genoma excluido en la reproducción), y de una dotación genómica de la especie europea de distribución más norteña *R. ridibunda*.

Los ejemplares hibridogenéticos reciben el nombre de rana de Graf, y el Klepton se ha descrito como *Rana Kl. grafi*. En el tercio inferior de Francia y en la Península Ibérica pueden encontrarse poblaciones hibridogenéticas. Concretamente en España se han detectado este tipo de poblaciones en el valle del Segre, en la Cerdanya, en los Deltas del Llobregat y del Ebro, así como en localidades costeras del Baix Empordá en Cataluña. Otras poblaciones hibridogenéticas han sido detectadas en Zaragoza



Hembra, ejemplar de Salamanca.

Miguel Lizana

(Valle del Ebro), en Navarra (Alsasua) o en el País Vasco (Arrona, Irún). Se ha comprobado que en la parte navarra de la distribución, el híbrido ha cruzado el río Ebro hacia el Sur. Es probable que la entrada del híbrido en la Península Ibérica se haya realizado por las partes bajas del Pirineo oriental y occidental y por los valles abiertos a Francia (La Cerdanya), extendiéndose a través del valle del Ebro (ARANO & LLORENTE, 1995).

Ningún factor climático influye en su distribución a no ser la altitud elevada, ya citada. La rana común es el anfibio más resistente y con menos limitaciones de los presentes en la península. Ocupa toda clase de biotopos, tanto en la región bioclimática Mediterránea como en la Eurosiberiana. Se puede encontrar buenas poblaciones en lugares sometidos a intensa acción humana. Su presencia sólo se ve limitada por la ausencia de puntos de agua. Si existe agua disponible, ya sea permanente o semipermanente, la rana común puede estar presente. No es nada exigente con la calidad del agua, pudiendo frecuentar aguas eutróficas e incluso con un cierto grado de contaminación xenobiótica. Tolerancia muy bien la salinidad del medio, y existen poblaciones en dunas y arenales costeros. Los lugares de puesta utilizados son muy variables, tanto aguas estancadas como con cierta corriente, con o sin vegetación (BARBADILLO *et al.*, 1999; LLORENTE & ARANO, 1997; SALVADOR & GARCÍA-PARÍS, 2001).

Gustavo A. Llorente, Albert Montori, Miguel A. Carretero & Xavier Santos

FICHA LIBRO ROJO

Rana perezi

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Factores de amenaza: Sus poblaciones se encuentran en buen estado, y algunas poseen un buen número de efectivos sobre todo en las áreas de influencia mediterránea, haciéndose más raras con la altitud. Los factores que pueden incidir negativamente sobre la especie son la contaminación elevada, sobre todo con productos fitosanitarios que pueden resultar altamente tóxicos. Cabe señalar la disminución alarmante del número de individuos en áreas concretas (Delta del Ebro, Delta del Llobregat) donde el uso masivo de estos productos ha mermado sensiblemente la población. Hay que considerar que otros factores aún no determinados están influyendo en determinadas zonas en el descenso de los efectivos poblacionales; descenso que puede llegar a ser calificado de preocupante. Así en determinados puntos de las cuencas fluviales catalanas se ha constatado la enorme disminución de poblaciones que ocupaban estos cursos de agua (SOSTOA Y CASALS, com. pers.). La desaparición de los puntos de agua es otra amenaza nada desdeñable ya que esta especie es muy acuática. Por último cabe señalar la importancia que pueden tener las introducciones, intencionadas o no, de especies congénicas susceptibles de hibridogénesis con la rana común como puede ser *R. ridibunda* o *R. lessonae*, entre otras, ya que pueden causar alteraciones que llegarían a modificar la estructura genética de las poblaciones parentales cambiando profundamente las frecuencias génicas en las poblaciones originales. Una introducción de este tipo ha sido detectada en una localidad de la provincia de Cáceres. La cría en cautividad, legal e ilegal, de *R. catesbeiana* puede ser un peligro al ser un depredador de pequeños vertebrados, entre ellos la misma rana común.

Poblaciones amenazadas: En las cuencas fluviales catalanas, Deltas del Ebro y del Llobregat. En Galicia se ha señalado su declive por introducción de fauna exótica (GALÁN, 1997, 1999). En Madrid, se considera que la población de Alpedrete está amenazada (MARTÍNEZ-SOLANO & BOSCH, 2001). En Asturias se la considera Vulnerable en el catálogo regional, pero probablemente sea descatalogada (FÉLIX GONZÁLEZ, com. pers.).

Otros expertos consultados: M. Lizana.

Referencias más significativas

ARANO & LLORENTE (1995); ARANO *et al.* (1995); BARBADILLO *et al.* (1999); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GRAF & POLLS (1989); LLORENTE & ARANO (1997); LLORENTE *et al.* (1995); LÓPEZ-JURADO (1998); ROCA & PÉREZ-MELLADO (1998); SALVADOR & GARCÍA PARÍS (2001).

Familia *Ranidae*

Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993. Rana pirenaica

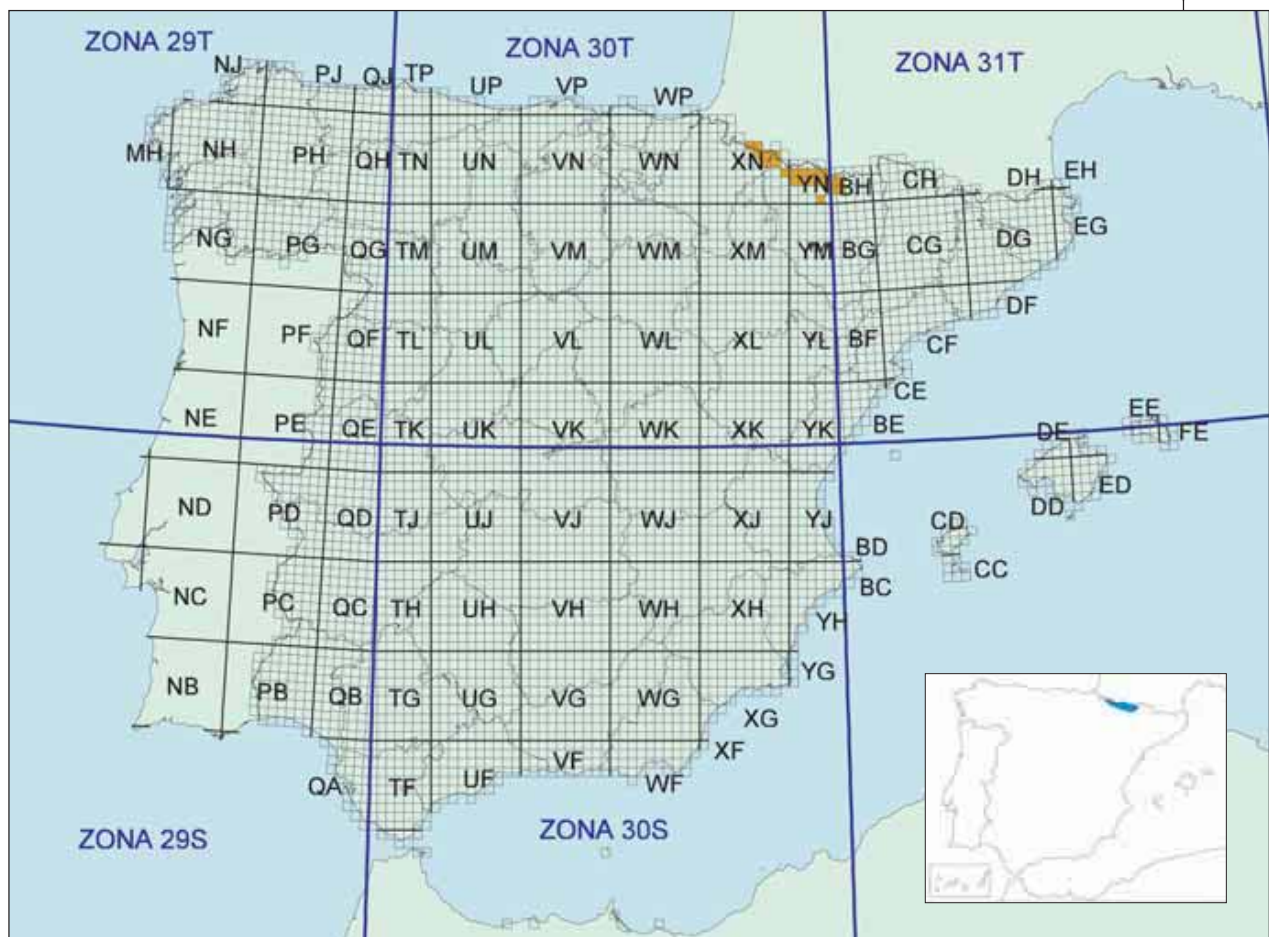
Granota pirinenca (cat.) *Baso-igel piriniarra* (eusk.)



L. J. Barbado

Ejemplar de Navarra.

Es una rana parda de talla mediana endémica de la región pirenaica centro-occidental. Todas las localidades conocidas se han hallado en la vertiente sur de los Pirineos. Los límites occidental y oriental de su distribución corresponden al valle de Irati (LLAMAS *et al.*, 1998) y el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido (SERRA-COBO, 1993, 1997; SERRA-COBO & SANZ-TRULLÉN, 1998), respectivamente. El límite meridional se sitúa entre las Sierras Exteriores y las Interiores Oscenses (Sierra de Cancías). Es especialmente abundante en las cabeceras de valle del norte de la provincia de Huesca (véase mapa de distribución).



Es una especie torrentícola, que suele vivir en aguas corrientes relativamente frías, oxigenadas, poco eutróficas y sin presencia de truchas. Habita en torrentes de cabecera de valle, más o menos caudalosos, cunetas de drenaje de pistas forestales, y en menor frecuencia habita en fuentes, abrevaderos, aljibes y charcas con renovación hídrica. (SERRA-COBO *et al.*, 1998; 2000). Los fondos y márgenes de los cursos de agua donde vive la especie suelen ser pedregosos o rocosos.

Se la ha observado en la franja altitudinal comprendida entre los 800 y los 2100 m, siendo más abundante entre los 1.000 m y los 1.800 m de altitud (especialmente en Aragón). (SERRA-COBO *et al.*, 1998; 2000). De todas las localidades aragonesas donde se ha observado *R. pyrenaica*, en el 84,4% de ellas también está presente *Euproctus asper*, en el 17,2% coexiste con *Bufo bufo* y en el 7,8% con *Rana temporaria* (SERRA-COBO *et al.*, 2000). La coexistencia entre *R. pyrenaica* y *E. asper* es significativamente mayor de la que cabría esperar si dicha coexistencia fuese al azar. La información sobre la distribución de la especie en Aragón ha sido obtenida gracias a los estudios financiados por la Diputación General de Aragón y el Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido.

Jordi Serra-Cobo

FICHA LIBRO ROJO

Rana pyrenaica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Distribución limitada y muy fragmentada.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie torrentícola que necesita un buen estado de conservación de los arroyos.

Factores de amenaza: La especie está amenazada en Aragón. Los estudios realizados desde 1.990 hasta la fecha han constatado extinciones en distintas localidades aragonesas. Las perturbaciones, en calidad y cantidad, de los recursos hídricos montanos tienen profundas consecuencias sobre sus poblaciones ya que es muy sensible a las alteraciones hidrológicas. Dos tipos de factores inciden negativamente, los naturales (sequías, aludes, fríos primaverales tardíos, etc.), y los factores relacionados con la actividad humana (eutrofización de los cursos de agua en cabecera de valle, repoblación de truchas, restauraciones de cunetas y fuentes, canalizaciones, capturas de individuos, etc.). La suma de ambos factores tienen profundas consecuencias sobre los efectivos de la especie de algunas localidades de Aragón.

Respecto a las poblaciones de Navarra, no se cuenta con datos poblacionales y su bioecología todavía es mal conocida. El efecto borde poblacional permite su existencia en núcleos a altitudes inferiores a las del Pirineo Central, generalmente dispersos y ocupando tramos cortos de los torrentes. Su modelo contagioso de distribución, las muy bajas densidades, los requerimientos ecológicos selectivos (desarrollo de su ciclo vital en las proximidades de los cursos de agua) y la eventual exposición a situaciones catastróficas puntuales, así como la posible detección de agentes patógenos actuando en una proporción aparentemente relevante de individuos, obligan a un estudio urgente de la población occidental de la especie.

En el Pirineo navarro, las amenazas estarían ligadas fundamentalmente a la extracción maderera, y que pueden resumirse en la apertura de pistas y el arrastre de los troncos, que provocan la destrucción de riberas por el trazado de las pistas, contaminación de cauces y pozas por el combustible y residuos de la maquinaria y la destrucción del lecho de los torrentes por el arrastre para la evacuación de los troncos. A la destrucción del hábitat se añadiría la pérdida de cohortes larvarias enteras, que suelen concentrarse en las pozas donde se acumula el único agua que trasportan los torrentes en el verano.

Poblaciones amenazadas: En Navarra parece detectarse un gradiente poblacional de aumento de la densidad en sentido oeste-este, de manera que los núcleos más residuales serían los del bosque de Irati, en la zona periférica de distribución, frente a los del Roncal, en íntimo contacto con los aragoneses e integrados en la zona central de distribución. La subpoblación de Irati, que parece muy repartida en unos pocos torrentes, sería la más amenazada. Dos torrentes de la Reserva Integral de Lizarzoia incluyen núcleos de la especie y el futuro LIC de Irati afectará a una parte importante de su extensión de presencia en Navarra.

Actuaciones para su conservación: Preservación de la calidad de los recursos hídricos de montaña, especialmente de los torrentes, cunetas de drenaje y fuentes. Estudios de evaluación de impacto previos a cualquier acción sobre los recursos hídricos en su área de distribución.

Otros expertos consultados: A. Gosá & O. Arribas.

Referencias más significativas

LLAMAS & MARTÍNEZ (1995); LLAMAS *et al.* (1994, 1998); SERRA-COBO (1993, 1997); SERRA-COBO & SANZ-TRULLÉN (1998); SERRA-COBO *et al.* (1998, 2000).



Familia *Ranidae*

Rana temporaria (Linnaeus, 1758). Rana bermeja

Granota roja (cat.), *baso-igel gorria* (eusk.), *rā-bermeja* (gal.)



Albert Montori

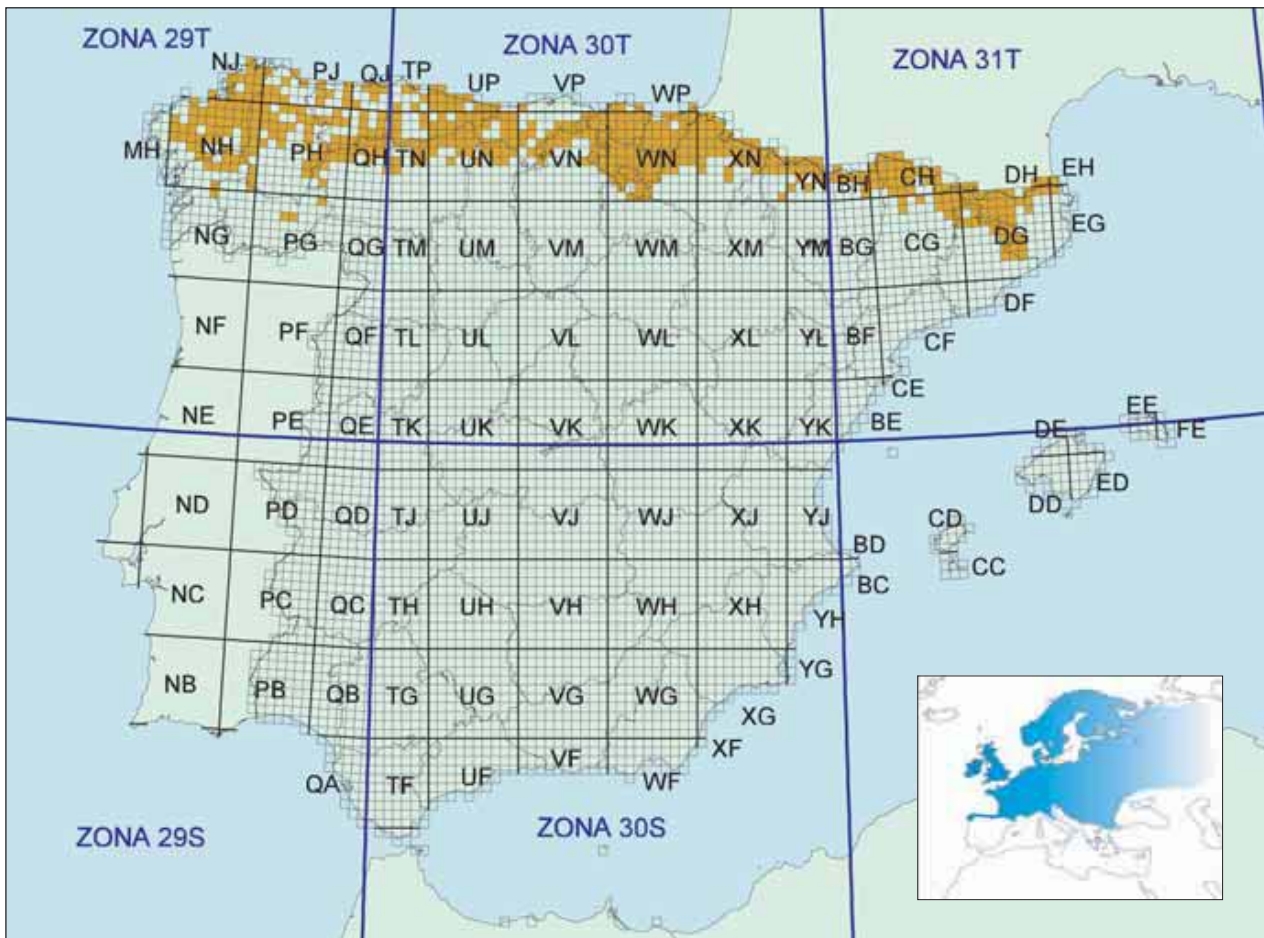
Ejemplar de Navarra.

La rana bermeja es una especie eurosiberiana muy abundante de la región Paleártica, especialmente en el centro y norte de Europa. Se reparte desde las regiones más occidentales de Europa hasta los Urales y es el anfibio europeo que alcanza latitudes más septentrionales, llegando hasta Cabo Norte (Noruega). En el sur, su distribución se restringe a las regiones más norteñas de la Península Ibérica, Italia y Grecia. No se encuentra en Portugal ni en las islas mediterráneas.

En España se distribuye de forma continua por toda la franja norte, donde encuentra un alto grado de humedad y un clima fresco, ya que esta especie no parece tolerar temperaturas ambientales superiores a los 26 °C (BALCELLS, 1975). Se la observa en Galicia, Asturias, Cantabria, norte de León, noroeste de Zamora, norte de Palencia y de Burgos, País Vasco, Pirineo y prepirineo de Navarra, Huesca, Zaragoza, Lérida, Andorra y Gerona, y desciende por la vertiente mediterránea en las sierras del Montseny (ESTEBAN 1997b). Es uno de los anfibios españoles que presenta mayor rango de distribución altitudinal. Vive desde el nivel del mar en la costa cantábrica y se hace progresivamente montana hacia el sur donde su presencia se restringe a las sierras, donde alcanza altitudes de 1.500 m en Caurel (Lugo), 1.900 m en Ancares (Lugo), 1.600 m en Trevinca (Orense), 1.580 m en la Sierra de la Cabrera Baja (Zamora); 2.000 m en la Sierra de Coto (León), 2.100 m en el norte de Palencia y 1.460 m en el País Vasco. En el Pirineo se ha observado desde cotas de 600 m en las estribaciones prepirenaicas hasta altitudes de 2.700 m en ibones próximos al Circo de Piedrafita (Huesca). En Santa Fe del Montseny alcanza 1.100 m (MONTORI & PASCUAL, 1987).

La distribución paleogeográfica de esta especie no parece diferir mucho de la actual, al menos en aquellas zonas donde existen condiciones adecuadas para la fosilización. Es muy abundante en el Pleistoceno superior de Asturias, Cantabria y País Vasco. Su presencia en el Pleistoceno medio de Atapuerca (Burgos) indica una distribución meridional antigua más extendida, probablemente asociada a periodos geológicos más fríos (SANCHIZ, 1998).

La rana bermeja presenta una actividad generalmente nocturna aunque en zonas de alta montaña es frecuente observar individuos activos durante al día. Fuera del periodo reproductor, las poblaciones de baja y media altitud presentan hábitos bastante terrestres y, aunque puede observarse en las márgenes más umbrías de pequeños cursos de agua o próximas a lagunas y praderas higróturbosas, es frecuente que migre hacia hábitats terrestres como zonas de matorral, bosques de hayas, robles, etc., y pedregales, estos a veces muy alejados de las zonas boscosas. En alta montaña su actividad es semiacuática y coloniza turberas, charcas, ibones y márgenes remansadas de arroyos. Para el desove puede utilizar una



gran variedad de biotopos acuáticos naturales, tales como charcas y lagunas temporales o permanentes poco profundas, remansos de arroyos con corriente débil. Pero especialmente en baja y media altitud, utiliza con frecuencia recipientes artificiales, como abrevaderos de ganado, charcas artificiales, cunetas y canales con poca corriente (BALCELLS, 1975; ARRAYAGO & BEA, 1985; GALÁN, 1989a; GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993; VENCES *et al.*, 1999).

Convive con *R. iberica* en la distribución septentrional de ésta, sin embargo la rana bermeja está poco ligada a los cursos de agua corriente, no comparte el mismo biotopo de reproducción y alcanza mayores altitudes. En el País Vasco vive además en simpatría con *R. dalmatina*, donde presenta también mayor rango altitudinal y menos preferencia por las zonas boscosas. En el Pirineo de



Ejemplar de Lérida.

L. J. Barbadillo

Navarra y Huesca es simpátrica con *R. pyrenaica* aunque esta última prefiere aguas corrientes y con menos vegetación.

Rana temporaria es una especie politípica con dos subespecies reconocidas en España: *R. t. temporaria* L., 1758, presente en la región oriental del País Vasco y en el Pirineo, y *R. t. parvipalmata* Seoane, 1885, descrita en La Coruña y confirmada su presencia en la región costera de Galicia y Asturias (ESTEBAN, 1990; HERRERO *et al.*, 1990; ARANO *et al.*, 1993) y a lo largo de toda la Cordillera Cantábrica (este último dato obtenido por los autores y aún sin publicar). La gran variabilidad individual y poblacional que presenta esta especie, especialmente en el Pirineo, ha dado lugar a la descripción de taxa muy controvertidos, como *R. t. canigonensis* y *R. aragonensis*. Por la misma razón, *R. pyrenaica* había pasado desapercibida hasta fechas recientes. En la actualidad se están llevando a cabo estudios moleculares que podrán aclarar la sistemática de esta especie en España.

Marisa Esteban & Mario García-París

FICHA LIBRO ROJO

Rana temporaria

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación menor LC
<i>R. t. parvipalmata</i>	Preocupación menor LC
<i>R. t. temporaria</i>	Preocupación menor LC

Justificación de los criterios: La corología y estatus taxonómico de estas subespecies está aún por precisar. Otras subespecies, como *R. t. canigonensis* o *R. aragonensis* no son habitualmente reconocidas.

Factores de amenaza: Es una especie no amenazada en su área de distribución ibérica; muy abundante en cotas elevadas en los Picos de Europa y en el Pirineo, probablemente por la preferencia de esta especie por las bajas temperaturas, por no encontrar competencia con otros ránidos, como las ranas verdes y por ser éstos los enclaves mejor conservados. Algunas poblaciones periféricas y del País Vasco se hallan sin embargo en declive. Por ejemplo, las poblaciones cantábricas de baja altitud están en regresión debido a la mayor concentración de población humana en las regiones costeras y la transformación constante de su hábitat. El tradicional consumo de ancas de rana en Navarra y el País Vasco supone una fuerte presión sobre estas poblaciones, especialmente porque la captura se realiza en los periodos de máxima concentración de ejemplares en los lugares de cría.

Poblaciones amenazadas: Algunas poblaciones del País Vasco y Navarra se hallan en declive, por ejemplo, las poblaciones de Orio (Gipuzkoa)(GOSÁ, 1998).

Otros expertos consultados: L.J. Barbadillo, Í. Martínez-Solano & A. Gosá.

Referencias más significativas

ARANO *et al.* (1993); ARRAYAGO & BEA (1985), BALCELLS (1975); ESTEBAN (1990); ESTEBAN (1997b); GALÁN (1989a); GALÁN & FERNÁNDEZ (1993); GOSÁ (1998); GOSÁ & BERGERANDI (1996); HERRERO *et al.* (1990); MONTORI & PASCUAL (1987); SANCHIZ (1998); VENCES *et al.* (1999).

Familia *Emydidae*

***Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). Galápago europeo**

Tortuga d'estany (cat.), *apoarmatu istilzalea* (eusk.), *sapoconcho común* (gal.)



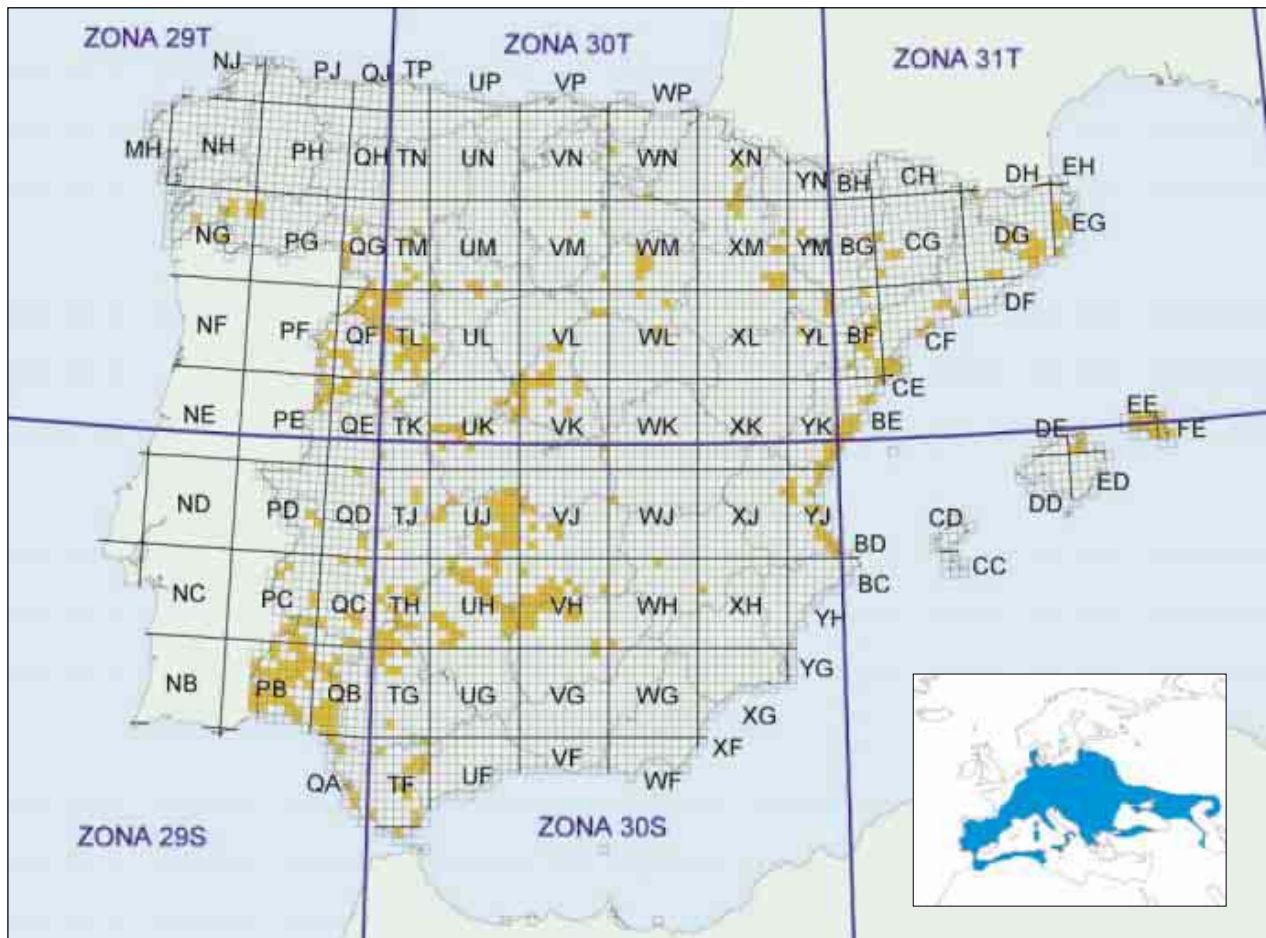
L. J. Barbado

Ejemplar de Alicante.

Se encuentra en algunos puntos del norte del Magreb en Túnez, Argelia y Marruecos (SCHLEICH *et al.*, 1996); en la Península Ibérica, Europa Central y del Este, si bien se consideran extintas las formas autóctonas del este de Francia, los Países Bajos, el oeste de Alemania, Dinamarca, Suiza y en casi todo el territorio de Austria y la República Checa (FRITZ, 2001). Hacia el norte llega, aproximadamente, hasta la latitud 55-56° N en los países Bálticos y Rusia (BOZHANSKY & ORLOVA, 1998). En Asia Menor se encuentra en Anatolia y la vertiente sur del Cáucaso hasta la orilla meridional del Mar Caspio (FRITZ, 1998). Los registros orientales más extremos son de las cercanías del Mar de Aral (FRITZ, 2001).

Dos subespecies descritas recientemente son endémicas de la Península Ibérica: *Emys orbicularis fritzjuergenobsti* (FRITZ, 1993), del Levante español, y *E. o. hispanica* (FRITZ *et al.*, 1996), del suroeste de España. Posiblemente una tercera subespecie exista en el noroeste (AYRES and CORDERO, 2002). La subespecie *E. o. hispanica* presenta características genéticas únicas en todo el área de distribución de la especie (haplotipos VIa, VIb y VIc; de LENK *et al.*, 1999), mientras que las poblaciones de la subespecie levantina son genéticamente polimórficas, ya que incluyen tanto los haplotipos del suroeste de la península, como los de otras zonas del Mediterráneo (LENK *et al.*, 1999).

La distribución de *Emys orbicularis* es discontinua y muy fragmentada en la Península Ibérica, siendo la mayor parte de las citas registros de individuos aislados o de poblaciones muy pequeñas y estando ausente de grandes áreas peninsulares. Es muy rara en Galicia dónde sólo se ha confirmado la existencia de algunas pequeñas poblaciones en enclaves aislados del sur de Pontevedra y Orense (AYRES & CORDERO, 2002). Las citas antiguas de otras zonas de Galicia se consideran bien como animales liberados bien como pertenecientes a poblaciones extintas en la actualidad. En Castilla y León se encuentra dispersa en la cuenca del Duero, siendo en general rara. Más común en zonas bajas de Zamora y Salamanca (GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000). En la cuenca del Tago se encuentra en Madrid, donde existen poblaciones muy reducidas en el oeste, en el piso basal de la Sierra de Guadarrama (GARCÍA-PARIS *et al.*, 1989, CENTENERA *et al.*, en prensa). También se ha comprobado su presencia en la vertiente sur de la Sierra de Gredos, entre Toledo y Ávila (LIZANA *et al.*, 1991, 1998) y en algunos enclaves de Cáceres. En la cuenca del Guadiana es relativamente frecuente en la mitad occidental y el sur de Ciudad Real (RUBIO & PALACIOS, 1998). En Badajoz se han citado 4 pequeños núcleos poblacionales (DA SILVA, 1993). Huelva es la única provincia peninsular dónde se considera relativamente común y abundante (GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1989), habiéndose estimado la



población del Parque Nacional de Doñana en más de 1.000 individuos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 1994). Tiene una amplia distribución en Sierra Morena aunque no es común (RUBIO & PALACIOS, 1998). En Cádiz se ha citado en la costa (BLANCO *et al.*, 1995) y en algunos puntos del interior. En la Comunidad Valenciana se encuentran pequeñas poblaciones residuales en humedales costeros de Valencia y Castellón. Tiene su continuación en el Delta del Ebro, ya en Cataluña, donde también reside una pequeñísima población (VENTO *et al.*, 1991; ALBERT & GÓMEZ, 1998; BERTOLERO, 1999; LACOMBA, 1999). Las citas son muy escasas en Cataluña y se concentran principalmente en el litoral, tratándose en la mayoría de los casos de individuos aislados o de pequeños grupos de animales (ARRIBAS, 1991). En Gerona existe una población compuesta por unos 300 individuos (MASCORT, 1998). Hay citas aisladas en Lérida. En el valle del Ebro se ha citado ocasionalmente en puntos de Teruel, Zaragoza y Huesca, donde se ha encontrado una única población en Sotonera (MARTINEZ-RICA, 1983; FALCÓN, 1982; FALCÓN & CLAVEL, 1987). En Navarra, BERGERANDI (1981) encontró la especie en algunos valles prepirenaicos sin que se haya vuelto a confirmar su existencia desde entonces. En Baleares ocupa la mayor parte de la isla de Menorca (ESTEBAN *et al.* 1994), mientras que en Mallorca sólo se encuentra en S'Albufera (MAYOL, 1993).

La ausencia de grandes áreas peninsulares podría estar asociada a factores climáticos y orográficos. Por ejemplo, no se encuentra en los Pirineos occidentales, Navarra atlántica, País Vasco, Cantabria, Asturias, Lugo y A Coruña, zonas que comparten un clima templado frío oceánico caracterizado por veranos frescos y lluviosos (CAPEL, 1981), lo que podría ser un factor negativo para el buen desarrollo de las puestas durante la incubación. Por otra parte los ríos cántabros, cortos y de caudal rápido debido a la cercanía de las montañas al mar, no deben ofrecer, en general, enclaves apropiados para la especie que prefiere aguas lentas o calmas. La especie no se ha citado o es rarísima en la vertiente del Pirineo Oriental, piedemonte del

mismo, interior de Cataluña, comarcas del Ebro y Sistema Ibérico, cabecera del Duero, vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, y meseta de Lugo, áreas que presentan un clima templado frío continental con veranos lluviosos, baja insolación (relativa al resto de España) e inviernos muy fríos con abundantes heladas (CAPEL, 1981), características que de nuevo pueden influir negativamente en el éxito de la reproducción o en la supervivencia de crías y adultos. En el extremo opuesto, el clima mediterráneo subdesértico que afecta a la mayor parte de Murcia, Almería y el sur de Alicante, es probablemente la causa de la ausencia de la especie en el Sureste peninsular (PLEGUEZUELOS, 1989; HERNÁNDEZ *et al.*, 1993). Junto al característico déficit hídrico de este clima (menos de 300 mm de precipitación media anual), se da la circunstancia de que las precipitaciones se concentran dando lugar a fuertes crecidas en los ríos que tienen un régimen enormemente irregular, con largos periodos de sequía total y avenidas esporádicas.

En otras zonas del país la ausencia de *Emys* se debe sin duda a causas antropogénicas. Este debe ser el caso de muchos ríos de la mitad sur peninsular donde los galápagos se han capturado tradicionalmente para consumo humano. La desecación y transformación de humedales ha debido suponer también una fortísima reducción del área de distribución de la especie, por ejemplo en el Levante. Otras transformaciones como el talado de la vegetación de ribera, la construcción de embalses o la contaminación de las aguas, han debido disminuir asimismo el número de sus hábitats apropiados. La ausencia de la especie de buena parte de las tierras bajas peninsulares, tanto en el noreste, como en el sur y Levante peninsulares, parece haberse producido por una o varias de estas causas a lo largo del último siglo, como lo demuestran casos bien documentados para Cataluña (MASCORT, 1998), Castellón (ALBERT & GÓMEZ, 1998), Cádiz (BUSACK, 1977), marismas del Guadalquivir en Sevilla (ASENSIO, 1990; CASTROVIEJO, 1993), norte de Portugal (ARAUJO, 1996), y Galicia (AYRES & CORDERO, 2002). Es muy probable, también, que haya sido eliminada del valle del Guadalquivir en Sevilla, Córdoba y Jaén, y que su presencia en las serranías de estas provincias se deba a una presión menor de urbanización / transformación en estas zonas. Todo esto indica que la distribución de *E. orbicularis* fue probablemente mucho más extensa y continua en la península en un pasado no muy lejano.

Por último, es posible que la falta de citas de la especie en algunas zonas se deba a falta de prospección. Es especialmente necesario confirmar la presencia y/o distribución de la especie a lo largo del valle del Ebro hasta Navarra, en la cuenca del Duero en Soria, Burgos, Palencia, Valladolid, Segovia y Ávila, y en las provincias de Cáceres y Toledo.

Su presencia se considera probable en parte de Guadalajara, puesto que está citada en cuadrículas próximas de Madrid y Soria, si bien el carácter extremadamente puntual de la especie en estas provincias colindantes, parece indicar que también en Guadalajara la especie debe ser muy rara (ASTUDILLO *et al.*, 1993).

Se considera introducida en las Baleares (BRAITMAYER, 1998; FRITZ *et al.*, 1998), ya que está ausente del registro fósil (VIGNE & ALCOVER, 1985). Las primeras citas datan de comienzos del siglo IX en Menorca (DÜRIGEN, 1897) y de finales del siglo XVIII en Mallorca (MAYOL, 1993). Se sabe de introducciones de individuos alóctonos en el Parque Natural de Aiguamolls de l'Empordá, en el norte de Gerona (MASCORT, 1998) y se sospecha que muchas observaciones en Navarra se deban también a individuos liberados de procedencia alóctona (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). Las observaciones de individuos aislados en Granada, Cuenca, Galicia y León, se sospecha que sean en realidad de animales procedentes de cautividad (ROBLES & GARNICA, 1988; PLEGUEZUELOS, 1989; E. AYLLÓN, com. pers.; A. CORDERO y C. AYRES, com. pers.).

Emys se ha encontrado en la Península Ibérica desde el nivel del mar hasta una altitud máxima de 1.200 m en Grado del Pico (Segovia). Llega hasta alrededor de los 1.000 m en Soria (M. Lizana, com. pers.) y a 1.050 m en la Sierra de Guadarrama en Madrid (GARCÍA-PARIS *et al.*, 1989). En el Pirineo se ha citado hasta los 600 m (BERGERANDI, 1981).

Habita aguas limpias, tanto dulces como salobres. En general ocupa ambientes lénticos y demuestra preferencia por áreas con abundante vegetación acuática (ARAUJO *et al.*, 1997; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000). En el occidente ibérico vive preferentemente en ríos y arroyos, en áreas de monte bajo y encinar (DA SILVA, 1993; SCV 1998; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000), mientras que en Levante habita sobretudo marjales (ALBERT & GÓMEZ, 1999). También en lagunas y charcas permanentes y tem-

porales, acequias y embalses. Prefiere o quizás depende de hábitats poco alterados y con escasa presencia humana, no tolerando la contaminación y la eutrofia (DA SILVA, 1993; KELLER, 1997; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000). La baja frecuencia reproductiva interanual puede ser la causa de la rareza y baja densidad natural observada para la especie (KELLER *et al.*, 1998) y de su vulnerabilidad frente a perturbaciones.

La especie se encuentra en situación muy crítica a lo largo de la costa mediterránea y en Galicia. Se sospecha igualmente que está en declive acentuado en el Valle del

Ebro, en la cuenca del Duero y en Extremadura (zonas en las que faltan inventarios más sistemáticos) y que ha sido eliminada de gran parte del Valle del Guadalquivir. Todos los autores de inventarios de la especie son unánimes en afirmar que sus efectivos están en regresión.

La principal amenaza es la destrucción, alteración y contaminación de los hábitats acuáticos en que viven. Las capturas accidentales, principalmente asociadas a la pesca del cangrejo rojo americano (ASENSIO, 1990; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000), así como el furtivismo para consumo humano (Huelva, Sevilla, Cádiz, Badajoz) son en muchos lugares responsables de la desaparición de la especie. Por último, hay indicios recientes de que la presencia cada vez más extendida de una especie invasora, el galápagos de Florida, *Trachemys scripta elegans*, muy agresiva ecológicamente, pueda ocasionar el desplazamiento de *Emys* en aquellas zonas donde convivan (A. MARCO, com. pers.).

Las medidas a tomar para garantizar la conservación de la especie pasan, en primer lugar, por la conservación integral de los humedales, por el control y regulación de la actividad de pesca del cangrejo rojo, por un control efectivo de la caza furtiva (muy extendida en Andalucía y Extremadura) y, por la eliminación del galápagos de Florida de los hábitats naturales.

Claudia Keller & Ana C. Andreu



I Catalão

Ejemplar de Alqueva, Alentejo (Portugal)

FIGHA LIBRO ROJO

Emys orbicularis

Categoría mundial UICN:	NT <i>Casi amenazada</i> .
Categoría España y criterios:	Vulnerable VU A 2ac
<i>Emys orbicularis fritzjuergenobsti</i>	En Peligro CR A2ac
<i>Emys orbicularis hispanica</i>	Vulnerable VU A2ac
<i>Emys orbicularis</i> ssp. no definida	En Peligro EN A2ac

Las subespecies ibéricas han sido identificadas y descritas por FRITZ (1993), FRITZ *et al.* (1996) y LENK *et al.* (1999). Las poblaciones del noroeste ibérico, aunque aún no han sido adscritas a ninguna subespecie, presentan características morfológicas distintas de las de *E. o. hispanica*, la subespecie del SO, lo que indicaría su pertenencia a una subespecie diferente de ésta (AYRES & CORDERO, 2001). Dado que se asume como natural la ausencia de la especie de las zonas montañosas y de las partes más áridas del sureste ibérico y de la Meseta Central, su distribución en la península podría resumirse en tres áreas disjuntas, cada una de ellas formada por un mosaico de poblaciones: una en el este-noreste (*E. o. fritzjuergenobsti* y otras subespecies europeas); otra en el suroeste (*E. o. hispanica*) y otra en el noroeste de la Península (la subespecie no descrita).

Ya que cada una de estas metapoblaciones se enfrenta con amenazas distintas, es necesario tratarlas por separado a la hora de valorar su estado de conservación.

Justificación de los criterios: A nivel nacional la evaluación del estado de conservación de la especie se ve dificultada por la reciente extensión del área en algunas regiones como Salamanca, Zamora o Andalucía occidental, que se debe a un aumento de la intensidad de muestreo y no a la ocupación de nuevos hábitats por la especie. El análisis se ve dificultado asimismo, por el déficit de datos históricos en algunas áreas y la falta casi completa de datos cuantitativos acerca del tamaño y/o abundancia de las poblaciones. A pesar de ello los autores en general, son unánimes en afirmar que la especie está en regresión, excepto en Baleares, donde la especie es introducida y se la considera no amenazada.

La clasificación general mínima de la especie en la Península debe ser "Vulnerable" (reducción mínima del 30% del tamaño poblacional a lo largo de los últimos 50 años – lo que corresponde a la duración aproximada de 3 generaciones según KELLER, 1997), tratándose de una evaluación conservadora. Sería probablemente más indicado el estatus de "Amenazado" (reducción mínima del 50% del tamaño poblacional a lo largo de los últimos 50 años) si consideramos la situación de la mayoría de las subpoblaciones españolas. El área de ocupación (AO) se estimó mediante la suma de cuadrículas UTM 10x10 km donde se ha detectado su presencia en los últimos 10 años.

La subpoblación del noreste (Levante y valle del Ebro) (definida, hasta que se dispongan de análisis de más detalles, como *E.o. fritzjuergenobsti*) se considera CR, Críticamente Amenazada. Su AO es de 7800 km², pero la gran mayoría de los registros se refieren a poblaciones relictas amenazadas de extinción (MASCORT, 1998, ALBERT & GÓMEZ, 1998), o a introducciones. Existe solamente una población estable en Cataluña, contando con alrededor de 300 individuos (MASCORT, 1998). El problema más grave es la destrucción y contaminación de humedales costeros, principal hábitat de la especie en esta zona, por procesos acelerados de urbanización y transformación agrícola. Sólo existen registros aislados Ebro arriba, con posible excepción de un núcleo subpoblacional en la zona del embalse de Sotonera (Huesca). En un número de cuadrículas equivalente a 3.900 km², no se registra la especie desde 1990. Es probable que al menos el 80% de la población haya desaparecido a lo largo de los últimos 50 años (3 generaciones).

La subpoblación del suroeste (Andalucía, Ciudad Real, Albacete, Murcia y Extremadura)(definida, hasta que se dispongan de análisis de más detalles, como *E. o. hispanica*), presenta un haplotipo endémico para la Península Ibérica. Es donde la especie es relativamente más abundante, con un AO estimada en 16.500 km², si bien siempre se infiere baja abundancia. Probablemente la subpoblación más estable y de mayor tamaño sea la de Doñana, estimada en alrededor de 1.000 individuos adultos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 1994). Ha desaparecido de las marismas del Guadalquivir en el pasado reciente y de buena parte de la provincia de Cádiz (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 1994; Blanco *et al.*, 1995). Es probable asimismo que su ausencia del valle del Guadalquivir se debe a efectos antrópicos a lo largo del siglo pasado. Su presencia se concentra en áreas montañosas no elevadas, donde las tasas de transformación del hábitat son menores. Es probable que al menos el 30% de la población haya desaparecido a lo largo de los últimos 50 años (3 generaciones) y se la considera vulnerable (VU).

Para la subpoblación del noroeste (Castilla y León, Galicia, Madrid, Toledo y Cuenca) (*E. o. ssp.* no definida, pendiente de análisis genéticos), se considera amenazada de extinción EN, amenazada de extinción en Galicia, donde solo restan dos pequeños núcleos poblacionales, estando sólo uno de ellos en espacio protegido (AYRES & CORDERO, 2002). Con un AO estimada en 9.900 km², es algo más abundante en Salamanca, Zamora y Madrid, aunque siempre se la registra en núcleos aislados con un pequeño número de individuos. Aparte de Galicia, donde se puede inferir una fuerte reducción de la distribución y abundancia poblacional por causas antrópicas (como documentada para el norte de Portugal por ARAÚJO, 1996), es difícil evaluar la evolución de su estado de conservación en la zona del valle del Duero, debido a la falta de datos históricos. Sin embargo, si consideramos la fuerte presión antrópica en la cuenca del Duero, junto con la situación crítica en Galicia, la baja densidad de distribución en el restante del área y el bajo número de individuos en las subpoblaciones detectadas, es probable que al menos el 50% de los efectivos en esta región hayan desaparecido a lo largo de los últimos 50 años (3 generaciones).

Características biológicas relevantes para su conservación: Alta mortalidad infantil inferida y alta tasa de supervivencia adulta (KELLER, 1997) indican que la conservación de adultos debe ser prioritaria. Madurez sexual tardía de las hembras (6-10 años edad; KELLER, 1997) y iteroparidad acentuada (i.e. reproducción nula o muy reducida en años desfavorables; KELLER, 1999) hacen con que la tasa de crecimiento poblacional sea muy baja y las poblaciones tengan muy reducida capacidad de recuperación de impactos negativos. Presenta alta preferencia (quizás dependencia) por hábitats poco alterados y con escasa presencia humana, no tolerando la contaminación y la eutrofia (DA SILVA 1993; KELLER, 1997; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000).

Factores de amenaza:

- Destrucción, alteración, contaminación y fragmentación del hábitat;
- Capturas accidentales: pesca del cangrejo americano (ASENSIO, 1990; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000);
- Recolección para la tenencia o venta como mascotas;

- Alteración del régimen hídrico del hábitat por sobreexplotación de acuíferos;
- Consumo humano (Huelva, Sevilla, Cádiz, Badajoz);
- Potencialmente, la presencia de especies invasoras como *Trachemys scripta*.

Poblaciones amenazadas: Se encuentra en situación muy crítica a lo largo de la costa Mediterránea y en Galicia. Se sospecha igualmente que está en declive acentuado en el valle del Ebro, en la cuenca del Duero y en Extremadura (zonas en las que faltan inventarios más sistemáticos) y que ha sido eliminada de gran parte del valle del Guadalquivir y de muchas otras zonas (e.g. Burgos). Sus efectivos se han reducido sustancialmente también en Castilla-La Mancha, donde su distribución es extensa, pero las poblaciones infrecuentes, sobre todo en zonas bajas, dedicadas al cultivo con sobreexplotación hídrica (J.L. RUBIO, com. pers.). Las dos poblaciones aisladas de Albacete se hallan muy amenazadas, una de ellas en extinción o extinguida. La población de Castrejón (Madrid) se halla también aislada.

Actuaciones para su conservación: En Cataluña se lleva a cabo un programa de conservación/restauración del hábitat y de la mayor población estable conocida en Gerona, además de un programa de reintroducción de la especie en el Delta del Ebro (Tarragona). En Galicia se está desarrollando un programa de conservación para las poblaciones resquiciales de Pontevedra. Las medidas prioritarias de conservación que la especie requiere en todo el territorio nacional son:

- conservación de humedales;
- control y regulación de la actividad de pesca del cangrejo;
- control de la sobreexplotación de acuíferos;
- control de actividad de “galapagueros” furtivos (Huelva, Cádiz, Badajoz);
- control de poblaciones de *Trachemys*.

Otros expertos consultados. J. L. Rubio, L. J. Barbadillo, Í. Martínez Solano, A. Álvarez, A. Martínez Silvestre, M. Merchán. Otros especialistas consultados por C. Keller son A. Cordero y C. Ayres (Galicia), R. Mascort (Cataluña), E. Ayllón (Castilla La Mancha), J. P. González de la Vega (Andalucía), J.M. Pleguezuelos (Jaén y Granada), M. Lizana (Castilla León).

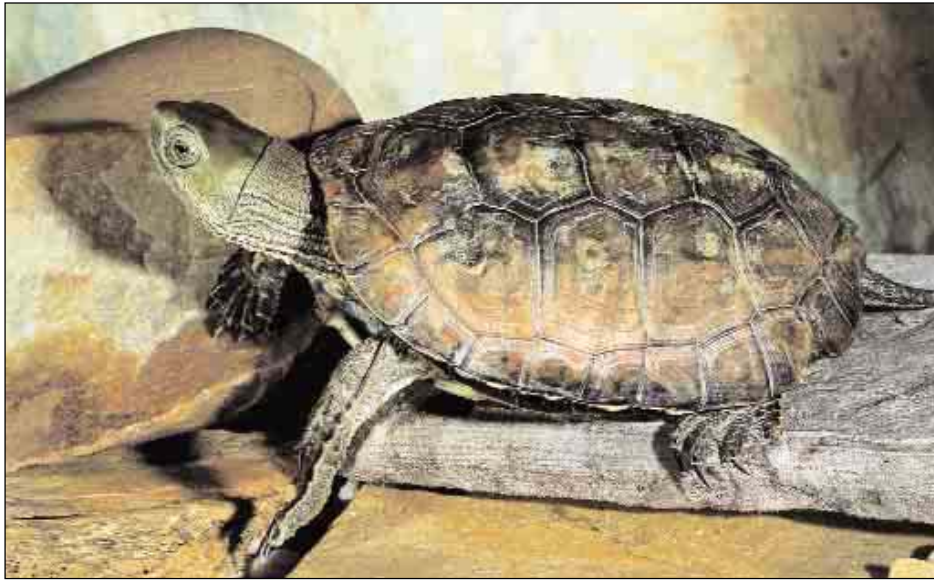
Referencias más significativas

ALBERT & GÓMEZ (1999); AYRES & CORDERO (2001); BLANCO (1995); BOZHANSKI & ORVOLA (1998); BRAITMAYER (1998); DA SILVA (1993); DÍAZ-PANIAGUA *et al.* (1994); ESTEBAN *et al.* (1994); FRITZ (1993, 1998, 2001); FRITZ *et al.* (1996, 1998); GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA (2000); KELLER (1997); KELLER *et al.* (1998); LENK *et al.* (1999); MASCORT (1998).

Familia *Bataguridae*

Mauremys leprosa (Schweiger, 1812). Galápago leproso

Tortuga de rierol (cat.), *apoarmatu korrontezalea* (eusk.), *sapo-concho riscado* (gal.)



L. J. Barbadillo

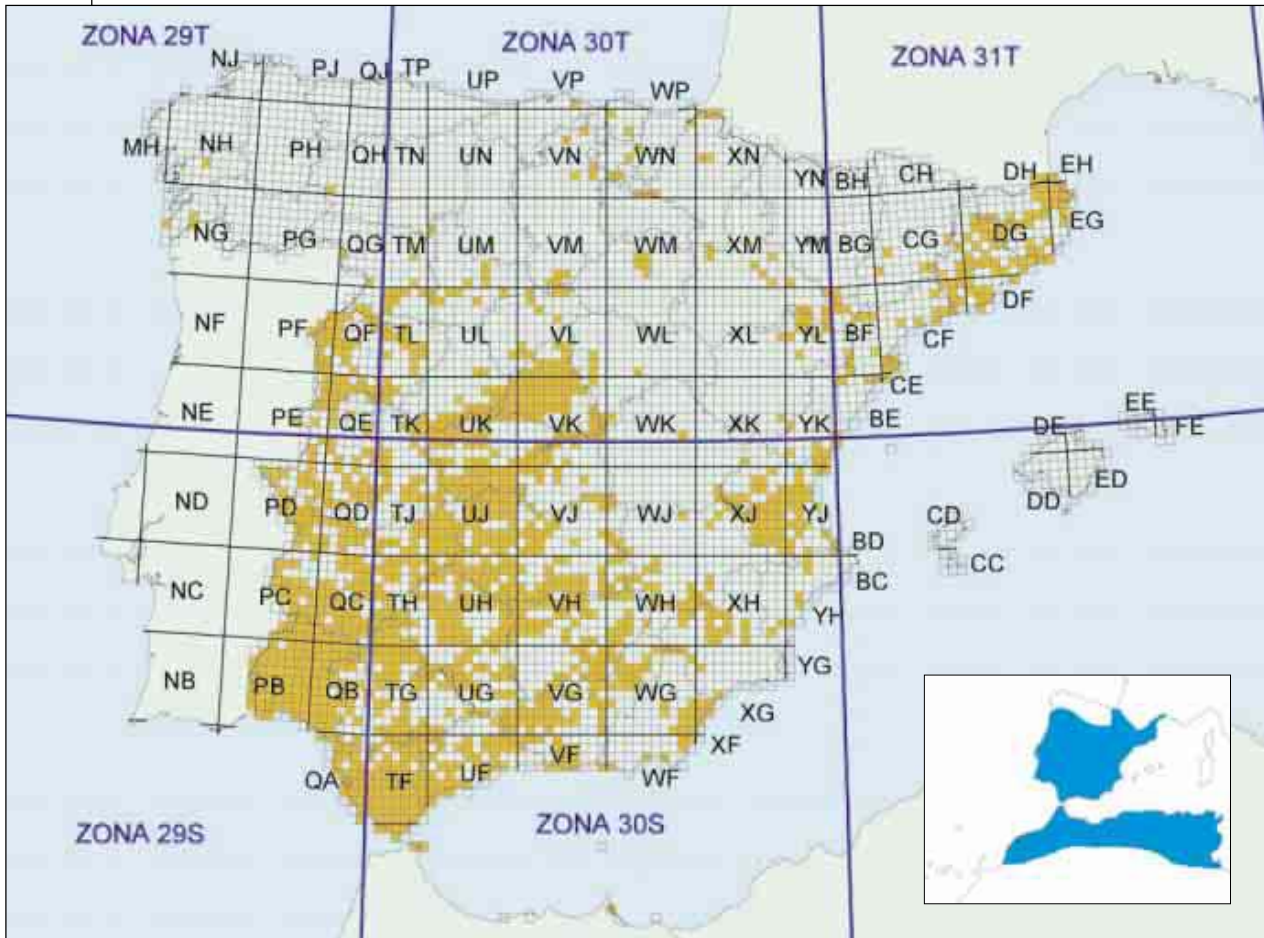
Ejemplar de Toledo.

El galápago leproso se distribuye en el suroeste de Europa (España, Portugal y sur de Francia) y en el noroeste de África (Marruecos, Argelia, Túnez, oeste de Libia, Níger, Mali y sur de Mauritania).

No siendo una especie endémica de la Península Ibérica, es posible que en ésta se encuentren las mayores poblaciones de la especie a escala mundial. En ésta es mucho más común en su mitad sur, Extremadura, Andalucía y sur de Portugal. En la mitad septentrional su distribución es más dispersa, estando ausente al noroeste y el sur de los Pirineos (MARTÍNEZ RICA, 1983), a excepción de alguna población aislada en zonas de clima benigno del sur de Galicia, que pudieran haberse establecido a partir de animales escapados (GALÁN & FERNÁNDEZ, 1993). Es en Cataluña y norte de la región Valenciana donde se encuentran los mayores núcleos en el noreste ibérico (POLLS, 1985). En el Sur está presente de forma casi continua, ocupando la mayoría de las masas acuáticas que no se localicen por encima de los 1.100 m de altitud, pudiendo estar relacionadas las lagunas observadas en su mapa de distribución a este hecho, a las transformaciones del terreno en tierras de cultivo o, principalmente, a la falta de prospección. Aunque común en general, es más abundante hacia el Oeste, en las provincias de Cádiz, Badajoz, Huelva y oeste de Ciudad Real (GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1988; DA SILVA, 1993).

Esta distribución pone de manifiesto el carácter termófilo de la especie, que busca zonas templadas en las que se ve obligada a invernar en menor medida, pudiendo mantenerse activa durante el invierno en los años poco rigurosos climáticamente, al igual que ocurre en algunas zonas de Marruecos. Este carácter termófilo hace que en el norte peninsular sea más común hacia el Este, de clima mediterráneo (DA SILVA & BLASCO, 1997). Este hecho debe influir en que se localice con mayor frecuencia en áreas bajas, que se corresponden con los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneos, siendo raros los contactos por encima de los 1.000 metros.

El hábitat preferencial son charcas y arroyos de aguas remansadas y con vegetación de rivera, no siendo tan común en grandes ríos y embalses. Su carácter permisivo hace que, en menor medida, ocupe también masas despobladas de vegetación y quizás su única exigencia sea el grado de estacionalidad de éstas. Acepta también aguas con cierto grado de contaminación, pudiendo encontrarse próximo a desagües de alcantarillados y en zonas agrícolas e industriales. Sin embargo tiende a desaparecer cuando la contaminación es excesiva. Este hecho y la transformación de amplias zonas en terrenos agrícolas,



sometidos al uso masivo de compuestos químicos, están haciendo que la especie esté desapareciendo en determinadas áreas de su distribución (Cataluña, Extremadura, Valencia), y se la esté considerando como especie vulnerable, cuando hasta hace pocas décadas no estaba amenazada.

Aparece en ocasiones conviviendo con *Emys orbicularis*. Las posibles interferencias entre ambas especies son desconocidas y, en general, en los lugares donde ocurren en simpatria suele ser más abundante el primero que este último, mucho más escaso y exigente en cuanto a la calidad del agua.

Siendo una especie relativamente común está en regresión en determinadas áreas, debido principalmente a la transformación del hábitat, excesiva contaminación en zonas industriales y agrícolas, desecación de masas de agua (Valencia) y, en menor medida, al comercio al que ha estado sometida, ya sea para consumo (Huelva), animal de compañía (Huelva, Sevilla, Badajoz, Marruecos) o la fabricación de objetos ornamentales (Marruecos). A ello se suma la introducción de algunas especies americanas, *Trachemys scripta elegans* y *Pseudemys picta*, que pudieran competir con ella por el alimento y el espacio, aspecto aún



Ejemplar juvenil, Toledo.

L. J. Barbadillo

no valorado. Siendo éstas de mayor talla y más agresivas el resultado final podría ser el desplazamiento de *Mauremys* hacia zonas menos idóneas (DA SILVA & BLASCO, 1995).

Con vistas a su conservación, sería deseable un control más exhaustivo de la venta de animales, ya sea en comercios o ambulante, la utilización de pesticidas y sustancias químicas en las zonas agrícolas, los vertidos industriales así como la recuperación de terrenos transformados y abandonados, fundamentalmente graveras. Igualmente deberían realizarse estudios que establecieran las interferencias de las especies introducidas y las metodologías para su control o eliminación.

Eduardo da Silva

FICHA LIBRO ROJO

Mauremys leprosa

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A2ac + A3c.

Justificación de los criterios: Vulnerable (VU), cuando no está en Peligro Crítico o En Peligro pero se enfrenta a un alto riesgo de extinción en estado silvestre en el futuro inmediato, definido por cualquiera de los criterios siguientes A) Reducción de la población por 2) Una reducción en por lo menos un 20% proyectada o que se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o 3 generaciones, basada en a) observación directa, c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat y 3 c) número de localidades o subpoblaciones

Es asumible que al menos 30% de la población nacional haya desaparecido a lo largo de los últimos 59 años (valor medio de la estima de edad mínima de adultos reproductores es de 19,5 años (KELLER, 1997), por lo tanto el tiempo estimado de duración de 3 generaciones es de 58,5 años, según los criterios de la UICN. Se infiere que desaparecerán en tres generaciones (21 años) más del 20% de sus poblaciones actuales, en particular en Castilla y León y buena parte de Castilla-La Mancha (BARBADILLO & MARTÍNEZ SOLANO, com. pers.).

Características biológicas relevantes para su conservación: Alta mortalidad infantil inferida y alta tasa de supervivencia adulta (KELLER, 1997) indican que la conservación de adultos debe ser prioritaria. Madurez sexual tardía de las hembras (6-10 años edad; KELLER, 1997) contribuye a que la tasa de crecimiento poblacional sea baja y las poblaciones tengan reducida capacidad de recuperación de impactos negativos. Tiene alta preferencia (quizá dependencia) por habitats de régimen hídrico permanente (KELLER, 1997; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000) y se encuentra más frecuentemente en ríos y embalses, lo que hace con que tenga poblaciones mas grandes que *E. orbicularis*. Presenta tolerancia a ambientes contaminados y eutrofizados (DA SILVA, 1995; KELLER, 1997).

Factores de amenaza: Siendo una especie relativamente común, está en regresión en determinadas áreas, debido principalmente a la transformación del hábitat, la excesiva contaminación en zonas industriales y agrícolas, la desecación de masas de agua (Valencia) y, en menor medida, al comercio al que ha estado sometida, ya sea para consumo (Huelva), animal de compañía (Huelva, Sevilla, Badajoz, Marruecos) o la fabricación de objetos ornamentales (Marruecos). A ello se suma la introducción de algunas especies americanas, *Trachemys scripta elegans* y *Pseudemys picta*, que pudieran competir con ella por el alimento y el espacio, aspecto aún no valorado. Otras amenazas son:

- Destrucción, alteración, contaminación y fragmentación del hábitat.
- Capturas accidentales: pesca del cangrejo americano (ASENSIO, 1990; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000) y furtivismo.
- Recolección para la tenencia o venta como mascotas.
- Alteración del régimen hídrico del hábitat por sobreexplotación de acuíferos.
- Consumo humano (Huelva, Sevilla, Cádiz, Badajoz).
- Potencialmente, la presencia de especies invasoras como *Trachemys scripta*.

Poblaciones amenazadas: A pesar de que su área de presencia se ha ampliado en los últimos años (DA SILVA, 1993; SCV, 1998, 2000; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. pers.). El aumento de citas, como en el caso del galápago europeo (*E. orbicularis*), es debido a la intensificación de prospecciones en zonas donde existía déficit de muestreo, no a la ocupación de áreas donde comprobadamente la especie estaba ausente con anterioridad. En general los autores están de acuerdo en que la situación de la especie ha empeorado en toda su área de distribución española, con excepción de un aumento de la presencia da la especie en el oeste de Galicia a lo largo de la última década, si bien no está claro si el origen de los individuos es autóctono o alóctono (AYRES & CORDERO, en prensa). En el noroeste de Portugal se ha

registrado una marcada reducción de la presencia de la especie en el último siglo (ARAÚJO, 1996). En las marismas del Guadalquivir la especie era muy común y prácticamente desapareció en consecuencia de la pesca del cangrejo americano, iniciada al final de la década de los 70. En la zona del Levante y en el valle del Ebro es más rara que *Emys orbicularis* (ALBERT & GÓMEZ, 1998; MARTÍNEZ-RICA, 1989).

Posiblemente extinta en la mayor parte de las marismas del Guadalquivir.

Muchas de las poblaciones del este de Castilla y León han desaparecido en los últimos 20 años y las restantes están en inminente peligro de extinción (término municipal de Riaza, Segovia), y cuencas del Riaza, Duero, Lagunas de Gayangos en Burgos (L.J. BARBADILLO & I. MARTÍNEZ SOLANO, com. pers.).

Actuaciones para su conservación:

- Conservación de humedales.
- Control y regulación de la actividad de pesca del cangrejo americano.
- Control de la sobreexplotación de acuíferos
- Control de actividad de “galapagueros” furtivos (Huelva, Cádiz, Badajoz)
- Control de la venta de galápagos exóticos en tiendas o ambulante
- Recuperación de graveras abandonadas para su uso por galápagos autóctonos
- Control de poblaciones silvestres de *Trachemys*.

Otros expertos consultados: C. Keller; L.J. Barbadillo, I. Martínez Solano, A. Martínez Silvestre, M. Merchán; Especialistas consultados por C. Keller para la redacción de la ficha: A. Cordero y C. Ayres (Galicia), J. L. Rubio y E. Ayllón (Castilla-La Mancha), J. P. González de la Vega (Andalucía).

Referencias más significativas

ALBERT & GÓMEZ SERRANO (1998); ARAUJO (1996); ASENSIO (1990); AYRES & CORDERO (en prensa); CRESPO & OLIVEIRA (1989); DA SILVA (1993, 1995); DA SILVA & BLASCO (1997); GALÁN & FERNÁNDEZ (1993); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1989); GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA (2000); GONZÁLEZ DE LA VEGA (1988); KELLER (1997); MARTÍNEZ-RICA (1983, 1989); POLLS, M. (1985); SCV (1998, 2000).

Familia *Testudinidae*

***Testudo graeca* Linnaeus, 1758. Tortuga mora**

Tortuga mora (cat.); *Tartaruga moura* (gal.)



J. M. Pleguezuelos

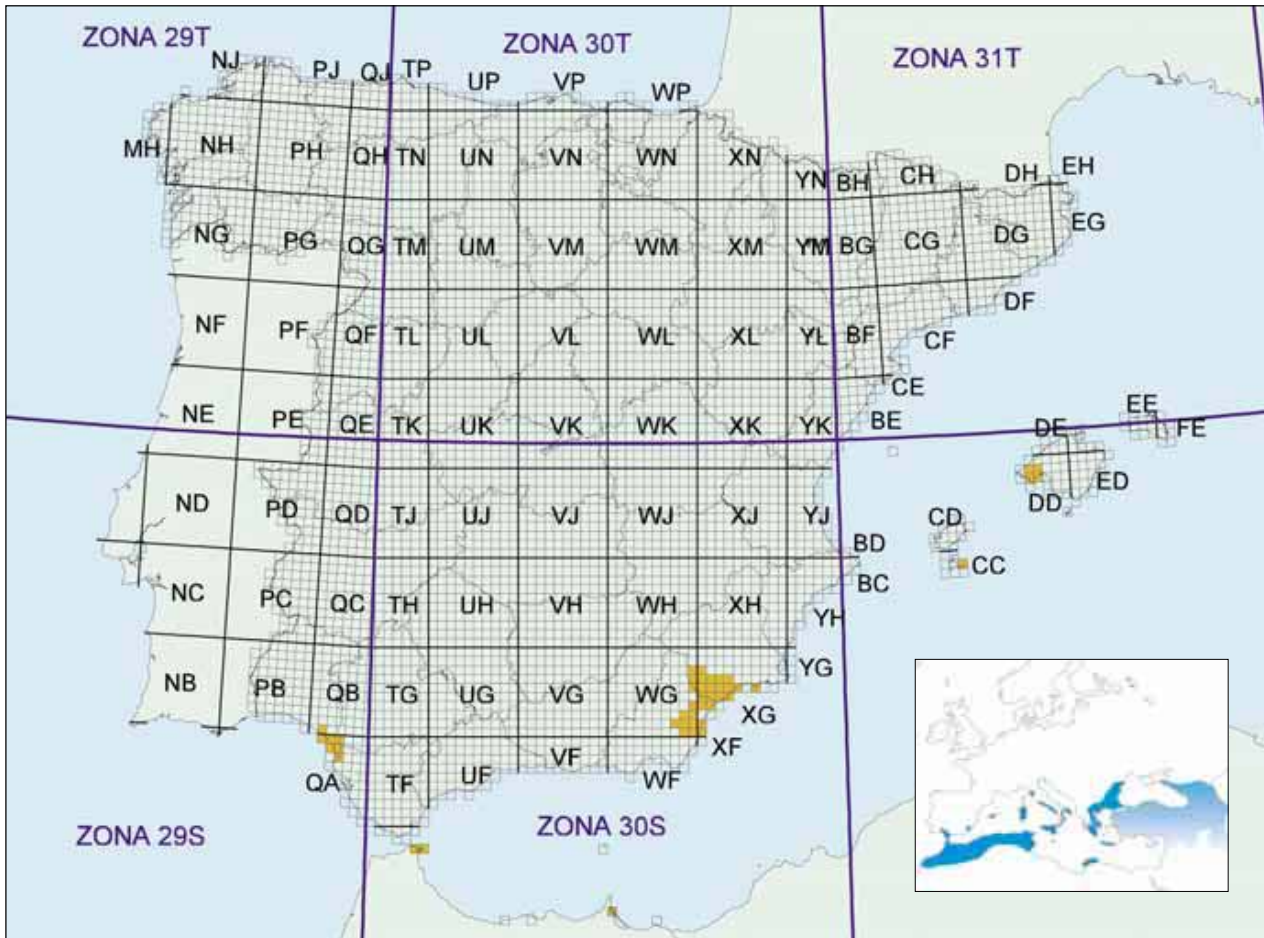
Ejemplar de M'Soura, Marruecos.

La taxonomía de esta especie está siendo actualmente muy debatida, por lo que es posible que en el futuro sean reconocidos varios taxones dentro de la misma. En espera de evidencias más concluyentes al respecto, hemos optado por mantener la denominación tradicional y seguir considerando a las poblaciones españolas como pertenecientes a la subespecie nominal, *Testudo g. graeca*, junto a las poblaciones norteafricanas (IVERSON, 1992; BUSKIRK *et al.*, 2001).

La distribución mundial de la especie incluye el sur y el este de la cuenca mediterránea, los Balcanes, el Cáucaso, Oriente Medio y Asia Central hasta Irán. Por países se encuentra en España, Marruecos, Túnez, Argelia, Libia, Israel, Jordania, Grecia, Turquía, Bulgaria, Macedonia, Yugoslavia, Rumanía, Rusia, Georgia, Líbano, Siria, Irak e Irán. Se encuentra también en varias islas del Mediterráneo: Mallorca, Cerdeña, Sicilia, Malta, Creta.

Las evidencias disponibles hasta el momento, tanto paleontológicas como genéticas, indican que las poblaciones españolas probablemente proceden del norte de África desde donde debieron ser introducidas en tiempos más o menos remotos. La especie no ha sido encontrada en los numerosos yacimientos pleistocénicos estudiados ni en la península ni en Baleares. Los únicos fósiles identificados como pertenecientes a la especie (Cueva Horá, cerca de Darro en Ganada; BAILÓN, 1986) han sido recientemente revisados por este autor y clasificados como *T. cf. hermanni* (BAILÓN, 2001). Por otra parte un estudio genético llevado a cabo con secuencias de ADN mitocondrial, realizado sobre varias poblaciones del norte de Marruecos y las dos poblaciones peninsulares, mostró que éstas eran idénticas entre sí e iguales a la población del noreste de Marruecos. Si las poblaciones españolas se hubieran separado de las africanas cuando se abrió el estrecho de Gibraltar (hace ahora alrededor de 5,5 millones de años), sería de esperar que el aislamiento hubiera producido diferencias genéticas, situación que no se ha dado (ÁLVAREZ *et al.*, 2000).

En la actualidad sólo existen tres poblaciones en nuestro país, dos en el sur de la península y una tercera en Mallorca. De las dos poblaciones peninsulares, la que tiene una mayor distribución, alrededor de 2.700 km², ocupa el sur de la provincia de Murcia y el norte de Almería. En Murcia se encuentra fundamentalmente en dos núcleos disjuntos, la Sierra de Torrecilla y las Sierras de Almenara, Cantar y Carrasquilla. Además aparecen núcleos marginales en las Sierras de Tercio, Enmedio, Carrascoy, Algarrobo y las Moreras (GIMÉNEZ, *et al.*, 1996). Las poblaciones de Almería, se encuentran al norte de la línea que va



de Carboneras a Sorbas y de Sorbas a Vélez-Rubio, no habiendo datos sobre su abundancia (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1979).

La otra población peninsular, la de Doñana, en Huelva, ocupa un área inferior a las 25.000 ha, en el interior del Parque Nacional de Doñana. La densidad máxima encontrada en esta población ha sido de 4 individuos/ha (ANDREU *et al.*, 2000). La única población balear que persiste se halla en un solo enclave de alrededor de 100 km² de extensión, integrado principalmente en el municipio de Calvià, en el NE de la isla de Mallorca (Aguilar, com. pers.). La población de Formentera se ha considerado extinguida si bien 2 citas recientes pudieran indicar la existencia de algún pequeño núcleo relicto.

Es una especie termófila que prefiere hábitats semiáridos, con vegetación abierta y fuerte insolación. Sus preferencias ambientales han sido estudiadas en Murcia, dónde vive en un área de relieve calizo, en que los valles han sido transformados por la agricultura. En esta población se ha encontrado que los núcleos principales de distribución coinciden con zonas con una media de precipitación anual de aproximadamente 260 mm. Por debajo de este nivel de precipitación la producción de recursos tróficos sería limitante para la especie y por encima, la elevación de la producción vegetal probablemente interferiría con sus necesidades termorreguladoras. Asimismo, se ha hallado una respuesta negativa de la especie a periodos largos de temperaturas bajas extremas (días con heladas), lo que sugiere un límite fisiológico a la distribución. En cuanto a la vegetación muestra preferencia por paisajes dominados por matorral, frente a bosques y zonas de regadío y selecciona los paisajes de media montaña frente a las llanuras agrícolas (MARTÍNEZ PALAO *et al.*, 2000). En Doñana, una zona llana, donde las precipitaciones medias anuales alcanzan los 560 mm, la especie se encuentra en zonas de sustrato arenoso con vegetación abierta de matorral mediterráneo. La incubación de los huevos, por otra parte, requiere de temperaturas cálidas del

suelo durante la mayor parte del periodo de incubación, de abril a septiembre, condiciones que sólo se dan en zonas de clima mediterráneo con veranos secos.

Está descartada la existencia de poblaciones por descubrir en nuestro país. La única población que se considera convenientemente protegida, la de Doñana, no ha variado ni en densidad ni en área de distribución en los últimos 20 años (ANDREU *et al.*, 2000). Sin embargo la población del Sureste y la mallorquina vienen sufriendo un acusado declive tanto en efectivos como en su área de distribución en las últimas décadas, declive que continua en nuestros días.

En los últimos 30 años, las autoridades de varias Comunidades Autónomas y algunas ONGs conservacionistas, han llevado a cabo introducciones a partir de ejemplares decomisados o entregados por particulares. Estas liberaciones se han realizado en áreas marginales de la distribución de la especie y con animales al parecer procedentes de la zona, en Murcia, (liberaciones llevadas a cabo tanto por el gobierno regional como por ANSE, Asoc. de Naturalistas del Sureste y otras (MASCORT, 1997)).

En Mallorca, las autoridades realizaron, hasta 1987, sueltas de animales decomisados en la isla, en zonas alejadas del área de distribución de la especie, que se suspendieron al aparecer un foco de rinitis entre los animales del centro de recuperación (AGUILAR, com. pers.). También la Junta de Andalucía llevó a cabo una introducción de individuos procedentes de decomisos y originarios del Norte de África en una finca de su propiedad en el Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz), lejos de las áreas de distribución de la especie, en 1987, sin que por el momento se sepa del éxito de estas introducciones.

Es urgente la creación de reservas que detengan la destrucción del hábitat y el expolio de individuos. En Mallorca se recomienda proteger el área completa de distribución de la especie. En el sureste, sería recomendable que las dos Comunidades Autónomas implicadas llevaran a cabo medidas conjuntas de protección. En Murcia, GIMÉNEZ *et al.* (2001) han hecho un estudio detallado de los núcleos principales de la especie y de los corredores necesarios para garantizar la comunicación entre ellos, por lo que ya existe una base sólida para la creación de reservas en esta área vital para la supervivencia de la especie en España. En Almería sería necesario realizar un estudio similar para conocer el estado real de las poblaciones y decidir en consecuencia qué áreas es urgente e imprescindible proteger.

Las acciones fundamentales para la conservación de esta especie deben ir encaminadas a la conservación y recuperación del hábitat y no a reintroducciones (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001).

La especie se encuentra desde el nivel del mar hasta los 800 m de altitud (BLASCO *et al.*, 1987).

Ana C. Andreu



Ejemplares de M'Soura.

J. M. Pleguezuelos

FICHA LIBRO ROJO

Testudo graeca

Categoría mundial UICN: VU A1cd.

Categoría España y criterios: En Peligro EN A2c, B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Reducción estimada de la población en un 50% en las 3 últimas generaciones por una reducción del área de ocupación, de la superficie de presencia o de la calidad del hábitat. El tiempo entre generaciones ha sido estimado para la población de Doñana entre 15 y 19 años, por lo que el tiempo mínimo de 3 generaciones serían 45 años. En Baleares existían poblaciones en Ibiza y Formentera que han desaparecido en los últimos 30 años. Giménez *et al.* (1996) han estimado una reducción de entre el 70-80% de individuos en 20-30 años en la población de Murcia. LÓPEZ-JURADO *et al.* (1979) estimaron que durante la década de los 70 del pasado siglo (hace sólo 32 años) todavía se extraían de 10.000 a 15.000 tortugas anualmente para su venta. Territorio inferior a 5.000 km² o menos de 500 km² de ocupación real y que se estima además que está en declive continuado inferido, observado o previsto en números, área, hábitat, nº de subpoblaciones, nº de individuos maduros. Las 3 poblaciones existentes están aisladas entre sí y ocupan en total una extensión inferior a 5.000 km² (la de Doñana y la de Mallorca ocupan áreas muy pequeñas (< 100 km² cada una) y la del SE ocupa el área mayor, aproximadamente 2.700 km²). La población del SE está en un proceso de rápida fragmentación y tanto ésta como la población de Baleares han sufrido un importante declive en la extensión de su distribución y de efectivos. GIMÉNEZ *et al.* (2001) estiman en un 22% la disminución del área de distribución en Murcia en los últimos años. En Baleares ha desaparecido de 2 islas y según MASCORT (1997), en Mallorca, hasta hace 20 o 30 años era más abundante y se podía encontrar en áreas costeras.

Características biológicas relevantes para su conservación: Bajo potencial reproductivo, alta mortalidad infantil y alta supervivencia de los adultos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.* 2001). Fácil captura y mantenimiento, se considera tradicionalmente como animal de compañía.

Factores de amenaza: Degradación y fragmentación del hábitat (cultivos intensivos, incendios, construcción de carreteras, autovías, obras públicas, etc.); recolección furtiva; introducción de ejemplares procedentes de cautividad, atropellos en carretera.

Actuaciones para su conservación: Dos ONGs están desarrollando proyectos en el SE. Se trata por un lado de la adquisición de terrenos con presencia de tortugas, en muchos casos a través de suscripción popular, para la creación de reservas: (Proyecto *Testudo*, Asociación de Naturalistas del Sureste (Murcia); Fondo del Patrimonio Natural Europeo / Global Nature). Por otro lado se están llevando a cabo Convenios con propietarios de fincas con poblaciones de tortugas para su conservación (Fondo del Patrimonio Natural Europeo / Global Nature). La Vice-Consejería de Medio Ambiente de la Ciudad Autónoma de Ceuta tiene un programa de reintroducción de ejemplares decomisados.

Poblaciones amenazadas: Dos de las 3 poblaciones existentes están seriamente amenazadas. La población del sureste (Almería y Murcia) y la de Mallorca tienen como principal amenaza la transformación del hábitat por extensión de los cultivos intensivos, construcción de carreteras y autovías, incendios...). En segundo lugar estas poblaciones siguen sufriendo un continuo desgaste por la extracción de ejemplares para el mercado ilegal de animales.

Otros expertos consultados: C. Keller, C. Díaz-Paniagua, F. J. Martínez-Medina & A. Giménez..

Referencias más significativas

ÁLVAREZ *et al.* (2000); ANDREU *et al.* (2000); BAILÓN (1986, 2001); BLASCO *et al.* (1987); BUSKIRK *et al.* (2001); DÍAZ-PANIAGUA *et al.* (2001); GIMÉNEZ *et al.* (1996, 2001); IVERSON (1992); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1979); MARTÍNEZ-PALAO *et al.* (2000); MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.* (2001); MASCORT (1997).

Familia *Testudinidae*

***Testudo hermanni* Gmelin, 1789. Tortuga mediterránea**

Tortuga mediterranea (cat.)



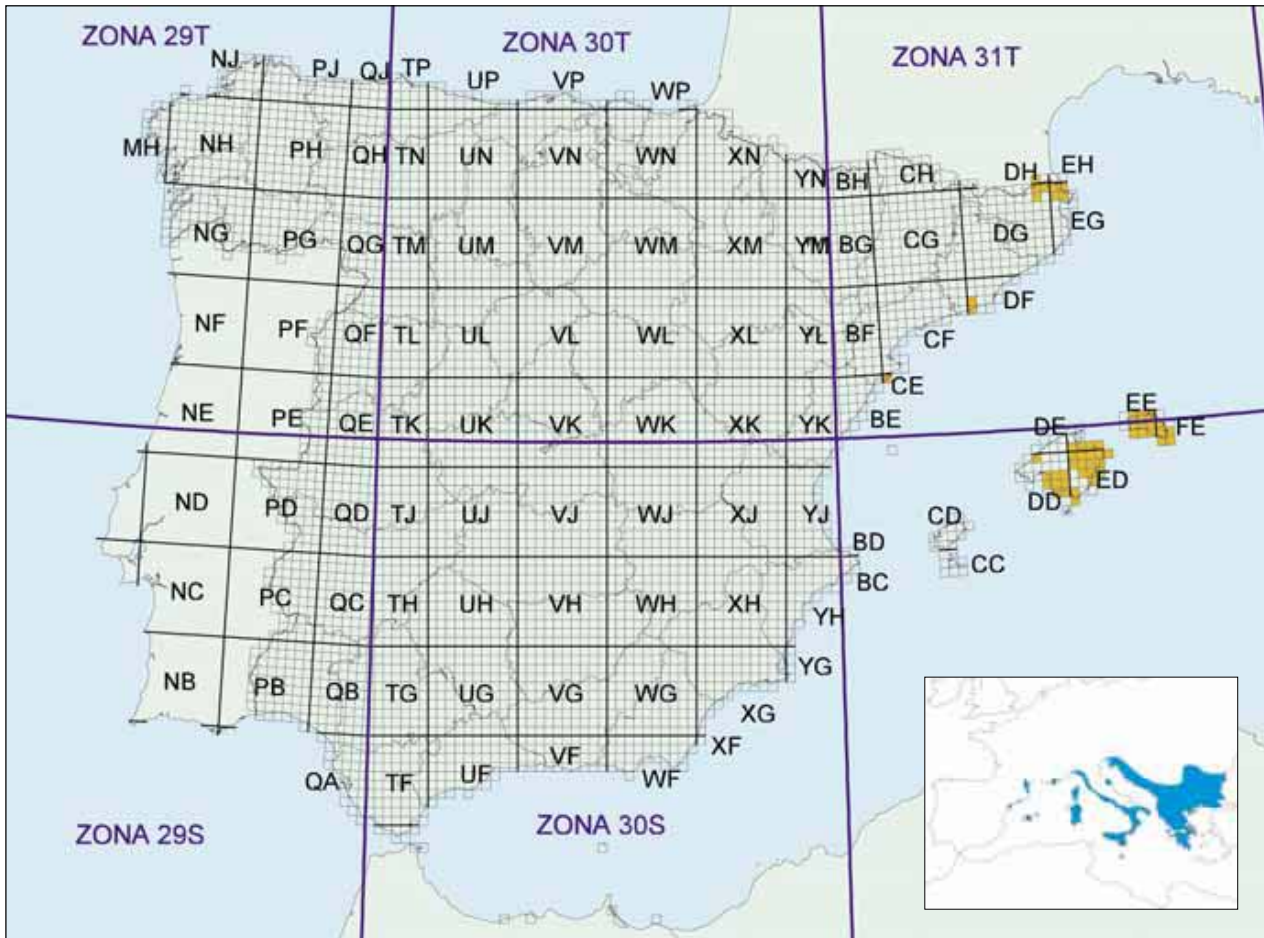
L. J. Barbadillo

Ejemplar de Gerona

La tortuga mediterránea se distribuye por la parte nororiental de la Península Ibérica, la Provenza francesa, oeste y sur de la Península Italiana, Grecia y Balcanes hasta el sur del Danubio, y las islas de Sicilia, Elba, Pianosa, Córcega, Cerdeña y Baleares (sólo en las Gimnéticas). En España se distribuye por Cataluña y por las islas de Mallorca y Menorca (GENIEZ & CHEYLAN, 1987; LLORENTE *et al.*, 1995; ANDREU & LÓPEZ-JURADO, 1997; BARBADILLO *et al.*, 1999) También se han citado ejemplares procedentes de La Mancha, Doñana, Valencia, Formentera e Ibiza, pero estas citas se deben considerar como introducciones, errores de diagnóstico, y animales esporádicos escapados o liberados. La población catalana es la única población autóctona existente en la actualidad, y no toda, ya que solamente el núcleo situado en el macizo de l'Albera (Alt Empordà, Girona) colindante con la frontera francesa, puede considerarse como tal (LLORENTE *et al.*, 1995). El resto de las citas, situadas a lo largo de una amplia franja litoral (VIVES-BALMAÑA, 1990) corresponden, en su mayor parte, a ejemplares domésticos asilvestrados y solamente en algunas zonas podrían corresponder a restos de poblaciones autóctonas, como es el caso del macizo del Montsià (Tarragona) o la comarca de l'Anoia (SOLER *et al.* 2001).

Las poblaciones de la Península Ibérica y las de Baleares corresponden a la subespecie occidental *T. h. hermanni* antiguamente denominada *T. hermanni robertmertensi*. Conviene aclarar que la forma oriental, actualmente llamada *T. hermanni boetgeri* era la anteriormente conocida como *T. h. hermanni*. No obstante, la validez de las dos subespecies ha sido puesta en entredicho; la distinción entre ambas puede resultar confusa debido a la elevada mezcla de morfotipos encontrados en ciertas poblaciones italianas e insulares.

Todo ello hace sospechar que la distribución de la especie en el pasado sería más amplia y abarcaría desde la costa francesa de La Marena hasta los Puertos de Beceite, incluyendo las sierras Prelitoral y Litoral Catalanas así como los contrafuertes orientales de las sierras transversales y las zonas más bajas del Pirineo Oriental. La existencia de citas de esta especie o afín en yacimientos datados del Pleistoceno (Cueva Horá, Granada; Cueva de las Grajas, Málaga; Figueira Brava, Portugal; Gruta Nova da Columbeira, Bamborral, Portugal) indicarían una distribución pretérita mucho más amplia, lo que conferiría a la especie una distribución circummediterránea que se habría reducido enormemente en tiempos prehistóricos (BAILÓN, 2001).



Debido a la gran simpatía que despiertan las tortugas en el ser humano, ha sido translocada frecuentemente a través del Mediterráneo desde muy antiguo. Es por ello que las poblaciones introducidas son muy frecuentes, sobre todo en las islas. Este es el caso de las poblaciones de Mallorca y Menorca, donde se consideran que han sido introducidas desde épocas remotas, unos 3.000 años, posiblemente como aporte alimentario para las poblaciones humanas. En Menorca se halla por toda la isla, mientras que en Mallorca está ausente de la Sierra de Tramuntana. El resto de las citas peninsulares de esta especie corresponderían a ejemplares asilvestrados, posiblemente procedentes de cautividad y que en ningún caso llegan a formar poblaciones estables. Actualmente hay dos poblaciones introducidas y controladas en el Delta del Ebro y el macizo del Garraf, siendo las dos reproductoras. En el Cap de Creus (Gerona) se efectuó recientemente una reintroducción experimental que, tras los últimos incendios forestales (2000 y 2001) ha sido desestimada, recogiendo los ejemplares de nuevo, por lo que no se puede considerar como nueva población. En Castellón (Desierto de Las Palmas) existe un centro de aclimatación con individuos en los que se ha constatado la reproducción en ambientes de semilibertad que recoge ejemplares para posteriores planes de reintroducción en la zona.

La tortuga mediterránea se halla en zonas con temperatura por encima de la isoterma de 14 °C y pluviosidad anual por debajo de los 700 mm. Es una especie que se distribuye desde el nivel del mar hasta los 400 m fundamentalmente, aunque en otras poblaciones europeas puede alcanzar altitudes más elevadas.

Los biotopos ocupados corresponden al dominio del bosque mediterráneo aclarado: encinar, alcornoque, estepa, matorral y muy frecuentemente en la garriga, como sucede en las Baleares. En dichos ambientes, es frecuente encontrarlas en las zonas más abiertas y con moderada pendiente, utilizando como escondrijo la vegetación arbustiva. En los períodos más secos suele trasladarse a los fondos de los valles y/o

estivar semienterrada. No hay que olvidar que aunque es una tortuga netamente mediterránea, necesita de una cierta humedad ambiental.

Los problemas de conservación que presenta esta tortuga son variados (LLORENTE *et al.*, 1995; CARRETERO *et al.*, 1998). Si bien la población autóctona peninsular y las de las Baleares parecen estabilizadas, los incendios forestales, la captura indiscriminada a que se han visto sometidas y la degradación del hábitat, son factores de alto riesgo que pueden mermar sus efectivos. No debemos descartar la aparición de nuevas citas en localidades dispares de la península. En tal caso habría que considerarlas como ejemplares liberados o escapados. No olvidemos que aún hoy, muchos hogares, especialmente de ambientes rurales, poseen tortugas como animal de compañía.

Gustavo A. Llorente, Albert Montori, Miguel A. Carretero & Xavier Santos

FICHA LIBRO ROJO

Testudo hermanni

Categoría mundial UICN: *Testudo hermanni* Preocupación menor, casi amenazado LR/nt

Testudo hermanni hermanni En peligro de extinción EN B1+2abcde

Categoría España y criterios: *Testudo hermanni hermanni* EN B1ab+2ab En peligro de extinción

Justificación de los criterios: Presente en un área de menos de 5.000 km². Una sola población autóctona en Cataluña. El resto son introducciones muy fragmentadas.

Características biológicas relevantes para su conservación: Hábitat nativo muy restringido. Introducida en varias poblaciones.

Fácil captura, tradicionalmente mantenida como animal de compañía.

Factores de amenaza: Incendios, recolección furtiva, degradación y fragmentación del hábitat.

Poblaciones amenazadas: Serra de l'Albera, Cataluña (única población autóctona).

Actuaciones para su conservación: Centros para su reproducción y reintroducción en Cataluña (El Garraf, CRT-Garriguella), Comunidad Valenciana y Baleares.

Referencias más significativas

ANDREU & LÓPEZ-JURADO (1997); BAILÓN (2001); BARBADILLO *et al.* (1999); CARRETERO *et al.* (1998); GENIEZ & CHEYLAN (1987); LLORENTE *et al.* (1995); SOLER *et al.* (2001); VIVES-BALMAÑA (1990).

Familia *Amphisbaenidae****Blanus cinereus* (Vandelli, 1797). Culebrilla ciega***Serpeta cega* (cat.), *escáncer cego* (gal.)

B. Busto

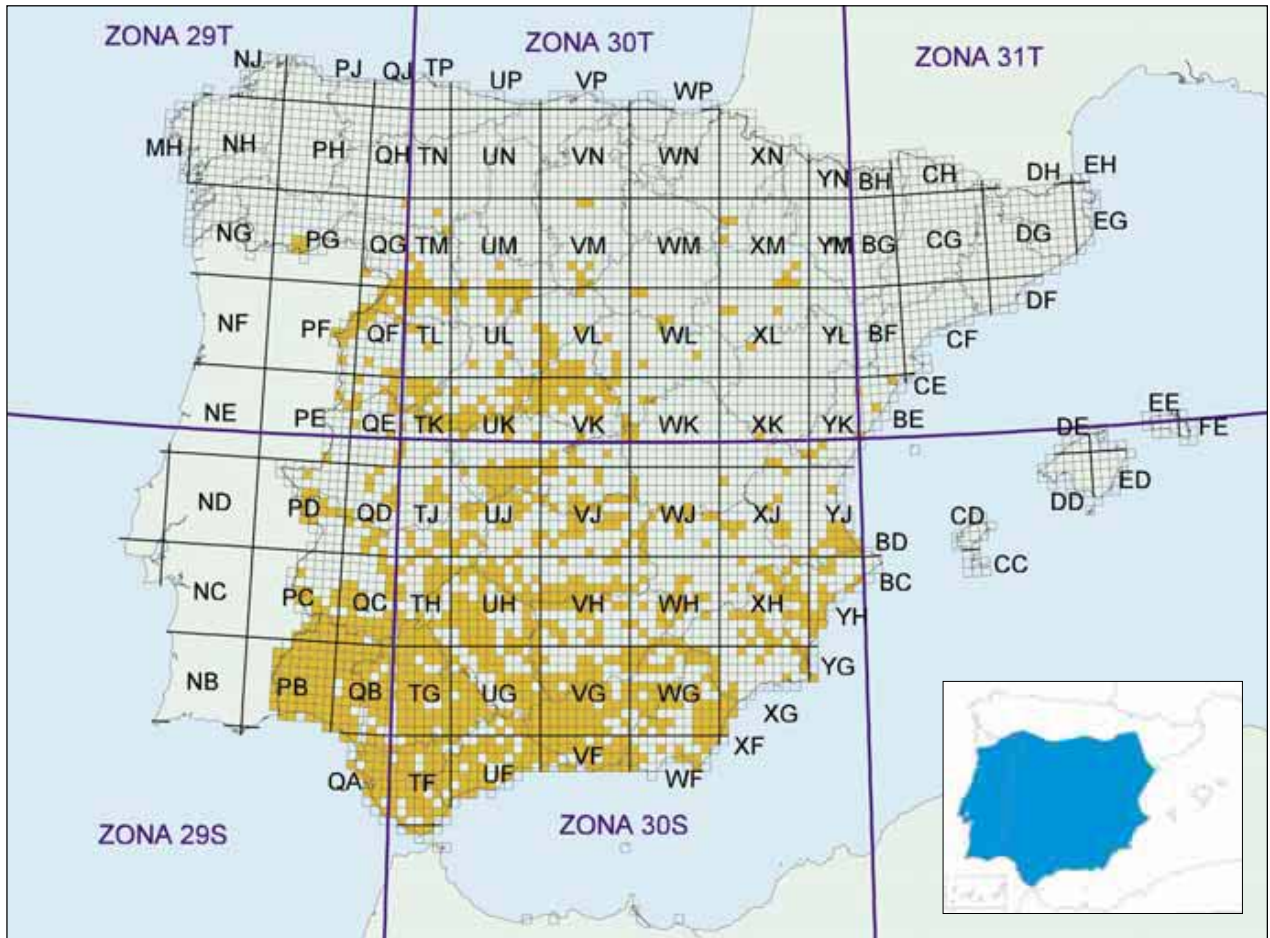
Ejemplar del suroeste ibérico

Se distribuye exclusivamente por la Península Ibérica. Está considerada un endemismo ibérico ya que las poblaciones del Norte de África han sido descritas como dos nuevas especies. Se encuentra en la mayor parte de la Península Ibérica, excepto en el norte y noreste. Prácticamente ausente en los pisos bioclimáticos eurosiberianos, es decir, de Asturias, Cantabria, País Vasco y casi toda Cataluña. Sus límites norteños están en Tarragona, Zaragoza, sur de Navarra, Burgos, y Zamora. En Galicia está presente en zonas con marcada influencia mediterránea de Orense. En los bordes mesetarios de Castilla la Mancha parece ser escasa, aunque puede deberse a un defecto del muestreo. En la Comunidad Valenciana la cita más norteña se encuentra en Castellón de la Plana, sin embargo ha sido citada recientemente en las cercanías del Delta del Ebro, por lo que podría ser localizada en otras zonas de la costa mediterránea, donde existen pocas citas. Aunque se ha señalado su presencia en las proximidades de Barcelona, no ha sido posteriormente confirmada. En Portugal su límite septentrional se encuentra en la cuenca del río Duero (GIL, 1997; LÓPEZ, 1997; SALVADOR, 1997g; BARBADILLO *et al.*, 1999).

El conocimiento sobre su distribución geográfica es escaso, debido al carácter críptico y subterráneo de esta especie. Esto hace difícil efectuar una valoración precisa sobre su relativa abundancia y establecer el estatus de sus poblaciones. Parece ser más abundante en los alrededores de Madrid, sur de Gredos y litoral de Huelva, coincidiendo con zonas de suelos arenosos, fácilmente excavables.

Desde un punto de vista zoogeográfico, está considerada como un emigrante africano, que ha vivido en la Península durante mucho tiempo. Se han encontrado restos en yacimientos del Pleistoceno medio de la provincia de Málaga, del Plio-Pleistoceno de la provincia de Granada, del Plioceno superior de las Islas Medas (Gerona) y del Paleolítico y Neolítico de Jaén (SALVADOR, 1998).

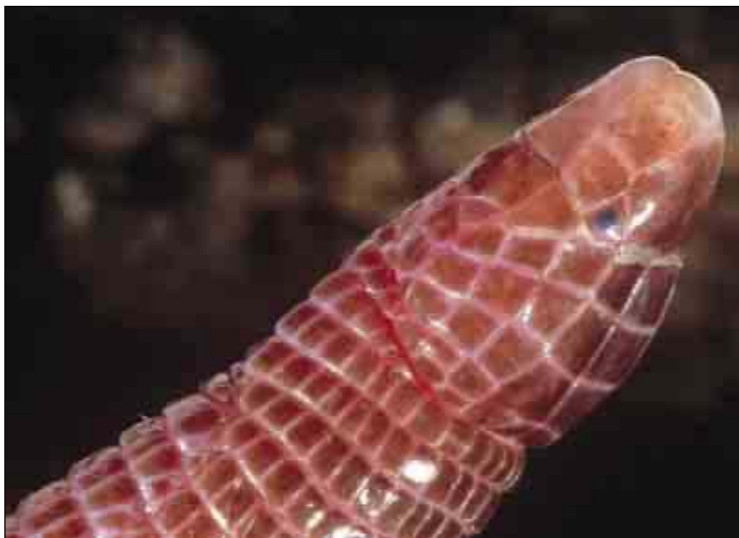
Es una especie termófila, que en la Península está presente en gran número en ecosistemas del tipo mediterráneo, y en algunas localidades puede ser relativamente abundante, aunque la densidad no parece ser nunca muy alta. Sus hábitos son enteramente subterráneos, y sólo muy raramente es vista en la superficie. Se halla asociada a zonas cálidas pero de una cierta humedad, donde se localiza generalmente bajo piedras, tanto en terrenos calcáreos como graníticos. Muestra preferencia por suelos arenosos con hojarasca en los que es más fácil excavar, evitando los suelos con una elevada proporción de arcilla (MARTÍN *et al.*, 1991; LÓPEZ *et al.*, 1998). Se encuentra en bosques y matorrales de encina, enebros, roble melojo o



pinares en el piso mesomediterráneo. Evita los pastizales con herbáceas perennes que dificultan la excavación (LÓPEZ, 1997, 1998; BARBADILLO *et al.*, 1999).

Presente desde el nivel del mar hasta los 1.600-1.700 m en el Sistema Central, e incluso hasta los 1.800 m en Sierra Nevada, aunque parece ser más abundante por debajo de los 1.000 m, encontrándose generalmente entre los 200 y 700 m en la mayoría de las localidades. En Portugal sólo se encuentra por debajo de 500 m (LÓPEZ, 1997; 1998).

Se desconoce si actualmente hay una tendencia expansiva o regresiva. Tampoco existe expansión o regresión permanente desconocida. No existe ninguna información sobre el estado de las poblaciones, aunque todo parece indicar que no se encuentra amenazada. Dado que es una especie de hábitos subterráneos, es difícil de encontrar, lo que favorece su conservación. Sin embargo, la



L.J. Barbadillo

Detalle de la cabeza

constante urbanización de algunas zonas está disminuyendo la disponibilidad de hábitat óptimos para sus poblaciones. También la polución de algunas zonas de tipo mediterráneo podría provocar una disminución de la fauna edáfica que afectara a algunas poblaciones de esta especie (LÓPEZ, 1998).

Sería necesario un estudio científico de sus poblaciones para poder proponer medidas de conservación adecuadas, aunque la protección de zonas donde es abundante, evitando la polución y la masiva urbanización sería beneficioso tanto para esta especie como para otras de distribución mediterránea.

Pilar López

FICHA LIBRO ROJO

Blanus cinereus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Sus hábitos estrictamente subterráneos hace que su presencia sea muy difícil de detectar y por consiguiente la evolución de sus poblaciones sea difícil de evaluar.

Factores de amenaza: Aunque la información disponible para esta especie es muy escasa no parece estar amenazada. La urbanización puede estar causando fragmentación de hábitat.

Otros expertos consultados: J. Martín, L. J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); GIL (1997); LÓPEZ (1997, 1998); LÓPEZ *et al.* (1991, 1998); MARTÍN *et al.* (1991); SALVADOR (1997g).

Familia *Anguillidae*

***Anguis fragilis* Linnaeus, 1758. Lución**

Vidriol (cat.), *zirauna* (eusk.), *escáncer común* (gal.)



Isabel Catalá

Ejemplar de Arganil, Portugal.

Reptil ampliamente distribuido por la mayor parte de Europa, alcanzando por el Norte el paralelo 63°. Por el Oeste está presente en la Península Ibérica, Inglaterra y Escocia y por el Este penetra en Asia, hasta el noroeste de Irán y el Oeste de Siberia. Por el Sur alcanza Turquía, el sur de Grecia y el de Italia (CABELA, 1997).

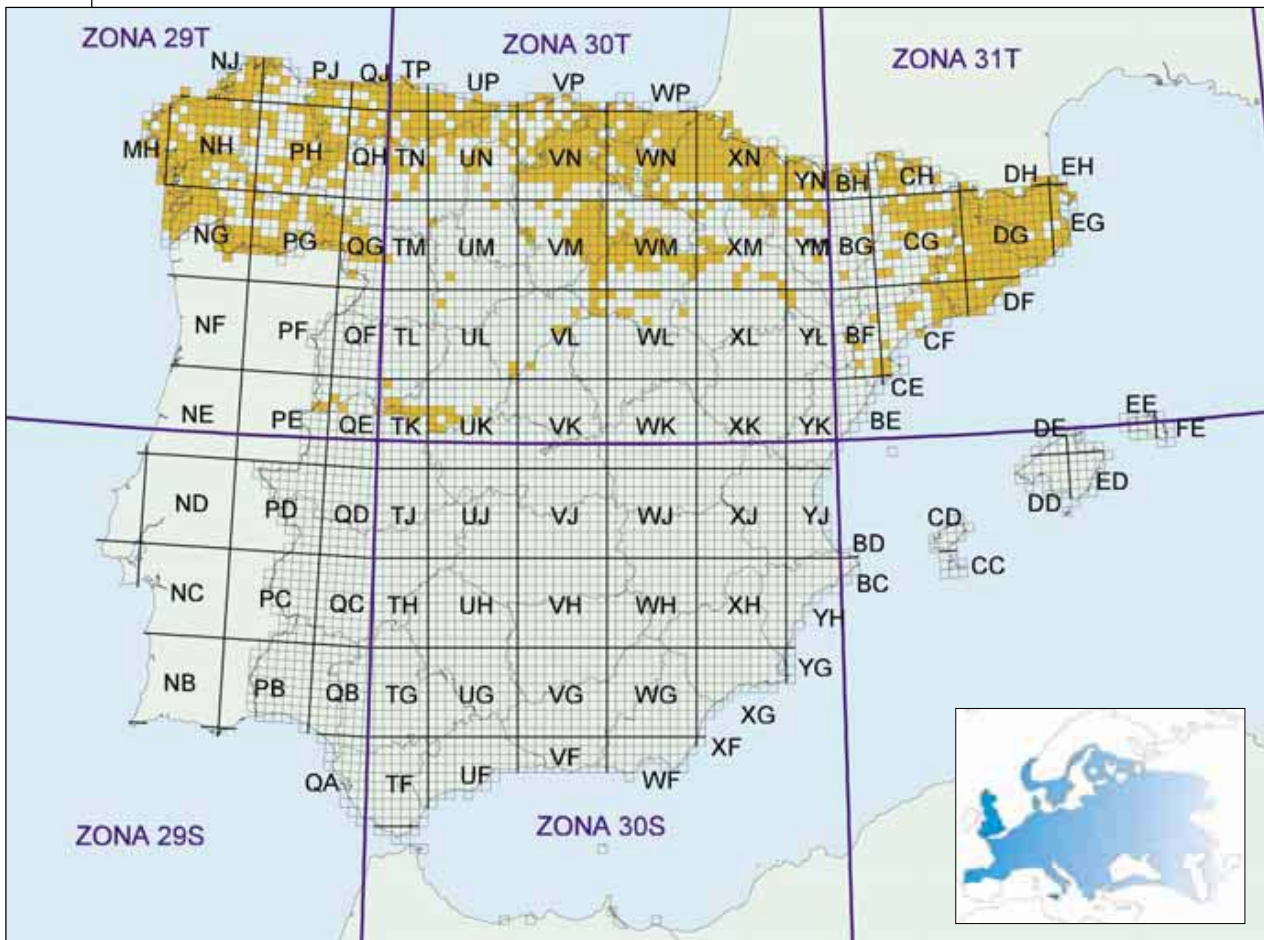
En la Península Ibérica se encuentra en la mitad norte (BARBADILLO & SÁNCHEZ-HERRÁIZ, 1997b; SALVADOR, 1997f), ocupando la mayor parte de Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, parte de Castilla y León, norte de Aragón y Cataluña. Ausente de gran parte de la meseta Castellano-leonesa y del valle del Ebro.

El límite meridional de la especie en la Península Ibérica lo forman poblaciones más o menos aisladas en sistemas montañosos. La población situada más al sur se localiza en Portugal, en Azeitao, al sur del Río Tajo (GODINHO *et al.*, 1999). En España, las poblaciones más meridionales se encuentran a lo largo del Sistema Central, en las sierras de Gata, Gredos, Guadarrama y Ayllón. En esta cordillera, su abundancia disminuye hacia el Este, conforme la influencia atlántica es menor. Por la costa mediterránea, el límite sur de su distribución se encuentra en zonas próximas al Delta del Ebro.

En la zona oriental de la Península Ibérica se ha indicado que su distribución se ajusta a la de la isoyeta de 600 mm de pluviosidad media anual, siendo muy escasas las citas en regiones con menores precipitaciones, no influyendo la temperatura media anual en su distribución (LLORENTE *et al.*, 1995). La misma relación se puede generalizar para el resto de su distribución ibérica, aunque está ausente de toda la mitad meridional de España, incluso de las zonas montañosas con precipitaciones superiores a los 600 mm.

Está presente en diversas islas de la costa cantábrica y atlántica: isla de Santa Clara (Guipúzcoa), Pantorga (Asturias), Coelleira (Lugo), San Vicente, Sisarga Grande, Sálvora (A Coruña), Cortegada. En la isla de Ons, Monteagudo, Faro y San Martiño (Pontevedra) (MATEO, 1997b; GALÁN, 1999a).

El mapa adjunto refleja adecuadamente la distribución de la especie, aunque muchas cuadrículas que aparecen en blanco en zonas atlánticas, cantábricas o pirenaicas, como Galicia, Asturias, Cantabria y Pirineos Centrales, donde el lución está muy extendido, corresponden a defectos de prospección más que a su ausencia. Debido a sus costumbres semisubterráneas, pasa con frecuencia desapercibido, por lo que a menudo se infraestima su abundancia real.



Es una especie higrófila, presente en hábitats diversos de la región Eurosiberiana ibérica, siempre que posean un estrato herbáceo más o menos denso, principalmente en bosques caducifolios (*Quercus*, *Fagus*, etc.) y sus etapas seriales de matorrales y herbazales, bosques mixtos y medios de campiña. En la región Mediterránea, por el contrario, se encuentra mucho más restringida, ocupando principalmente zonas boscosas del piso supramediterráneo y brezales del piso oromediterráneo. En esta área se localiza principalmente en regiones montañosas, con presencia local en valles húmedos, donde vive al amparo de la vegetación ribereña.

En el norte ibérico vive desde el nivel del mar, alcanzando los 1.600 m de altitud en Galicia, los 1.700 m en Asturias, 2.300 m en Palencia, 1.760 m en Navarra, 2.000 m en el Alto Aragón y 2.400 m en el Pirineo Catalán. En el centro de la Península suele vivir entre los 600-900 m hasta los 1.200-1.800 m de altitud.

El estado de conservación de sus poblaciones en España difiere según la



R. Márquez

Ejemplar juvenil de Aliste, Zamora

región considerada. Así, resulta abundante y ampliamente extendido en el área Eurosiberiana ibérica, donde no se considera amenazado (BEA, 1998; GALÁN, 1999b), pudiendo alcanzar densidades localmente elevadas (VENCES, 1993). Sin embargo es mucho más escaso y con poblaciones fragmentadas en el área Mediterránea. La pérdida del hábitat por la intensificación de la agricultura y de la silvicultura, así como los incendios, son los principales factores de amenaza para esta especie (GALÁN, 1999b).

Pedro Galán

FICHA LIBRO ROJO

Anguis fragilis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación. Habita áreas con densa cobertura vegetal en los estratos inferiores. A menudo presente en setos vivos en agricultura tradicional y en pastizales de diente y siega de ganadería tradicional. Especie con crecimiento lento (madurez sexual a 4 o 5 años), reproducción bienal.

Factores de amenaza: Destrucción de hábitat, pesticidas agrícolas, abandono de las labores agrícolas y ganaderas tradicionales, así como la intensificación de la agricultura y silvicultura, incendios. Tráfico rodado (GALÁN, 1999b).

Poblaciones amenazadas: Poblaciones en declive en el sector oriental del Sistema Central (Sierra de Guadarrama y Sierra de Ayllón), y Sierra de Guadalupe (Cáceres). El estatus de las poblaciones insulares de Galicia es en gran parte desconocido: Coelleira (Lugo); San Vicente, Sisarga Grande, Sálvora (A Coruña); Cortegada. En la isla de Ons, y en Monteagudo, Faro y San Martiño (Archipiélago de Cíes en Pontevedra), el lución posee, en general, densidades de población elevadas, pero ha experimentado declives en las dos últimas décadas por los cambios en los usos del suelo, aunque todavía resulta abundante (GALÁN, 2000a, 2001).

Otros expertos consultados: J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO & SÁNCHEZ-HERRÁIZ (1997b); BEA (1998a); CABELA (1997); CAPULA & LUISELLI (1993); GALÁN (1999a, 1999b, 2000a, 2001); GODINHO *et al.* (1999); LLORENTE *et al.* (1995); MATEO (1997b); PATTERSON (1983); PLATENBERG (1999); SALVADOR (1997f); SMITH (1990); STUMPEL (1985); VENCES (1993a).

Familia *Chamaeleonidae****Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758). Camaleón común**

L. J. Barbadillo

Ejemplar de Cádiz

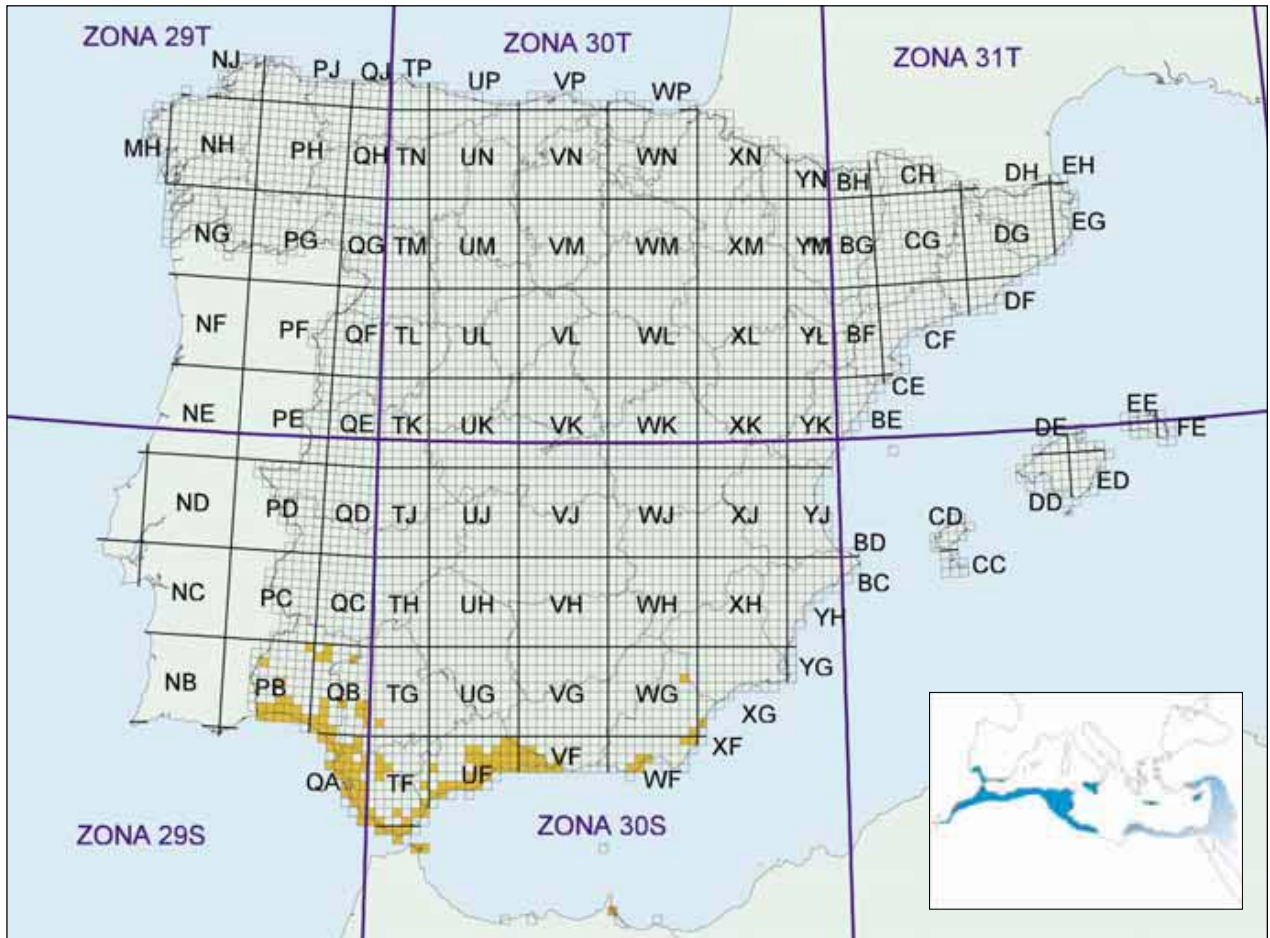
Especie de distribución circummediterránea. Está presente en la mayoría de los países del norte de África, Oriente Medio (Palestina, Líbano, Siria), la península arábiga, Grecia continental, Turquía, sur de la Península Ibérica y en diversas islas del mar Egeo, Malta y Sicilia.

En la Península Ibérica se presenta en las provincias de Huelva, Cádiz, Málaga, Granada y Almería (España) y Faro (Portugal). También está presente en Ceuta y Melilla. En Andalucía, el área ocupada por la especie es de 444 km² (cf. MELLADO *et al.*, 2001) distribuidos de la siguiente manera: Huelva (27), Cádiz (74), Málaga (321), Granada (10) y Almería (12). Con excepción de la provincia de Málaga, ocupa una estrecha franja litoral fuertemente fragmentada. En Andalucía Occidental se distribuye desde Ayamonte a Mazagón (Huelva) y desde Sanlúcar de Barrameda a Chiclana de la Frontera (Cádiz). En Cádiz además, aparecen varias poblaciones en los alrededores de Jerez de la Frontera y otra población en los alrededores de Caños de Meca. En Andalucía Oriental se distribuye de forma casi continua desde Benalmádena (Málaga) hasta Almuñécar (Granada) adentrándose hacia el interior en la comarca de la Axarquía (Málaga). En Almería se presenta en dos poblaciones localizadas en las proximidades de la capital y en Carboneras.

Las densidades registradas con el método de la parcela muestran notables diferencias entre localidades y periodos del año. Aunque se han llegado a registrar hasta 50 individuos por ha (CUADRADO, 1999), densidades entre 10 y 25 camaleones/ha resultan más realistas (cf. MELLADO *et al.*, 2001).

Presente en zonas de costa por lo general, a baja altitud y sobre suelos arenosos. Tiene pocos requerimientos en cuanto al soporte arbóreo. Se presenta en zonas marginales y degradadas en hábitats humanizados, retamares costeros (*Retama monosperma*) con pinares, en huertos tradicionales, jardines de urbanizaciones y en diversos cultivos (almendros, algarrobos, olivares, plantas tropicales etc.).

Cada año aparecen camaleones en lugares muy alejados de su área de distribución natural (e.g. Badajoz, Madrid, Barcelona, El Aljarafe en Sevilla, León, etc.) y que proceden posiblemente de traslocaciones realizadas por particulares. En algunos casos, la suelta continuada en un determinado lugar puede haber favorecido la creación de nuevas poblaciones. Este parece ser el caso en las poblaciones que se registran en la isla de Saltés (Huelva), Parque Natural Acentilados de Maro-Cerrogordo (Málaga-Granada), etc. Se tiene constancia de la aparición de nuevas poblaciones en diversas localidades como Puebla del Río (Sevilla), Estepona (Málaga), El Rocío (Huelva), etc. aunque su futuro es incierto. Es muy posible que se detecten nevas poblaciones estables y alejadas del área tradicional de la especie en un futuro.



Presente en lugares muy próximos a la costa. Asciende hasta los 900 m sobre el nivel del mar en Málaga (BLASCO, 1997).

Como factores de amenaza, la especie se ve afectada por la destrucción o transformación de sus hábitats naturales debido a los cambios en el uso del terreno y sobre todo, su urbanización siguiendo criterios poco adecuados para el mantenimiento de sus poblaciones, así como por la depredación debida a animales domésticos, los atropellos en carreteras, el tráfico ilegal y la persecución humana directa.

Mariano Cuadrado



I. Catalá

Ejemplar del Algarve, Portugal

FICHA LIBRO ROJO

Chamaeleo chamaeleon

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazada NT.

A nivel nacional, la especie debe considerarse como NT. A un nivel más local, la especie podría considerarse como Vulnerable en las provincias de Cádiz y Huelva debido a la desaparición continuada de su hábitat.

Justificación de los criterios: Esta especie se hallaba catalogada como En Peligro de Extinción (E) en el anterior Libro rojo de los Vertebrados Españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992). Los diversos autores consultados y la información reciente obtenida tras muestreos exhaustivos (MELLADO *et al.*, 2001) parecen indicar que su grado de amenaza es mucho menor. De hecho, se le considera en expansión en numerosas zonas del interior de Andalucía. Existe sin embargo cierto debate entre diversos investigadores sobre su categoría de amenaza. En un informe preliminar para la preparación del Libro Rojo de Andalucía (AHE, 1999) se le catalogaba como Vulnerable (VU B2c + B3d) debido a que su distribución es inferior a 20.000 km², (el área de ocupación es inferior a 2.000 km²), presenta un declive continuo en la calidad de su hábitat y fluctuaciones de al menos un orden de magnitud en el número de individuos maduros, causada por los ciclos de sequía de los últimos años en Andalucía. Sin embargo, en el recientemente publicado Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía (2001) se le considera como Riesgo Menor, casi amenazado (LR, nt). Debido a que la mayoría de los autores y el propio Libro Rojo de Andalucía, proponen esta categoría, se ha decidido seguir este criterio.

Características biológicas relevantes para su conservación. Protección de hábitats costeros con matorral disperso y/o arbolado. Necesidad de suelo descubierto bien soleado para realizar las puestas.

Factores de amenaza: Si bien la especie está desapareciendo de numerosos hábitats tradicionales, es verdad que hay muchos indicios de que el área de distribución se expande, apareciendo en la actualidad nuevas poblaciones en áreas donde antes no estaba presente. De este modo, la especie está desapareciendo de numerosas zonas debido a los cambios en sus hábitats, como la urbanización de la costa de Málaga, Cádiz y Huelva. Por otro lado, su distribución aumenta hacia el interior, favorecida por el aumento de frutales extratempranos (Málaga), invernaderos y nuevos bosquetes (Cádiz), y cítricos (Huelva y Faro).

Los factores de amenaza para la especie son la destrucción o transformación de sus hábitats naturales debido a los cambios en el uso del terreno y sobre todo, su urbanización siguiendo criterios poco adecuados para el mantenimiento de sus poblaciones; por otro lado la muerte por causas no naturales debido a la acción de animales domésticos, atropellos en las carreteras, tráfico ilegal y captura o persecución humana.

Poblaciones amenazadas: Es Vulnerable en las provincias de Cádiz y Huelva debido a la desaparición continuada de su hábitat costero. En Ceuta actualmente no hay constancia de que mantenga poblaciones autóctonas viables, que en todo caso estarían constituidas por efectivos muy escasos. Los únicos registros obtenidos se deben probablemente a ejemplares procedentes de Marruecos, adquiridos por particulares de forma ilegal.

Actuaciones para su conservación. Protección del hábitat costero y persecución de la captura y comercio ilegal. Mantenimiento de los usos tradicionales del suelo. Creación de reservas y vallado de los puntos negros en carreteras (GONZALEZ DE LA VEGA *et al.*, 2001).

Otros expertos consultados. M. Blasco, J. Mellado & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

BLASCO (1997); BLASCO *et al.* (1985); CUADRADO (1999); CUADRADO & RODRÍGUEZ (1997); MELLADO *et al.* (2001); SALVADOR (1997a).

Familia *Scincidae*

***Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880). Eslizón ibérico**

Lludrió ibèric, bivia (cat.), *eskinko bostatza* (eusk.), *esgonzo ibérico* (gal.)



L. J. Barbadillo

Ejemplar de Madrid.

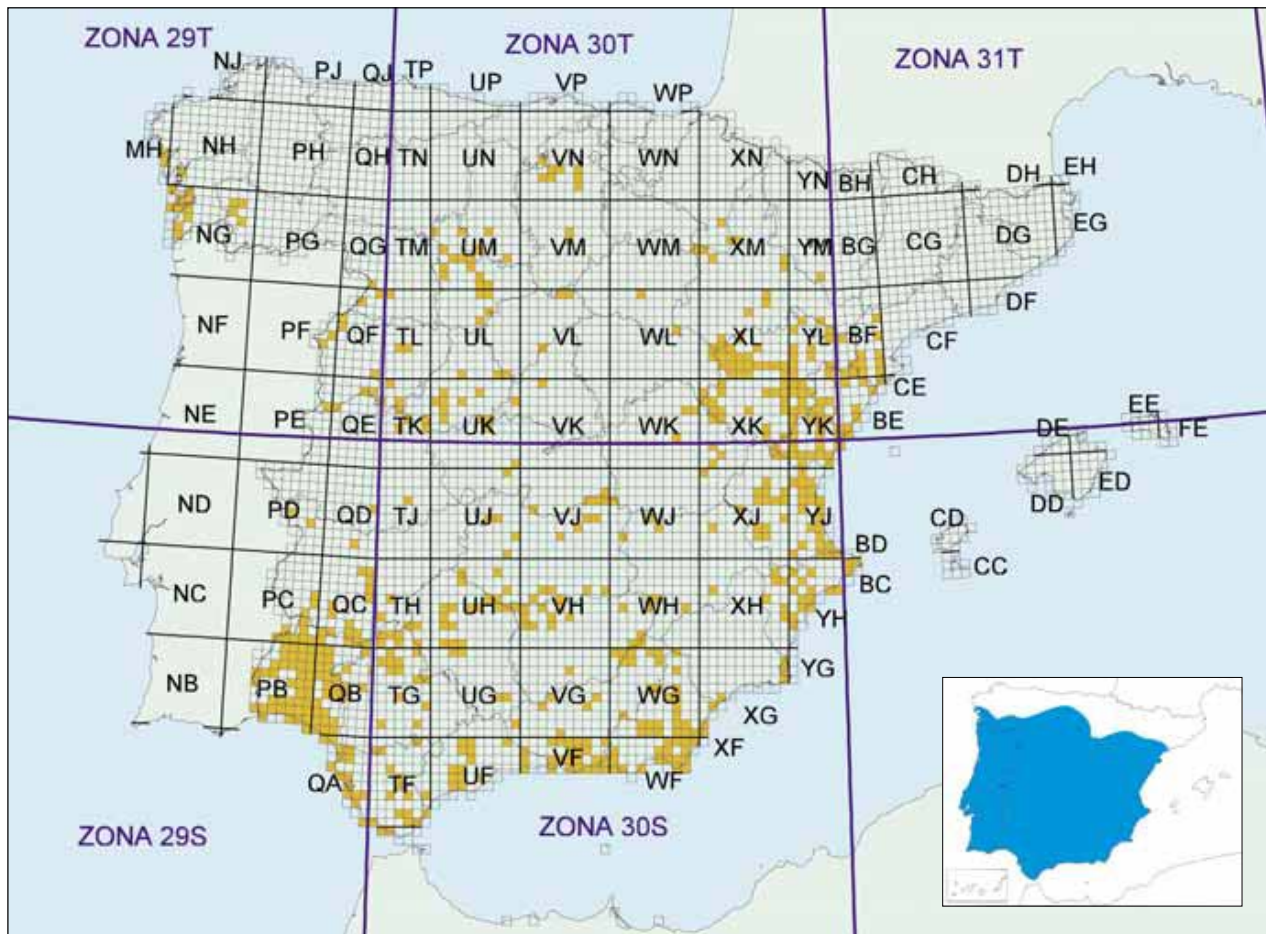
La sistemática de esta especie ha ofrecido numerosas variaciones en las últimas décadas. Tres subespecies de eslizón ibérico fueron descritas inicialmente por VALVERDE (1966, 1968), teniendo en cuenta diferencias morfológicas, geográficas y ecológicas, *Chalcides bedriagai bedriagai* Boscá, 1880; *C. bedriagai pistaciae* VALVERDE, 1966; y *C. bedriagai albaredae* VALVERDE, 1968. Posteriormente, SALVADOR (1997d) comprueba que la colección herpetológica del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid alberga varios sintipos de Boscá, procediendo a designar lectotipo y paralectotipo, ambos procedentes de Dosaguas (Valencia). De acuerdo con lo anterior, *C. b. albaredae* sería sinónimo de la subespecie típica pues coinciden sus caracteres y su distribución geográfica con el área de la localidad del lectotipo, por lo que dicha subespecie recibe un nuevo nombre, *C. b. cobosi* VALVERDE, 1997 (SALVADOR, 1997d). En resumen, las subespecies admitidas actualmente serían las siguientes: *C. b. bedriagai*, del sur y este de Iberia, *C. b. pistaciae*, del oeste peninsular, y *C. b. cobosi*, del extremo sureste ibérico (POLLO, en prep.).

PASTEUR (1981) y una obra posterior de carácter más general (BARBADILLO *et al.*, 1999) sugieren que *C. b. pistaciae* podría tener rango específico, pero en ningún caso aportan información detallada que avale esta opinión, ni se hace una descripción adecuada de la nueva especie. Tampoco se establecen unos límites precisos de su distribución. Sin embargo, datos biométricos, de folidosis y de diseño más recientes (POLLO, en prep.) y análisis de secuenciación de ADN mitocondrial (CARRANZA, com. pers.) parecen indicar que *C. bedriagai* es monofilético.

El eslizón ibérico especie endémica de la Península, se distribuye por la mayor parte de la misma, a excepción del extremo norte (Cordillera Cantábrica, Asturias y País Vasco). Por el oeste alcanza las zonas costeras del sur de A Coruña, mientras que en el este llega hasta las sierras prelitorales del sur de Tarragona y el Delta del Ebro. En el interior peninsular el límite septentrional de distribución conocido se encuentra en las comarcas de Ribadavia y La Limia en Orense, Arribes del Duero zamoranos, Tierra de Campos, Sur de Cantabria y Norte de Burgos; en Aragón existen muy pocas citas al norte del Río Ebro, en Las Bárdenas y Los Monegros. Citado por SALVADOR (1981a) en Gerona, existen datos recientes que confirman esta localización aislada aunque aún no se han reflejado en el mapa aquí presentado. En amplias comarcas de las provincias de Cáceres, Córdoba, Sevilla, Málaga, Almería, Cuenca, Toledo, Guadalajara, Albacete y Murcia, la escasez de datos es significativa, probablemente como consecuencia de un insuficiente muestreo.

Existen poblaciones insulares tanto en el Atlántico (Islas Cíes, Ilha do Pessegueiro, Isla de Ons, Isla de Sancti Petri), como en el Mediterráneo (islas del Mar Menor e Isla de Nueva Tabarca).

La práctica totalidad de su área de distribución se encuentra dentro de la Región bioclimática Mediterránea, a excepción de localidades del Sudoeste de Galicia, Sur de Cantabria y del extremo Norte de Burgos, aunque siempre ocupa áreas muy térmicas o cercanas al ambiente mediterráneo.



En algunos puntos de las costas de Galicia, Huelva, Granada y Almería, así como en Valencia, Alicante y Castellón presenta elevadas densidades de población. HAYLEY *et al.* (1987) estiman su densidad en 42 ind./ha, en campos de cultivos abandonados de Alicante; sin embargo, en zonas del interior peninsular es menos frecuente y sólo en áreas de media montaña de los Sistemas Central e Ibérico, Sierra Morena, Montes de Toledo, Sierra Nevada, etc., es localmente abundante.

Las especiales características termorreguladoras de la especie, con una acusada tigmotermia debajo de las piedras, explican el carácter esquivo de la misma (se desplaza con rapidez entre rocas, arbustos, etc.), la razón por la que pasa desapercibido en la casi totalidad de su área de distribución (al permanecer oculto bajo piedras, entre raíces u hojarasca la mayor parte del día, sobre todo durante el verano). Además, su distribución geográfica es peculiar, con la existencia de poblaciones en mosaico, muy localizadas y ligadas a condiciones ambientales muy concretas. De esta forma, el eslizón ibérico se localiza en una amplia variedad de hábitats, matorral mediterráneo, bosques aclarados, zonas rocosas y pedregosas, arenales costeros de escasa cobertura vegetal, etc., donde siempre se encuentran una serie de requerimientos básicos, sustrato (principalmente arenoso o terroso), abundantes refugios (piedras, raíces, hojarasca) y orientación (en la meseta norte se detecta principalmente en localidades ubicadas al Sur y Oeste), cuya falta o escasez pueden limitar su presencia.

Se distribuye altitudinalmente desde el nivel del mar hasta los 1.750 metros en las Sierras Béticas, y supera los 1.500 msnm en la cara norte de la Sierra de Gredos.

La distribución contagiosa del eslizón ibérico convierte a esta especie en muy sensible a las alteraciones del medio, que pueden provocar su desaparición de amplias zonas simplemente con la destrucción de una población muy localizada.

César J. Pollo

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides bedriagai

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Poblaciones peninsulares Ibéricas Casi Amenazado (NT).

Poblaciones insulares, sin rango subespecífico:

Vulnerable VU A 1c: Islas e islotes de Nueva Tabarca, Islas del Mar Menor.

En Peligro EN A 1a, c; poblaciones de las Islas Cíes y Ons (Pontevedra).

* En la determinación de la categoría UICN no se han considerado las subespecies descritas por VALVERDE (1966, 1968) y SALVADOR (1997d), debido a que su estatus no está claramente establecido y menos aún los límites de sus distribuciones geográficas.

Justificación de los criterios: La población En Peligro (EN) de Cíes y Ons por encarar un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre en el futuro cercano, definido por A) Reducción de la población por 1) Una reducción por observación, estimación, inferencia o sospecha de por lo menos el 50% durante los últimos 10 años o tres generaciones, basada en a) observación directa, c) una reducción del área de ocupación, extensión de presencia y/o calidad del hábitat.

Características biológicas relevantes para su conservación: Gran especificidad de hábitat.

Factores de amenaza: Especie en general escasa, con una distribución muy localizada y vinculada a determinados hábitats, tales como matorral mediterráneo y bosques aclarados con abundancia de hojarasca y otros pequeños refugios en el interior peninsular, y lugares pedregosos y arenales de escasa cobertura vegetal en zona costeras. Parece estar sufriendo fuertes regresiones en determinadas zonas costeras peninsulares, como la costa sur Gallega (de 18,0 ind./ha en los años 1984-86 a 1,3 ind./ha en 1995-96, GALÁN, 1999a), el litoral mediterráneo andaluz y en general en toda la costa de Levante, debido principalmente a la reducción en la extensión y en la calidad del hábitat ocupado, como consecuencia de una urbanización indiscriminada y la creación de numerosas infraestructuras turísticas, así como a la frecuentación de determinadas áreas.

GALÁN (1999a) considera las poblaciones gallegas con la categoría de "Vulnerable" (VU). En el interior peninsular, donde en general es menos frecuente y sólo localmente abundante, existe menos información, si bien la principal amenaza para la especie parecen ser los numerosos incendios que todos los años afectan al bosque y al matorral mediterráneo en las montañas ibéricas y la intensa urbanización en determinadas zonas a pie de sierra. También los cultivos agrícolas intensivos están eliminando hábitats favorables para la especie y por tanto dando lugar a una distribución discontinua.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones insulares son las más amenazadas. La población de las Islas Cíes parece haber disminuido (GALÁN, 1999b), aunque está ampliamente distribuida, la pequeña superficie de las islas la hacen muy sensible ante cualquier alteración. En la isla de Ons, las últimas prospecciones (P. GALÁN, com. pers.) no han localizado ningún ejemplar luego, la especie puede haberse extinguido en esta isla o la población superviviente debe ser muy pequeña. La excesiva presencia humana y sus consecuencias (incendios, desaparición de hábitats, contaminación, captura ilegal, etc.) serían la principal causa de disminución (GALÁN, 1999b). En la Isla de Nueva Tabarca, donde existía una importante población, las densidades parecen estar disminuyendo en los últimos años debido a la gran afluencia de visitantes, sobre todo en los meses estivales. De las Islas del Mar Menor no existe información reciente sobre su situación, aunque su ubicación en un área de fuerte presión turística y urbanística hace suponer que estén amenazadas.

Actuaciones para su conservación: Protección del hábitat de la especie, sobre todo en las zonas costeras e insulares mediante alguna figura de protección del territorio. En este sentido la declaración de la Islas Cíes y Ons como Parque Natural y en un próximo futuro probablemente Parque Nacional, Nueva Tabarca como Reserva Marina, hace albergar esperanzas de que desaparecerán o se frenarán sensiblemente las amenazas de los últimos años.

Otros expertos consultados: L.J. Barbadillo, I. Martínez-Solano, J.M. Pleguezuelos & A. Salvador.

Referencias más significativas

AHE (1992); BARBADILLO *et al.* (1999); GALÁN (1987, 1999a, 1999b); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); GOSA & BERGERANDI (1994); HAILEY *et al.* (1987); LLORENTE *et al.* (1995); MATEO (1997b); PAS-TEUR (1981); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); POLLO (1997a, 1997c, en prep.); SAIZ (2000); SALVADOR (1981a, 1997d); SOCIEDADE GALEGA DE HISTORIA NATURAL (1995); VALVERDE (1966, 1968).

Familia *Scincidae*

***Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891. Lisa grancanaria o lisa variable**

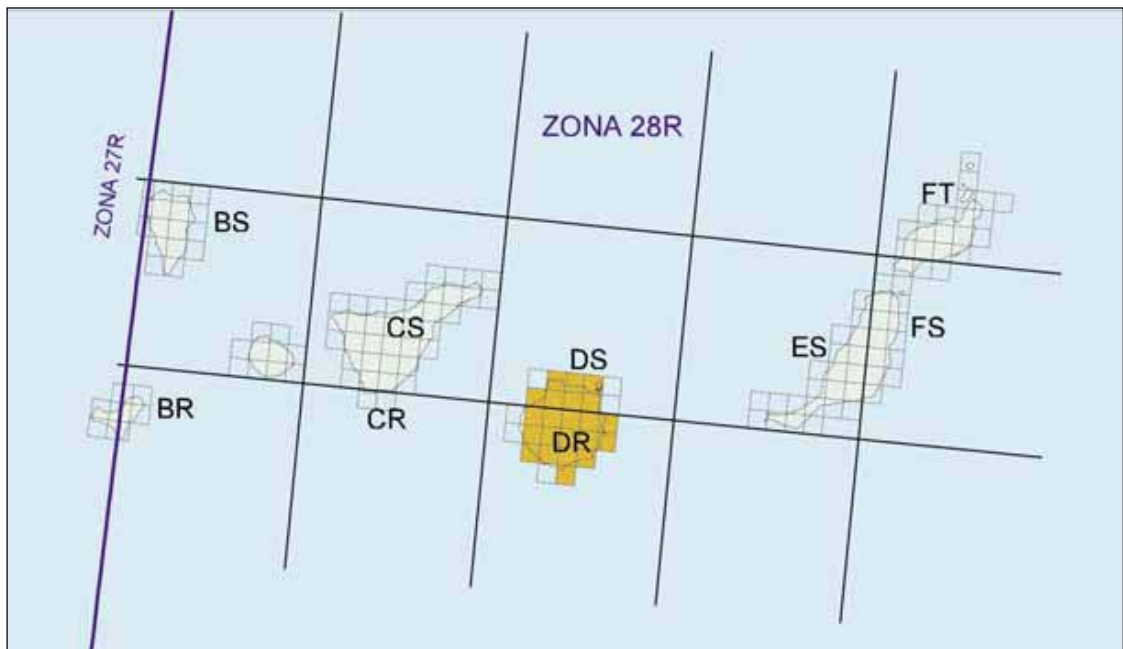


L. J. Barbadillo

Ejemplar de Gran Canaria.

Debido a la enorme variabilidad morfológica de esta lisa en un territorio tan restringido como su área de distribución, algunos autores han llegado a especular con la posibilidad de que en Gran Canaria coincidieran dos especies del género *Chalcides* (PASTEUR *et al.*, 1988). La existencia de individuos morfológicamente intermedios en las áreas de contacto y el estudio comparativo de secuencias de ADN han puesto de manifiesto la presencia en la isla de una única especie de morfología dispar (PESTANO & BROWN, 1999).

Endemismo canario exclusivo de la isla de Gran Canaria, muy emparentado con las demás lisas de las islas occidentales del archipiélago. Como todas las especies de este género, la lisa grancanaria es un ani-



mal discreto que no resulta fácil de observar si no es buscada activamente. Sin embargo es abundante en la mayor parte de la isla y llega a presentar densidades elevadas en el fondo de los barrancos del sur, y en las húmedas lomadas de la mitad norte de la isla. Resulta rara, sin embargo, en la Isleta, un tómbolo de origen reciente situado al noreste de la isla, donde su presencia está limitada a las zonas de microclima más favorable. Tampoco abunda en los pinares de pino canario. La lisa grancanaria ha sido detectada en el islote de Gando, junto al aeropuerto de la isla.

Su rango altitudinal es extremadamente amplio, e incluye desde poblaciones costeras asociadas a vegetación de tipo termófilo, hasta las cumbres del centro de la isla, donde llega a sobrepasar los 1.850 metros sobre el nivel del mar.

Hasta la fecha no se han publicado más estudios corológicos sobre esta especie que los incluidos en atlas nacionales provisionales (MARTÍNEZ RICA, 1989; PLEGUEZUELOS, 1997a); y es que su carácter ubi-cuo en una isla de mediano tamaño y su relativa abundancia hacen de este escíncido una especie poco atractiva de cartografiar. La mayor parte de la información publicada sobre su distribución procede de trabajos no corológicos en los que se precisa la más amplia cobertura posible con objeto de poner a prueba alguna hipótesis evolutiva (LÓPEZ-JURADO & BÁEZ, 1985; PASTEUR *et al.*, 1988; MAYER & TIEDEMANN, 1991; PESTANO & BROWN, 1999).

La calidad del muestreo realizado en este atlas puede considerarse buena, ya que refleja su presencia más o menos homogénea a lo largo y ancho de la isla, sin dejar lagunas ni sobrestimar la distribución.

Su atractiva coloración, especialmente la de aquellos individuos procedentes del sur de la isla, hace que sea un animal codiciado por terrariófilos y colectores (ROGNER, 1992). Por esa razón esta especie ha sido incluida en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias entre las especies de Interés Especial (Boletín Oficial de Canarias de 1 de Agosto de 2001, Decreto 156/2001, Anexo I, 11.110-11.111 pp).

José A. Mateo

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides sexlineatus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular presente en un amplio rango altitudinal. Abundante en su zona de distribución.

Factores de amenaza: Recolección por humanos, presa de especies introducidas, como gatos.

Referencias más significativas

BROWN & THORPE (1991a, 1991b); LÓPEZ-JURADO (1998a); LÓPEZ-JURADO & BÁEZ (1985); MARTÍNEZ RICA (1989); MAYER & TIEDEMANN (1991); PASTEUR *et al.* (1988); PESTANO & BROWN, (1999); PLEGUEZUELOS (1997a); ROGNER (1992).

Familia *Scincidae*

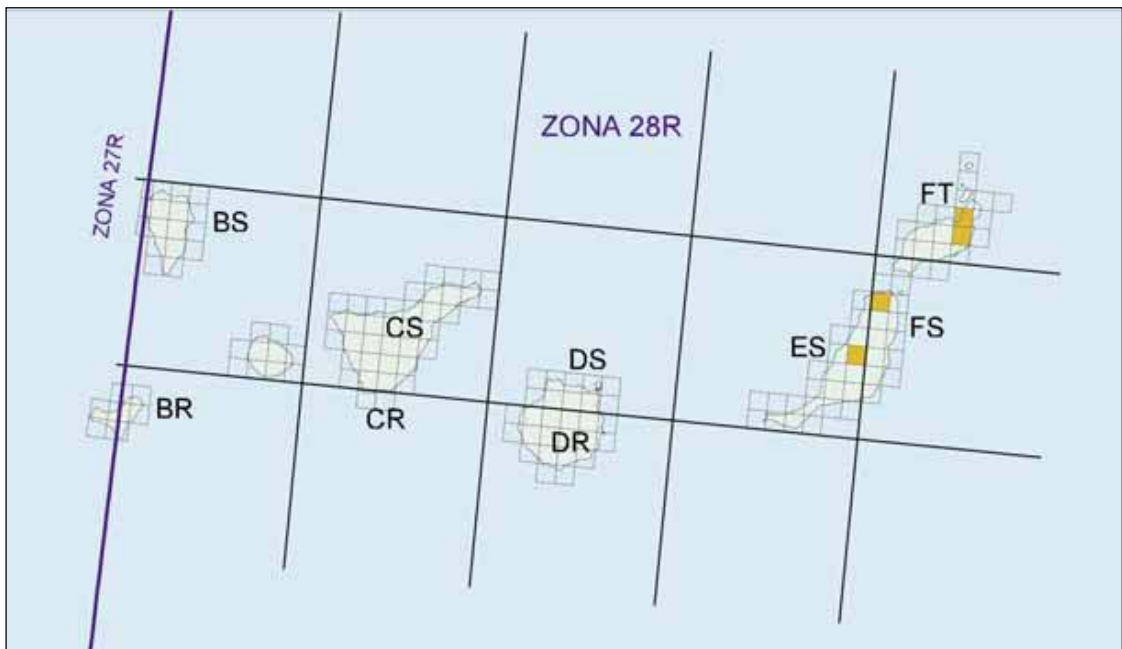
***Chalcides simonyi* Steindachner, 1891. Lisneja**



L. J. Barbadillo

Ejemplar de Fuerteventura.

Endemismo canario presente en las islas de Fuerteventura y Lanzarote. Mucho más escaso que otros escíncidos canarios, su distribución intransular es restringida y discontinua. Resulta menos raro en Fuerteventura, donde se le ha citado principalmente en sectores del norte (Malpaís de La Arena, Vallebrón) y centro (Macizo de Betancuria y sus aledaños). Además se han encontrado huesos recientes en el vecino islote de Lobos y restos fósiles en la Península de Jandía al sur, siendo posible la persistencia de la especie en estas localidades. En Lanzarote apenas se conocen unas pocas citas aisladas en El Macizo de Haría, en sus estribaciones meridionales y en algunas localidades vecinas.



Las poblaciones de lisneja suelen estar asociadas a biotopos relativamente frescos y húmedos, a menudo a cierta altitud, en vertientes expuestas a los vientos alisios y en valles cultivados. Debido a sus costumbres hipogeas e intersticiales prefiere lugares pedregosos con suelos bien desarrollados, aunque también ocupa malpaíses volcánicos con buena colonización vegetal. Se la suele encontrar en valles y laderas sujetos a prácticas agrícolas tradicionales con muretes de piedra, por ejemplo en gavias, nateros y en explotaciones de cochinilla sobre tuneras (*Opuntia* sp.). También habita en enclaves con residuos poco alterados de bosque termófilo y matorral de cardonal-tabaibal, lo que sugiere que éstos son sus hábitats naturales. Sin embargo su distribución parece ser más restringida de lo que cabe esperar por la observación de las variables ambientales, especialmente en Lanzarote, detalle que no puede apreciarse bien en el mapa adjunto. Su rango altitudinal de distribución abarca aproximadamente desde los 50 a los 600 metros.

La presencia fragmentaria y restringida de la lisneja sugiere un estado regresivo de sus poblaciones, si bien no existen evidencias de que el área de distribución haya retrocedido en las últimas décadas. Aunque se desconocen los factores que han podido ocasionar el declive, es verosímil que las poblaciones hayan decaído históricamente a causa del impacto de especies introducidas y particularmente, la desertificación por efecto del sobrepastoreo. La conservación de esta especie podría mejorar con una adecuada protección de sus hábitats, pero para lograr un diagnóstico más preciso es necesario estudiar mejor su distribución e investigar experimentalmente los factores naturales y artificiales que controlan sus poblaciones.

Marcos García-Márquez & Juan M. Acosta

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides simonyi

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Área de ocupación menor de 2.000 km². Severamente fragmentado y en declive inferido por disminución de su calidad de hábitat.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular con hábitat restringido a zonas pedregosas con alguna humedad y setos de tuneras en un estrecho rango altitudinal.

Factores de amenaza: Recolección por humanos, presa de especies introducidas, como gatos. Pérdida de hábitat por sobrepastoreo.

Actuaciones para su conservación: Proyectos Medio Ambiente, Gobierno de Canarias:

- Distribución y conservación. Beneficiario: AHE. 2001.
- Cría en cautividad. Beneficiario: Fundación Neotrópico, La Laguna, 2001.
- Distribución de la especie. Beneficiario: U. Las Palmas G. C. 1992.

Otros expertos consultados: J. A. Mateo.

Referencias más significativas

BROWN & PESTANO (1997); CENTRO DE INVESTIGACIONES HERPETOLÓGICAS (1992); CONCEPCIÓN (2000); LÓPEZ-JURADO (1992); MICAHAUX *et al.* (1991); NOGALES *et al.* (1998a); PASTEUR *et al.* (1988).

Familia *Scincidae****Chalcides striatus* (Cuvier, 1829). Eslizón tridáctilo ibérico***Lludrió llistat* (cat.), *gardatxoa*, *eskinko hiruhatza* (eusk.), *esgonzo común* (gal.)

L. J. Barbadillo

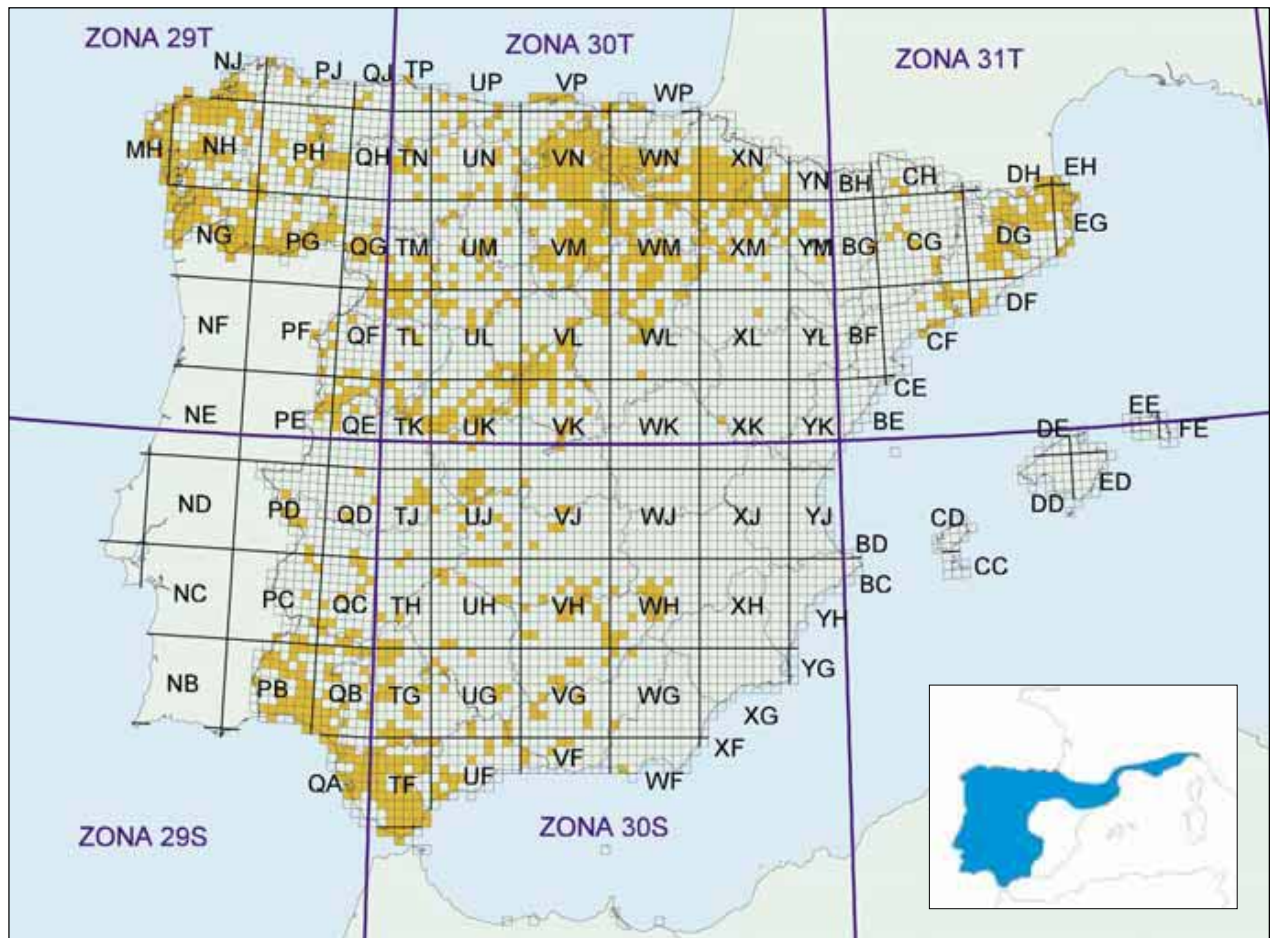
Ejemplar de Madrid

Considerando los últimos cambios sistemáticos dentro del antiguo complejo de formas agrupadas bajo la denominación genérica de eslizón tridáctilo (*Chalcides chalcides*) (CAPUTO, 1993), aceptados por la comunidad científica como válidos y al circunscribirse prácticamente la especie *Chalcides striatus* a la Península Ibérica y la costa mediterránea francesa, la especie debe tener un nuevo nombre vernáculo en castellano, y pasar a denominarse: eslizón tridáctilo ibérico, en lugar de eslizón tridáctilo, toda vez que otra de las formas del grupo, *Chalcides pseudostriatus*, presenta poblaciones en los territorios españoles del norte de África y ha sido incluido con el nombre de eslizón tridáctilo del Atlas (BONS & GENIEZ, 1996), dentro de la Orden de 10 de marzo de 2000 (BOE nº 72, de 24 de marzo de 2000), por la que se incluyen, cambian de categoría y se excluyen, en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, determinadas especies, subespecies y poblaciones de flora y fauna.

El eslizón tridáctilo ibérico se distribuye por prácticamente toda España y Portugal. En Francia está presente en la costa mediterránea, penetrando hacia el Norte por el valle del Ródano hasta Bourg-St-Andéol (Ardeche). Hacia el Este, alcanza Albisola Superior, en la provincia de Savona, ya en la Liguria italiana.

En España solamente parece faltar de algunas provincias costeras mediterráneas (Murcia, Alicante, Valencia y Castellón), así como de gran parte de Almería, Teruel y Cuenca. El bajo número de observaciones en Asturias, Cantabria, País Vasco y Extremadura, seguramente es debido a una insuficiente prospección. En las áreas más orientales de su presencia en Iberia parece existir discontinuidades en su distribución, con amplias zonas sin localizaciones de la especie, probablemente como consecuencia de un aumento progresivo de la aridez durante las últimas décadas en el sur y este peninsular. En estas zonas las poblaciones de eslizón tridáctilo ibérico, en general de pequeña entidad numérica, pueden haber quedado aisladas en áreas montañosas, Sierras Béticas (Andalucía), Sierras de Alcaraz y Madrona (Castilla-La Mancha) y Sierra de Albarracín (Aragón), donde todavía existen hábitats favorables para su presencia, si bien la escasez de prospección de alguna de estas comarcas, la localización puntual de las poblaciones, y la baja densidad de individuos en estas zonas marginales de su área de distribución, impiden el establecimiento de unas conclusiones definitivas.

Existen poblaciones insulares en las islas costeras atlánticas de las rías bajas gallegas (Cortegada, Arosa, Sálvora, Ons, Tambo, Cíes y Toralla) y en las Islas Sisargas (A Coruña) (GALÁN, 1999b).



El eslizón tridáctilo ibérico se localiza tanto en la región Eurosiberiana, donde en determinadas áreas del norte peninsular puede llegar a ser una especie abundante, como en la Mediterránea, si bien en esta última es más frecuente en zonas de elevada humedad, generalmente áreas de montaña del interior peninsular (Sistema Central e Ibérico, Sierra de la Cabrera, Sanabria, Sierra de Aracena, Montes de Toledo, etc.,) y comarcas costeras del sudoeste (Huelva y Cádiz), faltando o siendo muy escaso en territorios con precipitaciones inferiores a los 500 mm.

Tiene una alta especialización en cuanto a los hábitats ocupados. Generalmente selecciona laderas de solana, con ligera pendiente, abundante vegetación herbácea y en ocasiones elevada humedad. En gran parte de su área de presencia esta especialización en el hábitat circunscribe a la especie a pastizales y prados de siega situados en el fondo de valles. También ocupa el sustrato herbáceo con abundante hojarasca y generalmente con numerosas piedras en claros dentro de bosques de media montaña. En algunas comarcas es frecuente en la proximidad de tierras cultivadas, antiguas áreas agrícolas abandonadas y zonas abiertas con monte bajo. Ha sido observado en los alrededores de áreas pantanosas y frecuentemente encharcadas (Doñana y La Camarga) con abundante vegetación halófila, y en zonas arenosas de la costa atlántica de Portugal y Galicia.

En España supera altitudinalmente los 1.800 m en la Sierra del Guadarrama y en las Cordilleras Béticas.

El comportamiento estenoico del eslizón tridáctilo ibérico en cuanto a los hábitats que ocupa, da lugar a una distribución discontinua, de tal forma que la modificación o desaparición de alguno de los hábitats seleccionados ocasiona la extinción o el aislamiento de poblaciones enteras. Esto parece estar ocurriendo en ambas mesetas, como consecuencia de las actividades agrícolas intensivas, donde se mantienen núcleos de población en “bosques-isla”, generalmente de poca superficie, rodeados de extensos

campos de cultivo y sin contacto aparente con otras poblaciones. Algo similar está ocurriendo en el este de su distribución como consecuencia del aumento de aridez mencionado más arriba, probablemente favorecido por la actividad humana. Por otro lado, el abandono de prados de siega y tierras de cultivo tradicionales en zonas de montaña está ocasionando una pérdida de hábitats favorables, al ser invadidas por matorral zonas que anteriormente eran abiertas y con vegetación herbácea.

César J. Pollo

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides striatus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Poblaciones peninsulares: Preocupación menor LC: Poblaciones insulares Datos insuficientes (DD) (GALÁN, 1999a): Islas costeras de las rías bajas gallegas (Codegada, Arosa, Sálvora, Ons, Tambo, Cíes y Torada) y en las Islas Sisargas (A Coruña).

Factores de amenaza: Debido a la especificidad de los biotopos que ocupa, tiene una distribución discontinua, de tal forma que la modificación o desaparición del hábitat seleccionado, ocasiona la extinción o el aislamiento de poblaciones enteras. Esto parece estar ocurriendo en la submeseta norte, como consecuencia de las actividades agrícolas intensivas, donde se mantienen núcleos de población en “bosques-isla”, generalmente de poca superficie, rodeados de extensos campos de cultivo y sin contacto aparente con otras poblaciones. El abandono de prados de siega y tierras de cultivo tradicionales en zonas de montaña, está ocasionando una pérdida de hábitat favorable, al ser invadidas por matorral zonas que anteriormente eran abiertas y con vegetación herbácea, favorables para los eslizones.

Diversas poblaciones podrían haber quedado aisladas por un aumento progresivo de la aridez en el sur y este peninsular. Así por ejemplo en las áreas más orientales de Andalucía (Sierras Béticas), sur de Portugal (Sierra de Monchique), sierras meridionales de Castilla-La Mancha (Alcaraz, Madrona) y zonas montañosas del sur de Aragón (Sierra de Albarracín). Para algunos autores (GALÁN, 1999), los incendios de vegetación arbustiva densa favorecen su posterior dispersión, si bien las quemaduras de rastrojos, lindes y ribazos afectan negativamente a la especie (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). Los eslizones sufren de la persecución humana directa por su parecido con los ofidios y la creencia popular de que son venenosos.

Poblaciones amenazadas: Las insulares citadas arriba y algunas de las aisladas en el Sur de la Península.

Actuaciones para su conservación: Sería recomendable como medida de conservación, el mantenimiento de la diversidad de hábitats, con el desarrollo de actividades agrícolas y ganaderas tradicionales y extensivas. Las poblaciones insulares exigen una protección especial, a la espera de conocer su grado de amenaza.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo and I. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); CAPUTO (1993); CHEYLAN & MATEO (1997); GALÁN (1999a, 1999b); GOSÁ & BERGERANDI (1994); POLLO (1997b); SALVADOR (1997e).

Familia *Scincidae*

***Chalcides viridanus* (Gravenhorst, 1851). Lisa dorada**

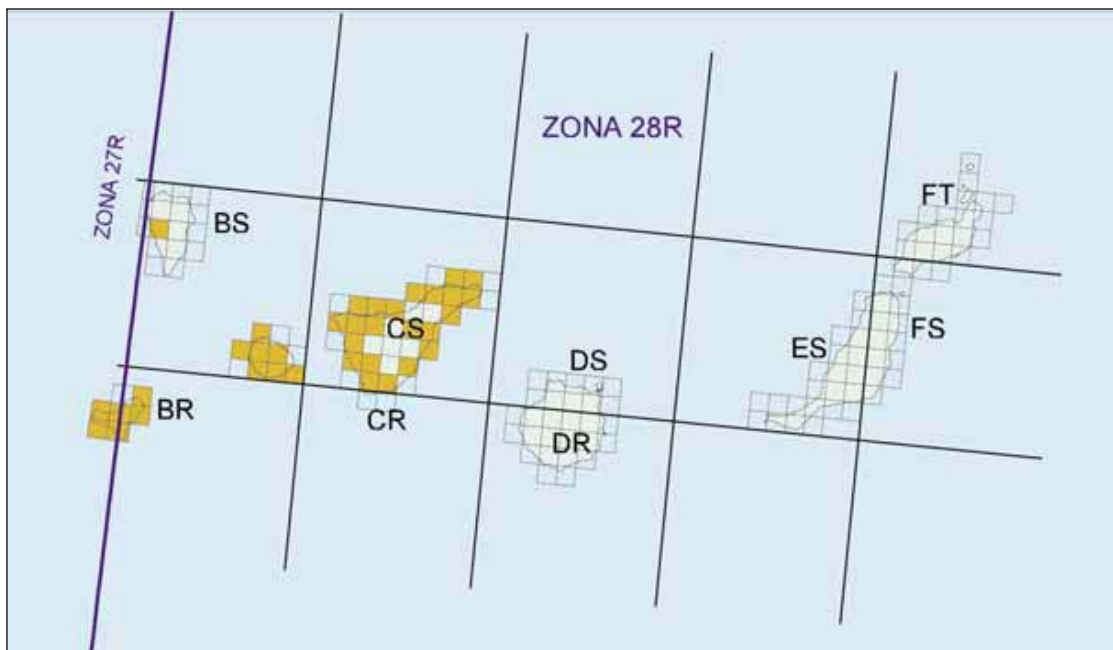


Jaime Bosch

Ejemplar de la isla de El Hierro.

Escíncido de cinco dedos y extremidades cortas, estrechamente emparentado con otras lisas del mismo género de Canarias (*C. sexlineatus*) y Marruecos (*C. manueli* y *C. lanzai*). Como todos los reptiles canarios autóctonos, la lisa dorada es endémica del archipiélago, donde es originaria de las islas de Tenerife, La Gomera y El Hierro. También ha sido localizada de forma puntual en La Palma, donde existe al menos una población introducida en los alrededores de los Llanos de Aridane.

Fuera de Canarias *C. viridanus* ha sido citado también en Madeira y en la costa atlántica de Marruecos, cerca de Essaouira (BOULENGER, 1887). Si en el primero de los dos casos cabe pensar que ha habido una introducción debida al hombre, en el segundo parece más probable que estemos ante un error de



identificación, y que las lisas citadas por BOULENGER (1887) fueran en realidad ejemplares de *C. manue-li*, una especie muy similar a la lisa dorada descrita 50 años más tarde (MATEO *et al.*, 1995).

Por sus características ecológicas y por su comportamiento esquivo suele pasar desapercibida cuando no es buscada activamente. Sin embargo, es una especie común en las islas citadas, sin llegar a alcanzar las elevadas densidades de *C. sexlineatus* en algunas zonas de Gran Canaria.

En Tenerife es relativamente abundante en la franja termófila situada entre la línea de costa y los 750 metros sobre el nivel del mar, y allí puede ser encontrada en casi todos los hábitats posibles, incluidas las zonas urbanas y algunos islotes, como los dos Roques de Anaga y el de Garachico (BARBADILLO *et al.*, 1999). Por encima de esta cota alcanza las áreas cubiertas por el monteverde, donde suele quedar relegada a los claros de este bosque de niebla. Tampoco falta en el pinar, aunque allí la lisa dorada es rara y muy poco abundante. Por encima de 1.500 m se pueden encontrar poblaciones más o menos aisladas, y se han dado citas para esta especie por encima de los 2.250 m, cerca del puerto de Izaña (BAEZ, 1998).

En La Gomera, donde según SALVADOR (1975) habría una subespecie bien diferenciada, *C. v. coeruleopunctatus*, está presente desde el litoral hasta la cumbre, por encima de los 1.450 m. Es más frecuente encontrarla en los profundos barrancos y en las lomas expuestas a los vientos Alisios, sin que sin embargo deje de ser abundante en las vertientes orientadas al sur. En la laurisilva y el fayal-breza del Parque Nacional de Garajonay está relegada a las áreas de menor cobertura arbórea.

En El Hierro la lisa dorada muestra un patrón de distribución altitudinal similar al de La Gomera, habiéndose encontrado desde el litoral hasta el pico de Malpaso, el punto culminante de la isla con sus 1.500 m. Está presente en casi todos los hábitats posibles, aunque en el pinar y en las áreas más áridas del Julan su abundancia es menor que en otras zonas, incluidas las áreas urbanas y agrícolas.

La distribución de esta especie ha sido descrita en varios trabajos publicados hasta ahora (SALVADOR, 1985; BÁEZ, 1998; BARBADILLO *et al.*, 1999), aunque la mayor parte de las citas precisas proceden de artículos sobre los patrones evolutivos de la lisa dorada (BROWN *et al.*, 1993, 2000; BROWN & PESTANO, 1998; BROWN *et al.*, 2000).

No se han realizado estudios poblacionales que den una aproximación de su densidad, la abundancia y selección de hábitat.

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides viridanus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular, es común en gran variedad de hábitats dentro de su rango altitudinal (por debajo de los 1.000 m).

Factores de amenaza: Presa habitual de especies introducidas, como ratas y gatos.

José A. Mateo

Referencias más significativas

BÁEZ (1998); BARBADILLO *et al.* (1999); BOULENGER (1887); BROWN & PESTANO (1998); BROWN *et al.* (1993, 2000); MARTÍNEZ-RICA (1989); MATEO *et al.* (1995); PASTEUR *et al.* (1988); SALVADOR (1975, 1985).

Familia *Gekkonidae****Saurodactylus mauritanicus* Duméril & Bibron, 1836. Geco de Alborán**

J. M. Pleguezuelos

Ejemplar de Annual, Marruecos.

El nombre latino de esta especie no ha sufrido modificaciones recientes, aunque cabe reseñar que *Saurodactylus brosetti*, otro endemismo del centro y sur de Marruecos, era considerado hasta hace pocos años una subespecie del geco de Alborán (BONS & GENIEZ, 1996). Debido al descubrimiento reciente de su presencia en territorio europeo, se considera el cambio de nombre común desde “geco magrebí” al de “geco de Alborán”, más indicativo de su presencia en la Isla de Alborán.

Pequeño y vistoso gecónido magrebí, nocturno y muy discreto cuya distribución mundial se extiende por el norte de Marruecos, el noroeste de Argelia y por algunos islotes mediterráneos (BONS & GENIEZ, 1996; SCHLEICH *et al.*, 1996). En general prefiere las zonas áridas o semiáridas, y suele vivir entre las raíces de los arbustos o aprovechando grietas de rocas degradadas. En España es una especie que sólo se conocía hasta hace poco de Melilla y sus alrededores, de los tres islotes del archipiélago de Chafarinas y del Peñón de Vélez de La Gomera (MATEO, 1997d). Desde hace unos años se sabe que también está presente en Alborán, un islote de apenas ocho hectáreas, incluido en el término municipal y la provincia de Almería (BARBADILLO *et al.*, 1999).

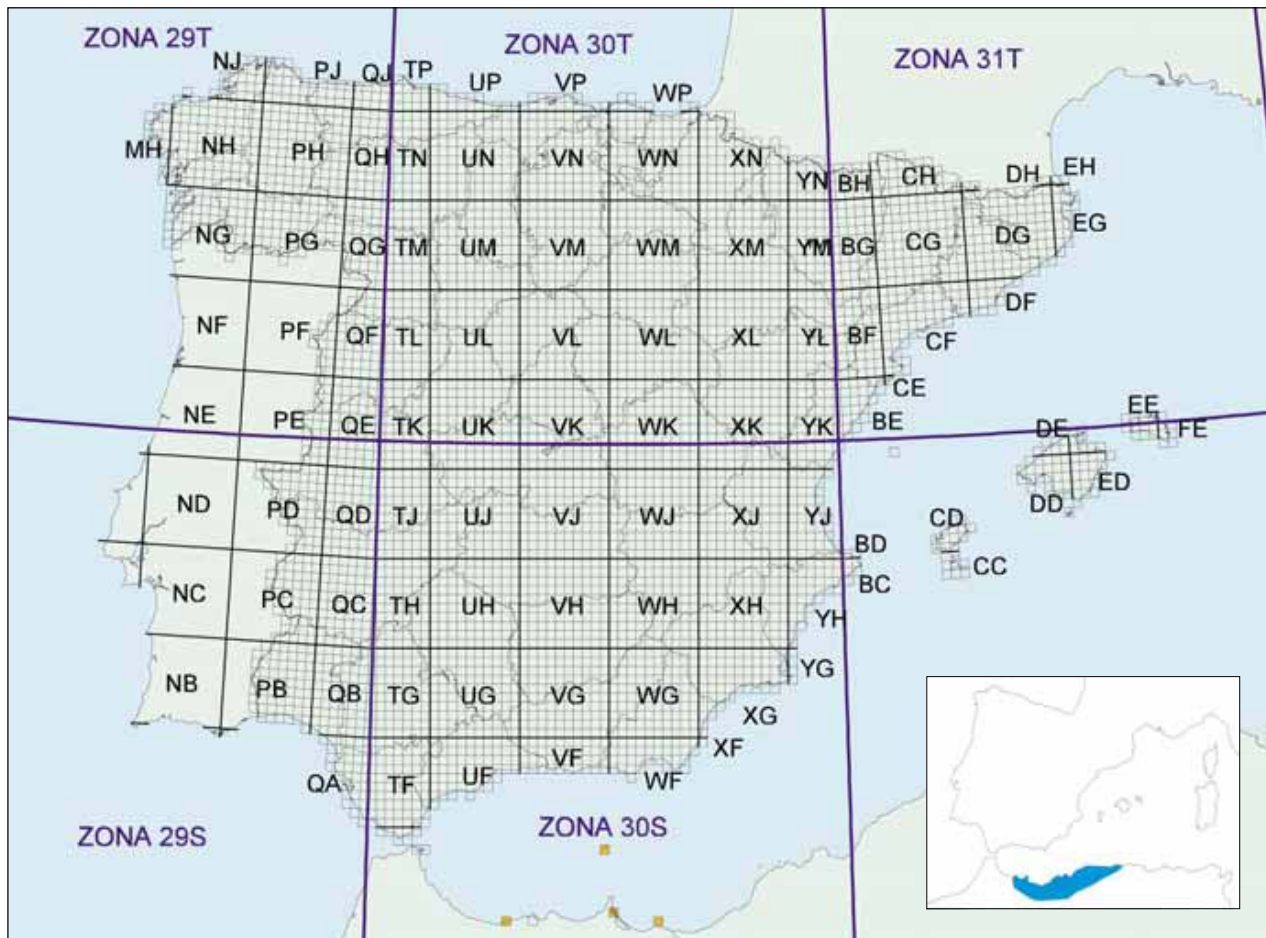
Aunque las observaciones de esta especie hayan sido escasas hasta ahora, el mapa que acompaña este texto refleja con exactitud su distribución.

En Melilla es una especie rara que parece estar restringida a los pinares de Rostrogordo, de donde sólo se conoce una observación reciente. En Chafarinas es algo más común sin llegar a ser abundante, especialmente en la isla del Congreso. Por fin, esta especie ha sido encontrada recientemente en los extremos norte y sur de Alborán, aunque es posible que esté presente en otros puntos de la isla (ver BARBADILLO *et al.* 1999).

En Marruecos y Argelia puede encontrarse por encima de los 850 metros sobre el nivel del mar en el Rif y los montes de Tlemcén. En España, por razones obvias, no sobrepasa los 50 m.

Su pequeño tamaño, su actividad exclusivamente nocturna y el carácter anual de las poblaciones, en las que la mayor parte de los adultos muere después de la puesta, justifican que la especie sea difícil de detectar y que en ocasiones se haya pensado que su distribución fuera discontinua (ver DOUMERGUE, 1901; SCHLEICH *et al.*, 1996). Aunque no se han hecho estimas serias de la densidad de la especie, resulta evidente que, por su restringida área de distribución y por el reducido número de efectivos de la única población andaluza, el geco de Alborán resulta extremadamente escaso en el territorio español.

José A. Mateo



FICHA LIBRO ROJO

Saurodactylus mauritanicus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab, C2b, D1.

Justificación de los criterios: Pequeño tamaño de la población que parece discontinua en la isla de Alborán. En el Libro Rojo de los Vertebrados amenazados de Andalucía (2001) se le considera Vulnerable con los mismos criterios.

Características biológicas relevantes para su conservación: Presenta un área de distribución norteafricana que no sobrepasa los 4.500 km², y que abarca desde Alhucemas (Marruecos) hasta Cherchel (Argelia). En el territorio peninsular, se halla en la isla de Alborán (Almería), donde parece ser una especie autóctona (BARBADILLO *et al.*, 1999). En territorio español en el Norte de África se encuentra en Melilla, donde parece raro, islas Chafarinas (algo más común, especialmente en la isla de Congreso) y Peñón de Vélez de la Gomera.

Factores de amenaza: La población de la isla de Alborán está aislada de las del Norte de África y restringida a unas zonas localizadas del islote. Parece ser un gecko cuya supervivencia es casi anual, pues los adultos no parecen sobrevivir a la estación de cría, con lo que algún acontecimiento excepcional podría acabar rápidamente con la población.

Poblaciones amenazadas: Isla de Alborán, Melilla (pinares de Rostrogordo).

Actuaciones para su conservación: La conservación pasa necesariamente por la protección estricta del islote de Alborán.

Otros expertos consultados: J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BONS & GENIEZ (1996); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); DOUMERGUE (1901); SCHLEICH *et al.* (1996); MATEO (1991, 1997d, 1998, 2001).

Familia *Gekkonidae*

***Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758). Salamanquesa rosada**

Dragó rosat (cat.)



L. J. Barbadillo

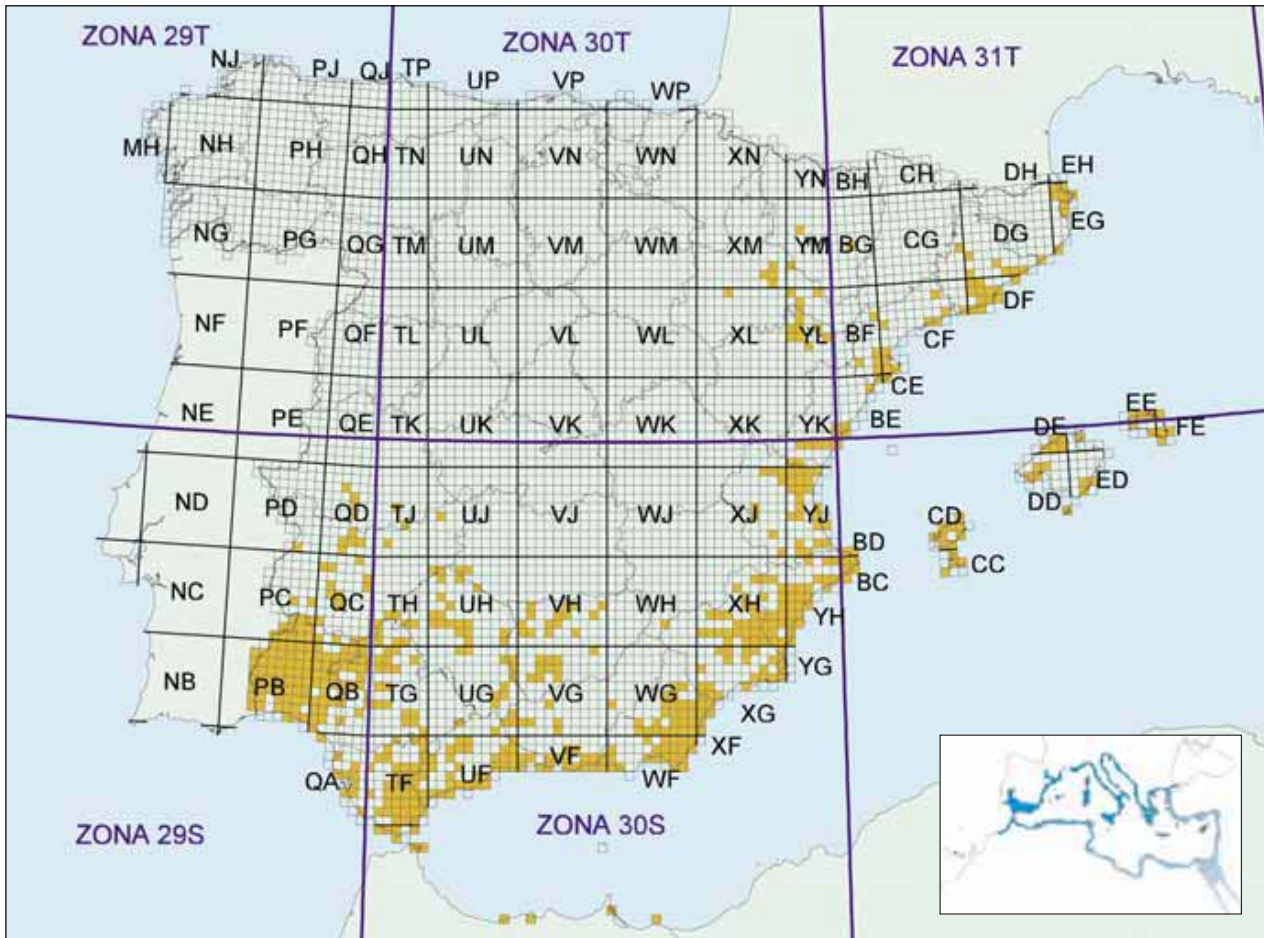
Ejemplar macho de Alicante.

El estatus subespecífico de *Hemidactylus turcicus* aún se encuentra mal definido. Ciertos autores reconocen actualmente tres subespecies: *H. t. turcicus* (LINNAEUS, 1758) ocupa casi la totalidad del área de distribución de la especie; *H. t. spinalis* sería endémica del islote de Addaya Grande, cerca de la isla de Menorca (la validez de esta forma se ha puesto en duda, por la existencia de individuos intermedios entre el taxón de Addaya Grande y otras poblaciones de las islas Baleares; cf. SALVADOR, 1997b); *H. t. lavadeserticus* (MORAVEC & BÖHME, 1997). Por último, los taxones orientales *H. t. karachiensis*, *H. t. parkeri*, *H. t. sinaitus* y *H. t. micropholis* se consideran ya como especies distintas (SÁ-SOUSA, 1997).

La salamaquesa rosada es, junto con la culebra bastarda (*Malpolon monspessulanus*), el único reptil mediterráneo ampliamente extendido. Ocupa prácticamente toda la fachada marítima de la cuenca mediterránea. Las poblaciones orientales (hacia el Este, hasta la India) pertenecerían a las especies anteriormente citadas. Ha sido introducida en ciertas localidades de las islas Canarias, Estados Unidos (Florida, Louisiana y Texas), Méjico, Cuba y Centroamérica (GRUBER, 1997; BEHLER & KING, 1988; BARBADILLO *et al.*, 1999), alejándose poco de las costas. Pese a ser globalmente bastante abundante, sobre todo en lugares urbanizados, resulta rara en el Magreb (BONS & GENIEZ, 1996) y en el sur de Francia, donde la mayoría de las localidades conocidas son probablemente de origen antrópico (GENIEZ & CHEYLAN, 1987).

En la Península Ibérica podría ser autóctono en ciertas localidades donde la especie frecuenta hábitats naturales, lejos de las urbanizaciones. Del mismo modo, la confirmación de la validez de *H. t. spinalis* sería un argumento a favor de un aislamiento relativamente reciente de este gecko en ciertas zonas del archipiélago de las Baleares. No obstante, es probable que la mayoría de las localidades urbanas, tanto continentales como insulares, sean producto de poblaciones introducidas por el hombre, en particular con motivo del transporte de leña y materiales de construcción. Lo mismo ocurriría con las poblaciones de las islas Canarias, todas ellas urbanas.

Está bien representada a lo largo de las costas de España; por el nordeste alcanza la costa francesa (LLORENTE *et al.*, 1995; GENIEZ, obs. pers.) y por el sudoeste, el Cabo de San Vicente (SALVADOR, 1998b). Penetra hacia el interior en ciertas regiones, en particular, Zaragoza, Andalucía, Extremadura y algunos puntos del sur de Portugal (provincias de Alto Alentejo y Baixo Alentejo) (SÁ-SOUSA, 1997; SALVADOR, 1997b; GENIEZ, obs. pers.). En las Baleares, frecuenta tanto las zonas urbanizadas como los sustratos más naturales. En las Canarias, sólo se conocen algunas poblaciones en áreas urbanas muy localizadas: Las Palmas de Gran Canaria y Santa Cruz de Tenerife (SÁ-SOUSA, 1997).



Ocupa principalmente dos tipos de hábitats: las zonas urbanizadas y los ambientes mediterráneos a baja altitud con afloramientos rocosos, donde se cobija bajo gruesas piedras y sobre todo, en las fisuras de taludes rocosos. En muchas localidades, tanto urbanas como naturales, vive en sintopía con la salamandrea común (*Tarentola mauritanica*). Este geco es especialmente discreto; su actividad es esencialmente nocturna y pasa la mayor parte de su tiempo oculto entre las fisuras de las rocas. Alcanza en la Península Ibérica 1.230 m de altitud en la Sierra de la Contraviesa (Granada).

Especie en vías de expansión que, al igual que *T. mauritanica*, coloniza por vía antrópica nuevas localidades. Es probable que en el futuro aparezca en otras localidades urbanas. Asimismo, aún es posible descubrir nuevas poblaciones en el medio natural.

Philippe Geniez

(Traducido del francés por Juan Pérez Contreras)

FICHA LIBRO ROJO

Hemidactylus turcicus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC

Hemidactylus turcicus turcicus Preocupación menor LC; Poblaciones peninsulares y Baleares (excepto Addaya)

Hemidactylus turcicus spinalis Preocupación menor LC; Islote de Addaya, Menorca

Hemidactylus turcicus spinalis se consideraba como “Rara” (R) en el Libro Rojo de los vertebrados españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992). La hemos considerado como “Preocupación menor” (LC) dado que el Libro Rojo de los vertebrados de las Baleares (MEJÍAS & AMENGUAL, 2000) incluye las poblaciones insulares de *H. turcicus* con esta categoría, sin hacer ninguna mención a la subespecie *H. t. spinalis*, lo que indicaría que no la considera válida o que su estado de conservación es también bueno.

Justificación de los criterios: Es uno de los reptiles mediterráneos con mayor distribución europea y mundial. Globalmente es muy abundante, aunque aún es raro en el Magreb.

Características biológicas relevantes para su conservación: Es algo antropófila. Las poblaciones autóctonas podrían ser las lejanas a los medios urbanos o rurales.

Factores de amenaza: Incendios, infraestructuras turísticas costeras, proliferación del jabalí en las últimas décadas.

Poblaciones amenazadas: Si se demostrara la validez como subespecie de las poblaciones del islote de Addaya, habría que prestarles atención especial, dado lo restringido de su distribución.

Actuaciones para su conservación: En lo que concierne a la subespecie *H. t. spinalis*, es necesario un estado profundo para determinar el estado real de esta población, su variabilidad, talla, distribución precisa y nivel de vulnerabilidad.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BEHLER & KING (1988); BLANCO & GONZÁLEZ (1992); BONIS & GENIEZ (1996); GENIEZ & CHEYLAN (1987); GRUBER (1997); LLORENTE *et al.* (1995); MEJÍAS & AMENGUAL (2000); MORAVEC & BÖHME (1997); SÁ-SOUSA (1997); SALVADOR (1997b).

Familia *Gekkonidae*

***Tarentola angustimentalis* Steindachner, 1891. Perenquén mayorero**

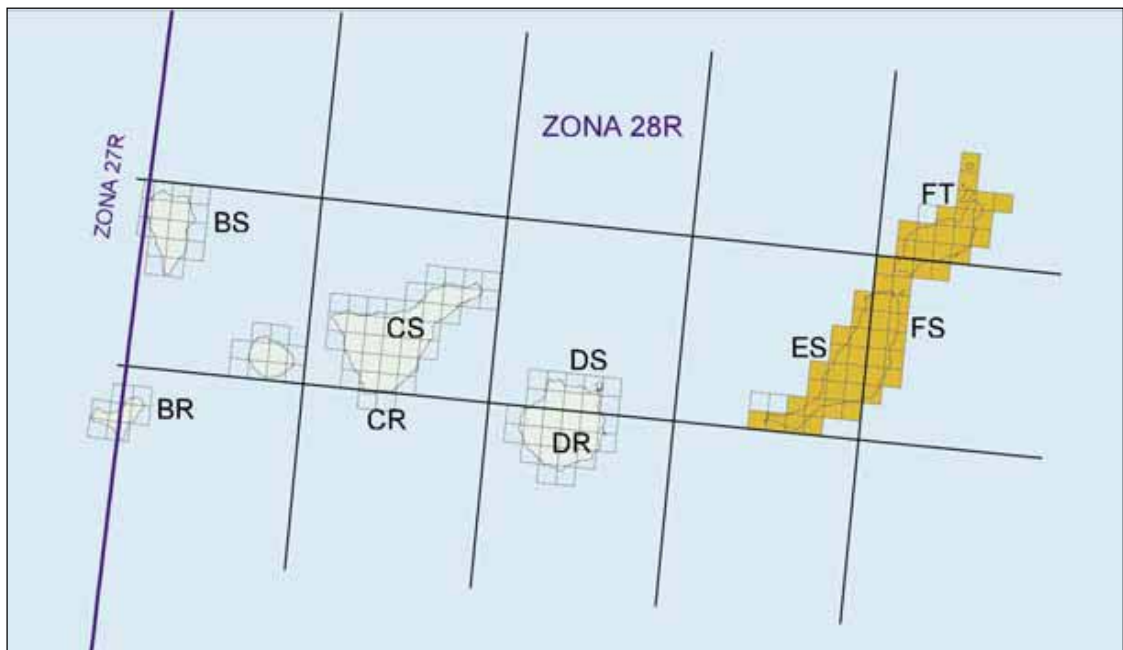


L. J. Barbadillo

Ejemplar de Fuerteventura.

Hasta hace pocos años *Tarentola angustimentalis* estaba considerada una subespecie de *T. mauritanica*. Sin embargo, y aunque está estrechamente emparentada con esa y otras salamanquesas del Magreb, como *T. deserti* y *T. boehmei*, el perenquén mayorero es una especie bien diferenciada (CARRANZA *et al.*, 2000).

Endemismo canario restringido a las islas e islotes más orientales del Archipiélago. Es una especie común y ubicua en todo el área descrita, siendo abundante en la totalidad de Fuerteventura, Lobos, Graciosa, Montaña Clara y Alegranza. En el Roque del Este, un pequeño islote situado a unos 15 kilómetros de Lanzarote, el perenquén mayorero por el contrario es una especie rara y localizada. Por fin, en Lanza-



rote, este gecónido es abundante en toda la isla salvo en los malpaisés más recientes de Timanfaya, donde la ausencia de suelo y la raquíca vegetación sólo permiten su presencia en los llamados “islotés” del Parque Nacional, una serie de montañitas de origen antiguo que no fueron cubiertas por la lava de las erupciones del siglo XVIII. En estos “islotés” se conserva una vegetación rala que permite la presencia de esta especie y del lagarto atlántico.

El mapa de distribución muestra con bastante fidelidad su carácter ubicuo, aunque la amplitud de las cuadrículas UTM de 10 x 10 km impide detectar que existen zonas relativamente amplias en la que falta.

Como ocurre con otras especies canarias, su ubicuidad y su abundancia justifican en parte la falta de interés por este gecónido, que se refleja en la ausencia de estudios corológicos específicos, con la excepción de los incluidos en los atlas preliminares aparecidos hasta ahora (MARTÍNEZ RICA, 1989; PLEGUEZUELOS, 1997a). La mayor parte de las escasas citas bibliográficas publicadas procede de trabajos que no tenían como objeto principal el estudio de su distribución, como los de JOGER (1984a), BISCHOFF (1985a), o HIELEN *et al.* (1998), entre otros.

Es una especie que suele estar asociada a zonas termófilas de matorral ralo, al cardonal-tabaibal, a las áreas de malpaís no excesivamente reciente, como los de la Oliva o la Corona, a construcciones humanas, o incluso a las áreas arenosas de Corralejos o la Pared. Su rango altitudinal abarca desde las poblaciones cercanas a las zonas intermareales en todas y cada una de las islas e islotés en los que está presente, hasta sus cumbres (807 m en el Pico de la Zarza de Fuerteventura, y 670 m en la Peña del Chache de Lanzarote).

Especie incluida, como otros saurios canarios, en el Anexo IV de la Directiva Hábitat por ser un endemismo insular. Se trata sin embargo de una especie abundante y para la que no se han detectado factores de amenaza que puedan afectarle de forma grave.

FICHA LIBRO ROJO

Tarentola angustimentalis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: Esta especie está estrechamente relacionada con los perenquenes y salamanquesas norteafricanas y perimediterráneas, es abundante en Lanzarote, Fuerteventura, Lobos, Graciosa, Alegranza, Montaña Clara y en los roques cercanos (CARRANZA *et al.*, 2000).

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie ubicua sin problemas graves de conservación.

José A. Mateo

Referencias más significativas

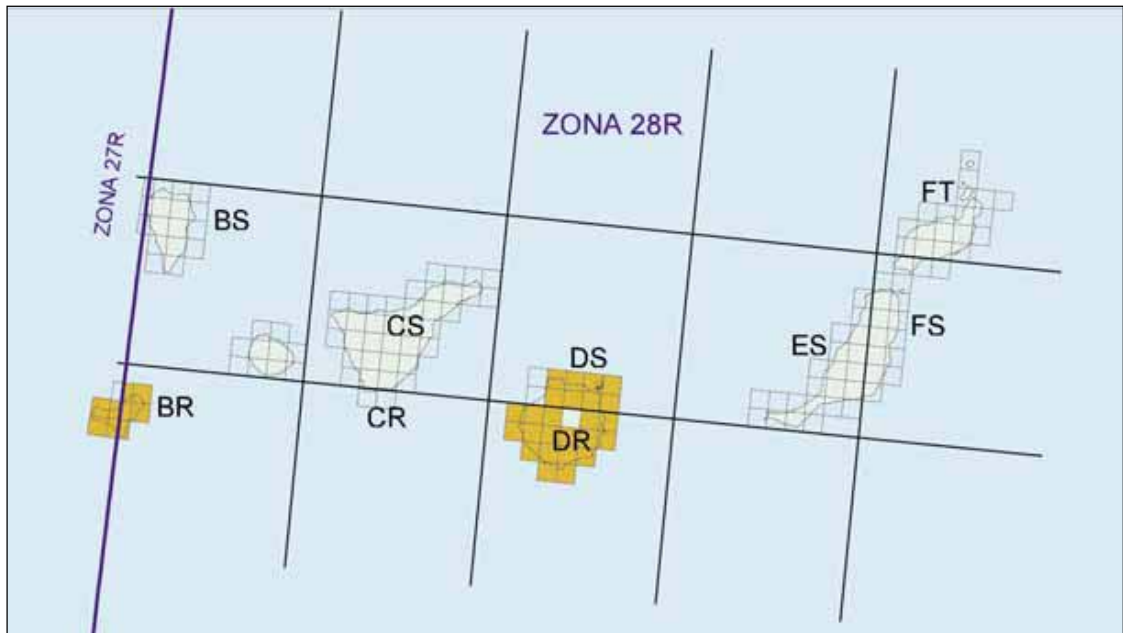
BARBADILLO *et al.* (1999); BISCHOFF (1985a); CARRANZA *et al.* (2000, 2002); HIELEN *et al.* (1998); JOGER (1984a, 1984b); MARTÍNEZ RICA (1989); NOGALES *et al.* (1998); PLEGUEZUELOS (1997a); SALVADOR (1985).

Familia *Gekkonidae****Tarentola boettgeri* Steindachner, 1891. Perenquén de Boettger**

L. J. Barbadillo

Ejemplar de Gran Canaria.

Considerado durante mucho tiempo una subespecie de *Tarentola delalandii*, la aplicación de técnicas bioquímicas modernas a la sistemática de estos gecónidos ha revelado que *T. boettgeri* es una especie bien diferenciada (JÖGER, 1984). Estas y otras técnicas han puesto de manifiesto que los perenquenes de Gran Canaria, El Hierro y los del pequeño archipiélago de Selvagem están estrechamente emparentados, y forman parte de un único complejo específico (NOGALES *et al.*, 1998; CARRANZA *et al.*, 2000). Otros autores, sin embargo, siguen considerando a las "Osgas" de Selvagem una especie diferenciada que debe ser denominada *Tarentola bischoffi* (JÖGER, 1998; RYKENA *et al.*, 1998).



Los perenquenes de Boettger presentan una de las distribuciones más desconcertantes de la fauna de la región ya que, como ya hemos adelantado, pueden encontrarse únicamente en tres islas relativamente distantes, entre las que se interponen otras islas habitadas por otras especies del mismo género. Esta aparente falta de coherencia biogeográfica no se debe a posibles introducciones debidas al hombre, tal como prueban las distancias genéticas existentes entre unas y otras, pero pone de manifiesto un proceso de dispersión relativamente reciente con un origen probable en la isla de Madeira (CARRANZA *et al.*, 2002).

En el pequeño archipiélago de Selvagem los perenquenes de Boettger están presentes en los islotes de Selvagem Grande, Selvagem Pequena e Ilheu de Fora, siendo abundantes en los tres (GENIEZ, 1997; JOGER, 1998). En El Hierro es una especie común en las zonas bajas de la isla, pero desaparece casi por completo cuando se sobrepasa la cota de los 400 metros (se conoce, sin embargo, alguna cita aislada a 650 m). A diferencia de otros perenquenes canarios, apenas se le encuentra asociado a las construcciones humanas. Está presente en los dos Roques de Salmor, dos islotes próximos a El Hierro. En Gran Canaria es una especie igualmente abundante en la franja costera y en las medianías, donde se han llegado a calcular densidades superiores a los 2.800 individuos por hectárea. Es rara por encima de los 750 m y falta por completo pasados los 1.000 m; por debajo de esta cota también está ausente en pinares densos de pino canario y en algunas áreas del norte de la isla que hasta hace sólo unos siglos estaban cubiertas por el monteverde.

No se han publicado hasta la fecha más cartografías de esta especie que las incluidas en los atlas preliminares de España (MARTÍNEZ RICA, 1989; PLEGUEZUELOS 1997a). Algunas publicaciones, sin embargo, incluyen algunas citas dispersas de esta especie a partir de las que se han hecho aproximaciones a la distribución de la especie (SALVADOR, 1985; RYKENA *et al.*, 1998; BARBADILLO 1987; BARBADILLO *et al.*, 1999).

El mapa de distribución que acompaña a este texto cubre correctamente el área ocupada por esta especie. Sin embargo es necesario recordar que más de la mitad de la isla de El Hierro, y buena parte de Gran Canaria presentan altitudes prohibidas para los perenquenes, un hecho que no queda del todo claro cuando se utilizan cuadrículas de 10 x 10 km para señalar su presencia.

FICHA LIBRO ROJO

Tarentola boettgeri

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: Es una especie abundante en Gran Canaria, donde puede ser encontrada desde el mar hasta prácticamente la cumbre; en El Hierro, sin embargo, es algo más escasa y sólo muy raramente se le encuentra por encima de los 300 metros sobre el nivel del mar.

Características biológicas relevantes para su conservación: Se trata de una especie cuya distribución abarca las islas de Gran Canaria (subespecie nominal), El Hierro (*T. boettgeri hierrensis*), el pequeño archipiélago portugués de Selvagem (*T. boettgeri bischoffi*) y Madeira (*T. boettgeri* ssp.), de donde se extinguió a principios del siglo XX (CARRANZA *et al.*, 2000).

Factores de amenaza: Se ha citado a depredadores introducidos como erizos, gatos. Son depredadores naturales lechuzas, cernícalos y alcaudones.

José A. Mateo

Referencias más significativas

BARBADILLO (1987); BARBADILLO *et al.* (1999); CARRANZA *et al.* (2000, 2002); JOGER (1998); MARTÍNEZ RICA, (1989); NOGALES *et al.* (1998); PLEGUEZUELOS (1997A); RYKENA *et al.* (1998); SALVADOR (1985).

Familia *Gekkonidae****Tarentola delalandii* (Duméril & Bibron, 1836). Perinquén común**

L. J. Barbado

Ejemplar de Tenerife.

Distribución limitada al Archipiélago Canario. Endémico de las islas de La Palma y Tenerife, y de los islotes que rodean a esta última (Roques de Anaga y Roque de Garachico).

Habita preferentemente bajo piedras, aunque en zonas agrícolas son especialmente abundantes en los muros de piedra utilizados como límites o sostén de los aterrazamientos. En zonas urbanas frecuentan por las noches las paredes cercanas al alumbrado público para cazar los insectos atraídos por la luz.

Se encuentra en todo tipo de hábitats, desde la costa hasta las cumbres de las islas señaladas (en Tenerife hasta los 2.300 metros, si bien por encima de los 1.800 metros su presencia es muy escasa). En cualquier caso, sus poblaciones son mucho más densas en las zonas bajas.

Entre los factores limitantes de su distribución figura la existencia de los bosques de laurisilva, cuya densidad arbórea y umbría hace que las poblaciones de esta especie sean realmente escasas en los mismos, limitando su presencia a las zonas de claros y principalmente a los aledaños de las pistas forestales que cruzan dichos bosques. En los pinares, aunque la densidad de las poblaciones de *T. delalandii* es baja, su presencia es frecuente.

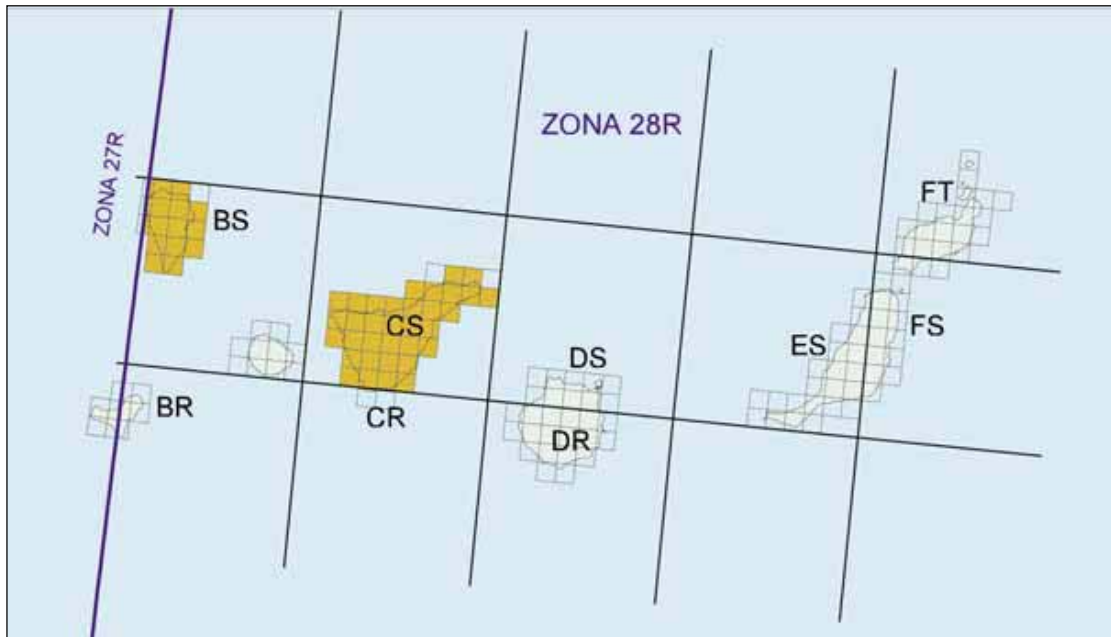
Por otro lado, la densidad de las poblaciones en las zonas bajas y de medianías (0-500 m) es realmente elevada, aunque los numerosos centros urbanos edificados en zonas costeras como consecuencia del desarrollo de la industria turística ha afectado negativamente a estas poblaciones. No obstante, la especie sigue siendo frecuente en dichas zonas urbanas, en especial en parques y jardines.

En la capital de la isla de Tenerife (Santa Cruz) *Tarentola delalandii* vive en simpatria con la Salamanguesa Rosada (*Hemidactylus turcicus*) si bien la introducción de ésta no parece haber afectado de forma apreciable ni su distribución ni la densidad de sus poblaciones.

El estado de conservación de la especie es óptimo en la mayor parte de los hábitats señalados y sólo las urbanizaciones turísticas han afectado directamente a sus poblaciones aunque –como se ha indicado– sin llegar a extinguirlas completamente.

Sus enemigos naturales, principalmente *Asio otus*, *Tyto alba* y *Felis catus*, no representan una amenaza para esta especie.

Las relaciones filogenéticas de *T. delalandii* muestran su estrecho parentesco con *T. gomerensis* (que en el pasado fue considerada como subespecie: *T. delalandii gomerensis*) y un parentesco algo más alejado con *T. boettgeri* (JÖGER, 1984a, 1984b; NOGALES *et al.*, 1998). En lo que respecta a la diferenciación intraespecífica, las variaciones morfológicas y moleculares entre las poblaciones del norte de Tenerife y La Palma son casi inexistentes, en contraposición con la divergencia apreciable entre las poblaciones del norte de Tenerife con



respecto a las del sur de la misma isla (THORPE, 1991; NOGALES *et al.*, 1998). Las razones de esta aparente contradicción puede ser debido en el primer caso a una reciente colonización de la isla de La Palma a partir de poblaciones del norte de Tenerife y, en el segundo caso, a la existencia de un aislamiento geográfico histórico entre las poblaciones de Tenerife, isla que, como es sabido, ha sido el resultado de la unión de tres islas preexistentes más pequeñas (que supuestamente habrán sido previamente colonizadas por *T. delalandii*).

Marcos Báez

FICHA LIBRO ROJO

Tarentola delalandii

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: Es abundante en toda su distribución.

Características biológicas relevantes para su conservación: Aunque hasta hace relativamente poco se la consideraba una especie macaronésica de amplia distribución, con poblaciones en varias islas de los archipiélagos Canario y Caboverdiano, e incluso en la costa del sur de Marruecos, en la actualidad se sabe que está restringida a las islas de Tenerife y La Palma, y a sus islotes satélites (Carranza *et al.*, 2000).

Factores de amenaza: Depredadores introducidos como el gato pero, dada su abundancia, no parece probable que sea una amenaza real para esta especie.

Otros expertos consultados: J. A. Mateo.

Referencias más significativas

BÁEZ (1997a); BÁEZ *et al.* (1998); BARBADILLO (1987); BISCHOFF (1985a); CARRANZA *et al.*, (2000) JOGER (1984a, 1984b); NETTMANN & RYKENA (1985); NOGALES *et al.* (1998); SALVADOR (1974); STEINDACHNER (1891); THORPE (1991).

Familia *Gekkonidae*

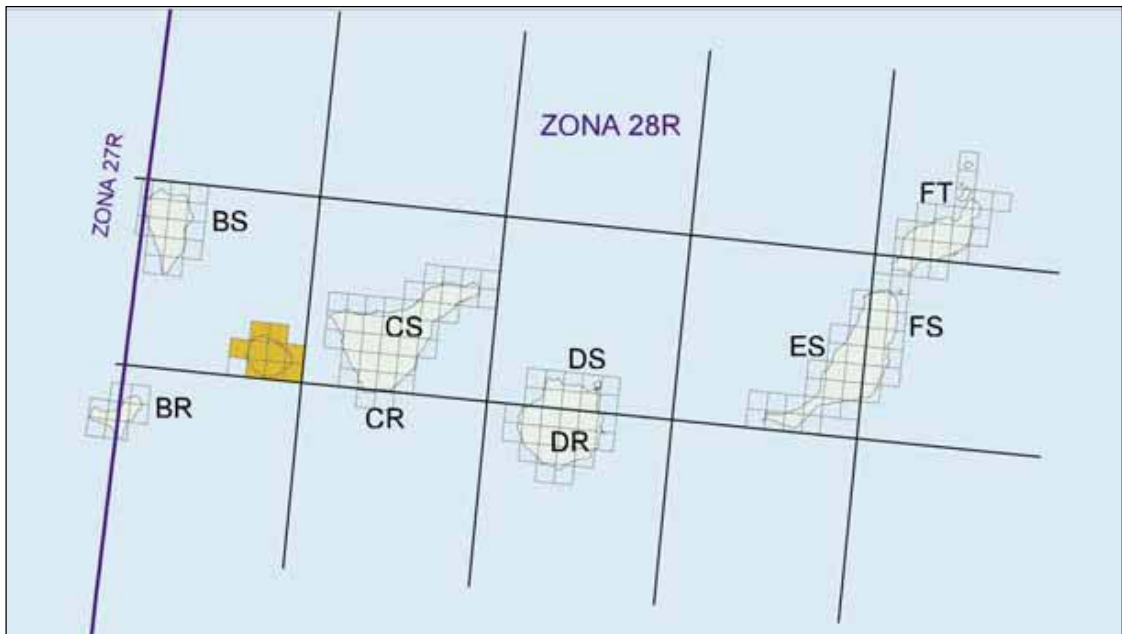
***Tarentola gomerensis* Joger & Bischoff, 1983. Pracan (o perenquén gome-ro)**



L. J. Barbadillo

Ejemplar de La Gomera.

Endemismo canario cuya distribución se circunscribe a La Gomera, que con sus 378 km² es una de las islas más pequeñas del archipiélago. A pesar de que su carácter específico parece estar fuera de toda duda, el pracan está estrechamente emparentado con los perenquenes de Tenerife y La Palma (NOGALES *et al.*, 1998; CARRANZA *et al.*, 2000), así como con todas las especies caboverdianas del género y con *Tarentola chazaliae*, un gecko endémico del litoral macaronésico africano. El subgénero *Macariogecko*, descrito por JOGER (1984a, 1984b), y que en principio debía englobar a la mayor parte de las especies del



género *Tarentola* de Selvagem, Canarias y Cabo Verde, además de tener un origen parafilético, ha resultado no tener validez (CARRANZA *et al.*, 2002).

El área de distribución del pracan se extiende desde la línea de costa hasta los límites del monteverde, donde se hace muy rara. Así en la vertiente sur, menos expuesta a los alisios y en general mucho más árida, alcanza los 1.000 metros, con puntos aislados en los que llega a 1.100 m. En la vertiente norte, sin embargo, donde el fayal-brezal y la laurisilva alcanzan cotas más bajas, se han encontrado prácacanes hasta los 850 metros sobre el nivel del mar.

Es especialmente abundante en el fondo de los profundos barrancos de esta isla de origen geológico antiguo, pero no falta en las lomas, ni en los riscos y pies de monte de la isla. Frecuenta las construcciones humanas, y no es raro por eso verla en las noches de verano desplazarse y cazar en las paredes y muros, o a la luz de las farolas.

La bibliografía reúne poquísimas citas concretas de este geco, del que no se ha publicado más estudio corológico que los nacionales (MARTÍNEZ RICA, 1989; BÁEZ, 1997b). A ello contribuye que sea considerada una especie muy común y ubicua y, por lo tanto, poco atractiva para los naturalistas. Hay que recurrir al artículo con el que se describió la especie (JOGER & BISCHOFF, 1983), a los tratados generales, como el de JOGER (1984a, 1984b), a los artículos en los que se prueban hipótesis sobre filogeografía o evolución (JOGER, 1984a, 1984b; NOGALES *et al.*, 1998; CARRANZA *et al.*, 2000), o a los trabajos que hacen referencia a la dieta de las rapaces nocturnas de la isla de La Gomera (MORENO, 1988, entre otros) para encontrar alguna cita, generalmente poco precisa.

El mapa de esta especie cubre por completo sus áreas potenciales dentro de La Gomera pero, como ocurre con otros reptiles canarios, la amplitud de la malla no deja ver con nitidez las zonas donde está ausente. Por eso si hacemos caso de forma poco crítica a la cartografía seremos incapaces de detectar que la especie es extremadamente rara en el centro de la isla, una zona cubierta por el monteverde del Parque Nacional de Garajonay.

FICHA LIBRO ROJO

Tarentola gomerensis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: A pesar de ser un endemismo de una isla tan pequeña como La Gomera, debe ser considerada una especie no amenazada por su amplia distribución y numerosos individuos.

Características biológicas relevantes para su conservación: Endémica de La Gomera, donde habita la franja entre el nivel del mar y 1.150 m. Es una especie bastante antropófila.

Factores de amenaza: Sin problemas graves de conservación.

Aunque el pracan es un gecónido que solo vive en una isla pequeña del archipiélago canario y que por ello ha sido incluida en listas de especies amenazadas, como la del Anexo IV de la Directiva Hábitat, su abundancia justifica que no deba ser considerada una especie con problemas.

José A. Mateo

Referencias más significativas

BÁEZ (1997b); CARRANZA *et al.* (2000, 2002 –en prensa–); JOGER (1984a, 1984b); JOGER & BISCHOFF (1983); MARTÍNEZ RICA (1989); MORENO (1988); NOGALES *et al.* (1998); PLEGUEZUELOS (1997a).

Familia *Gekkonidae****Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). Salamanchesa común***Dragó comú* (cat.), *Dragoixxo arrunta* (eusk.), *Osga* (gal.)

L. J. Barbadillo

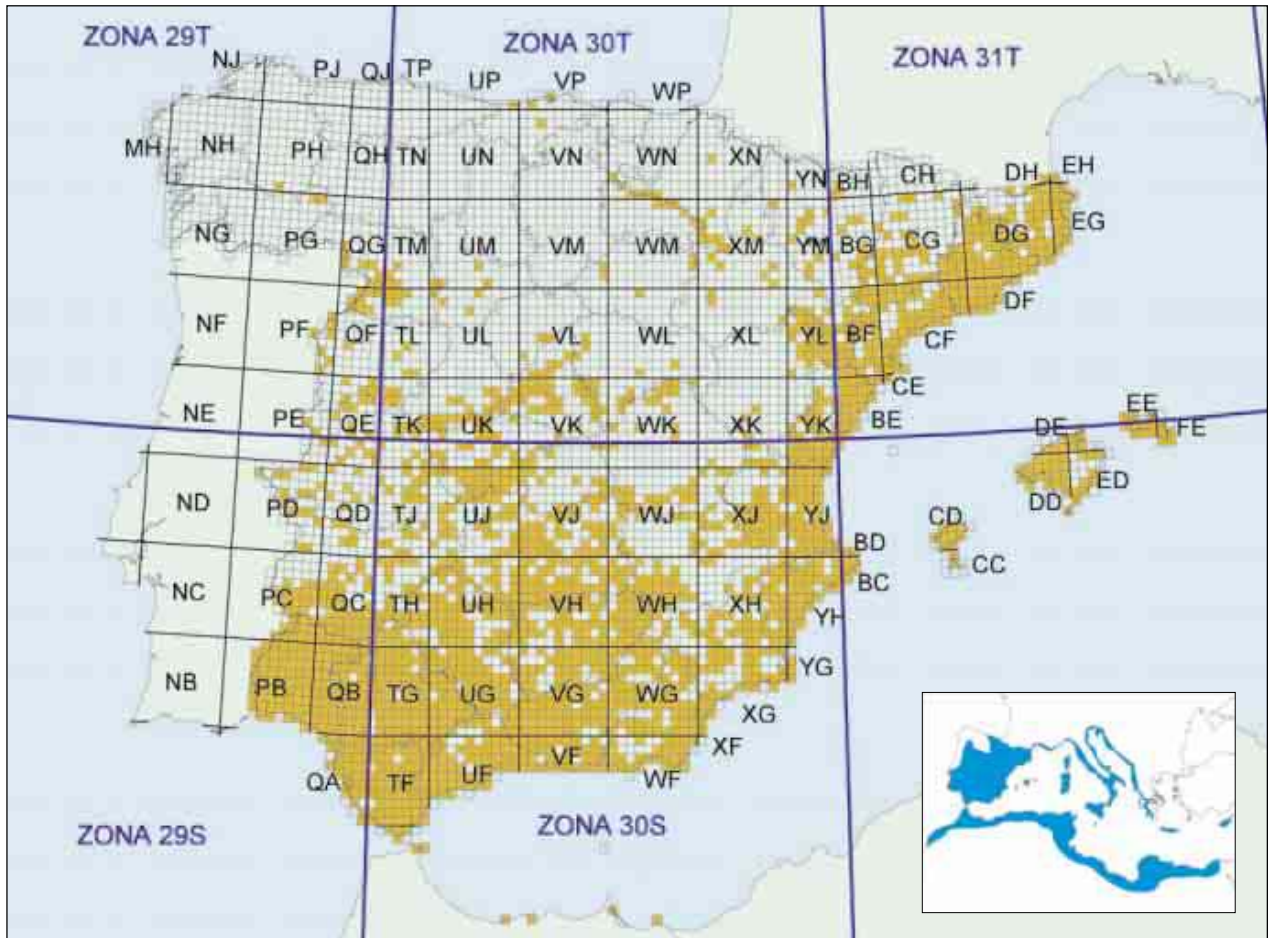
Ejemplar de Madrid.

La distribución mundial de la salamanchesa común comprende todos los países ribereños del Mediterráneo Occidental, además de Portugal. Sin embargo, también hay poblaciones aisladas en puntos concretos del Mediterráneo Oriental, África y América, debidas a introducciones consecuencia de la actividad humana. Todas las poblaciones incluidas en el ámbito de este Atlas pertenecen a la subespecie típica.

En la Península Ibérica la mayor parte de las citas se hallan en el centro, sur y este. En Baleares aparece en todas las islas (SALVADOR & PÉREZ-MELLADO, 1984; ESTEBAN *et al.*, 1994) donde ha sido introducida por el hombre, probablemente de forma pasiva. Aunque más dispersas, también hay citas en el cuadrante noroccidental, incluyendo algunas bien metidas en el dominio eurosiberiano, como Monforte de Lemos (Lugo) o Torrelavega (Santander). Algunas citas muy antiguas, como la de San Sebastián (de Boscá, 1877) no han sido confirmadas en estudios posteriores (ÁLVAREZ *et al.*, 1985). La distribución es más continua en toda la banda costera mediterránea, aunque también hay muchas en el Sistema Central, en la zona de La Mancha y en la Sierra de Cazorla.

Ocupa cualquier hábitat no excesivamente frío, con adecuada insolación y que disponga de refugios adecuados, como roquedos, troncos de árboles o construcciones humanas, como casas, muros, bancales, o majanos (MARTÍNEZ-RICA, 1974, 1997; SALVADOR, 1997c; BARBADILLO *et al.*, 1999). Evita los bosques cerrados, pero medra en zonas arbustivas o en arbolados de baja densidad, naturales o cultivados. En todo caso, es una especie muy conocida por sus hábitos antrópicos: vive muy ligada al hombre, compartiendo con él sus construcciones, desde casas aisladas y pueblos hasta ciudades e incluso grandes urbes. Es muy probable que una prospección adecuada en zonas no humanizadas ofrezca bastantes registros, especialmente en zonas de Andalucía y Levante, donde en razón del clima y los biotopos presentes debería aparecer, tanto en ciudades y pueblos como en hábitats naturales.

Las citas a mayor cota proceden de Sierra Nevada (la máxima está en el carril del Chullo, Almería, 2.350 msn; PLEGUEZUELOS, 1989; FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000). Es difícil aseverar si la salamanchesa está ascendiendo en altitud como consecuencia del calentamiento global, ya que faltan datos exhaustivos previos. Sí es probable que el crecimiento de las ciudades en los últimos decenios esté favoreciendo citas cada vez más norteñas, ya que fuera de su ámbito climático las ciudades pueden, en razón de su efecto microclimático y su abundancia de refugio, ser hábitats adecuados.



En las zonas costeras de la Península y Baleares coincide en gran medida con la salamanquesa costera *Hemidactylus turcicus*. Aunque parece haber una cierta segregación de microhábitat en zonas de simpatría (MARTÍNEZ-RICA, 1974), no hay ninguna evidencia firme de que la presencia de una de ellas influya negativamente en la otra, y está por ver la relación real existente entre las dos especies. Distinta es la situación en Canarias, donde viven cuatro salamanquesas endémicas de las islas y un eventual asentamiento de la salamanquesa común podría provocar alguna interacción antagónica.

No es una especie amenazada. Antes al contrario, su capacidad para convivir con el hombre le permite mantener poblaciones saludables con pocos enemigos naturales y refugios seguros. Aunque a veces el ser humano la mata al encontrarla en casa y los animales domésticos la capturan ocasionalmente, estas pérdidas pare-



Ejemplar de Coimbra, Portugal.

I. Cattáleo

cen ser poco importantes. Más puede serlo el impacto de las modernas construcciones, que le restan posibilidades para encontrar refugios seguros. Pero por el momento, parece que incluso en los hábitats urbanos más extremos se desenvuelve con soltura.

José A. Hódar

FICHA LIBRO ROJO

Tarentola mauritanica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Factores de amenaza: No es una especie amenazada, de hecho parece en expansión hacia el centro peninsular. Su buena aceptación de los hábitats humanizados le permite mantener poblaciones abundantes y sostenibles a salvo de enemigos naturales, y con numerosos refugios seguros. En estos hábitats sufre muertes ocasionales por acción directa humana o de sus animales de compañía, pero estas pérdidas deben ser poco importantes. Podría ocurrir que las modernas técnicas de construcción le restaran posibilidades de refugio en los hábitats urbanos más extremos, pero por el momento esto no parece representar un problema serio.

Otros autores consultados: L. J. Barbadillo & I. Martínez Solano, A. Salvador,

Referencias más significativas

ÁLVAREZ *et al.* (1985); BARBADILLO *et al.* (1999); ESTEBAN *et al.* (1994); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); MARTÍNEZ-RICA (1974, 1997); MATEO (1991); PLEGUEZUELOS (1989); SALVADOR (1997c); SALVADOR & PÉREZ-MELLADO (1984c).

Familia *Lacertidae*

***Acanthodactylus erythrurus* (Schinz, 1833). Lagartija colirroja**

Sargantana cua-roja (cat.), *Sugandila buztangorria* (eusk.)



L. J. Barbadillo

Hembra. Ejemplar de Madrid.

La lagartija colirroja se distribuye exclusivamente por la Península Ibérica y norte de África (MARTÍNEZ-RICA, 1989; HÓDAR, 1997, BARBADILLO *et al.*, 1999). En la Península aparece la subespecie típica, en tanto en Ceuta y Melilla estaría presente la subespecie *A. e. belli* (FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996). No aparece en Baleares ni Canarias. Se supone un origen norteafricano para las poblaciones ibéricas.

La distribución ibérica de la especie muestra por un lado su carácter termófilo, manifestado en su querencia por las costas, pero aún más su preferencia por relieves suaves y suelos poco compactados, lo que se refleja en su presencia en las grandes depresiones interiores. En cambio, algunos grandes vacíos en el centro y sur peninsular (La Mancha, depresiones del Guadiana y Guadalquivir) podrían deberse bien a la evitación de los cultivos extensivos, bien a una inadecuada prospección.

La especie muestra una clara preferencia por los hábitats abiertos, mejor si son de topografía llana y el suelo es suelto (arenas, margas o limos). Requiere además de vegetación natural, como formaciones de matorral o cespitosas (esparto y albardín), pero no es raro encontrarla en claros de bosque siempre y cuando éste no sea muy cerrado y el suelo reúna las características citadas. Rechaza en general los cultivos, sobre todo las grandes superficies de cultivo intensivo, pero acepta los barbechos de secano a los que accede aprovechando su presencia marginal en caminos, carriles, ramblas, o cualquier otro elemento similar del terreno.

No parece que haya habido grandes cambios en su distribución en los últimos años. Las citas más norteñas se dan en la margen izquierda del Ebro, siguiendo los valles de sus afluentes pirenaicos (Huesca). En la costa mediterránea la cita más septentrional es de l'Estartit (Girona), aunque esta población parece extinta en los últimos años (CARRETERO, 1999). El estatus de estas localidades debe confirmarse, ya que corresponden a poblaciones escasas situadas en el borde de su areal. Recientemente se ha encontrado cada vez a mayor altitud en las montañas, pero esto puede deberse a un movimiento real de la especie en altitud o a una mejor prospección en estas zonas. Del mismo modo, sería necesaria una buena prospección de las cuencas del Guadiana y Guadalquivir.

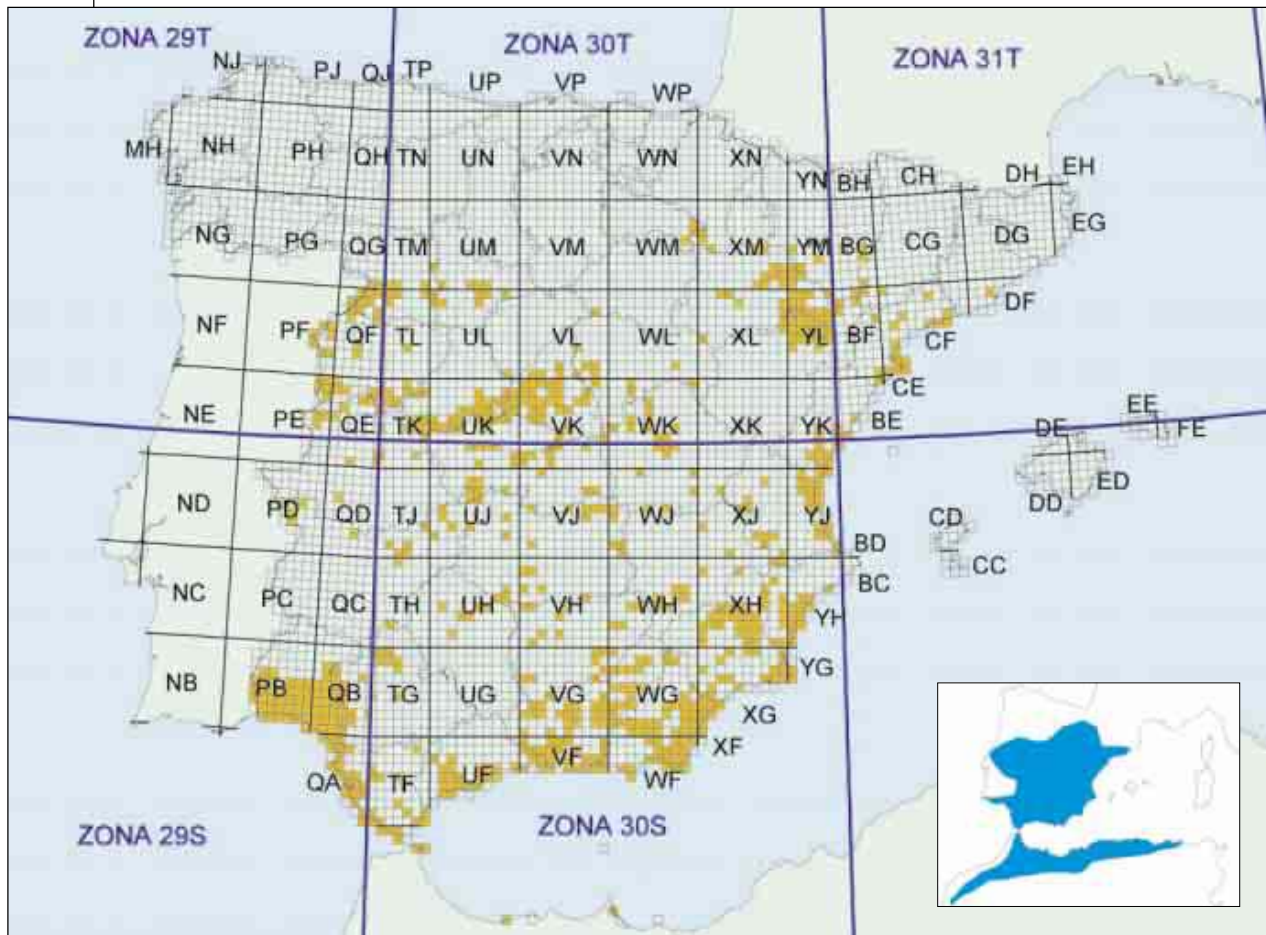
Puede ascender bastante en altitud siempre que encuentre suelos sueltos y hábitats con reducida cobertura arbórea, como los arenales dolomíticos de las Béticas. El registro a mayor altitud es de Sierra Nevada, a 1.750 m (FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000).

En las zonas donde vive coincide con las dos *Psammodromus* y con el lagarto ocelado *Lacerta lepida*, pero no hay evidencia de ninguna interacción negativa reseñable con ellas.

No es una especie amenazada en conjunto. Muchas de sus principales poblaciones muestran abundancias apreciables y están contenidas en espacios protegidos (Doñana, Cabo de Gata...). En cambio, fuera de ellos son diversos los factores que pueden amenazar sus poblaciones. Los principales son la agricultura extensiva (sobre

todo transformaciones de secano a regadío), con la consiguiente fragmentación de los hábitats, la urbanización descontrolada en las zonas litorales por intereses turísticos, y en muchos hábitats marginales las repoblaciones forestales indiscriminadas, ya que sólo tolera los bosques bastante abiertos.

José A. Hódar



FICHA LIBRO ROJO

Acanthodactylus erythrurus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

A. e. erythrurus: Preocupación menor LC

A. e. belli: Preocupación menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Lagartija muy termófila, hábitat abierto y sin vegetación (incluyendo dunas y arenales costeros).

Factores de amenaza: Globalmente sin problemática específica de conservación. Destrucción de hábitat por actuaciones en zonas costeras o implantación de regadíos.

Otros expertos consultados: J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); CARRETERO (1999); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); HÓDAR (1997); LIZANA *et al.* (1992); MARTÍNEZ-RICA (1989); MATEO (1991); PÉREZ-MELLADO (1997a); SALVADOR (1981b).

Familia *Lacertidae*

***Algyroides marchi* Valverde, 1958. Lagartija de Valverde**



Rafael Márquez

Ejemplar de Cazorla.

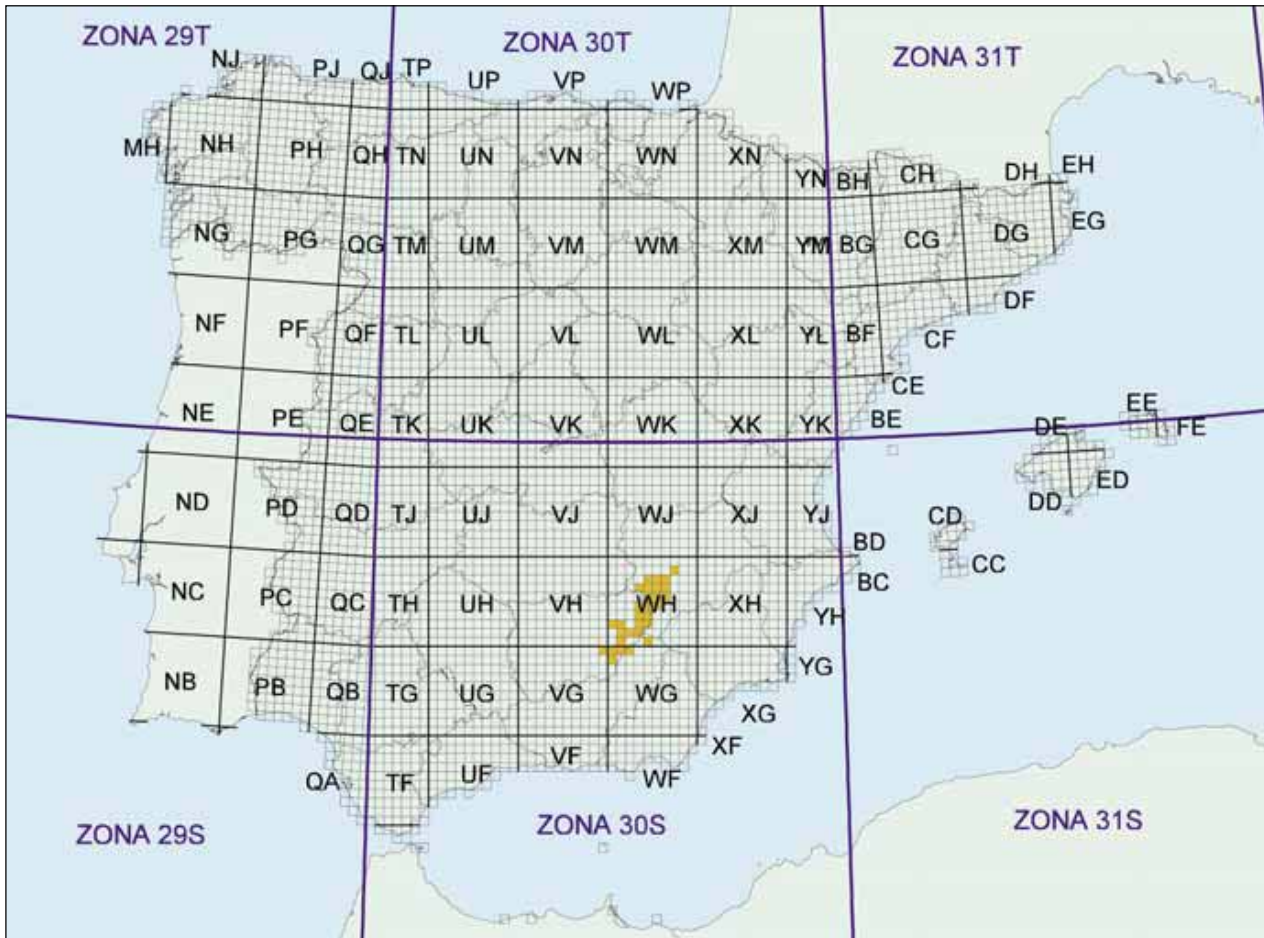
La lagartija de Valverde es uno de los lacértidos continentales con distribución geográfica más restringida. Se trata de un endemismo ibérico cuya distribución mundial se reduce a las sierras surorientales de la Península que componen el Macizo Prebético: a grandes rasgos, las sierras de Alcaraz, Cazorla y Segura (c. 38° 39' - 37° 40' N, 2° 20' - 3° 00' W). El área implica a las provincias de Albacete, Granada y Jaén.

En cuanto al posible origen biogeográfico, se postuló (SALVADOR, 1974) una procedencia tirrénica del género (con tres especies más en Córcega y Cerdeña, Grecia y la costa oriental del Adriático) a través del puente pliocénico entre el macizo Penibético y las islas Baleares, Pitiusas y Tirrénicas, pero no están claras aún las relaciones filogenéticas entre las cuatro especies congénéricas (BÖHME, 1993; LAFORGIA *et al.*, 1993).

La distribución general de *A. marchi* se ajusta a la extensión de los pisos supra- y oromediterráneo en el área, por encima de los 700 m (SÁNCHEZ VIDEGAÍN & RUBIO, 1996; RUBIO *et al.*, 1998). La población a mayor altitud conocida se encuentra a 1.700 m. El municipio más norteño con presencia de *Algyroides marchi* es Peñas de San Pedro (Albacete), que es también el punto más oriental de la distribución. El límite meridional alcanza el término granadino de Castril (GIL, 1992), y el occidental el de Cazorla (Jaén; PLEGUEZUELOS & MORENO, 1990).

El mapa adjunto refleja la distribución de citas a la escala considerada, pero las poblaciones no se distribuyen uniformemente en el área, sino que se encuentran concentradas en determinadas localidades, entre las que se aprecia un alto grado de aislamiento. Este aislamiento parece especialmente acusado en algunas poblaciones situadas en los límites de la distribución, como las de los municipios de Puebla de Don Fabrique (QUIRANTES *et al.*, 2000) o las de Peñas de San Pedro (J. F. ZAMORA, J. M REOLID & A. CAÑIZARES, com. pers.).

La especie muestra una gran consistencia a diferentes escalas espaciales en cuanto a las variables de preferencia de hábitat (RUBIO & CARRASCAL, 1994). Así, a nivel local (población) e individual, la densidad y el uso del espacio se asocian directamente con la extensión de puntos de agua y la presencia de grandes rocas e, inversamente, con el número de horas de insolación y la cobertura de vegetación y de pequeñas piedras. A nivel regional, las localidades ocupadas por *A. marchi* se caracterizan por su altitud relativamente elevada, por encontrarse más bien encajonadas y orientadas preferentemente al norte (NO-NE), y por tener altas coberturas de rocas y agua disponible. Un bajo número de variables predice la presencia de la especie, lo que resulta de gran valor en la planificación de la conservación. La temperatura y la humedad juegan un papel importante. Se trata de una especie de áreas rocosas y umbrías (no forestal, aunque pueda coincidir con masas boscosas bien conservadas por su localización; PALACIOS *et*



al., 1974; ARNOLD, 1987; EIKHORST *et al.*, 1979). El tipo de localidades seleccionadas por *A. marchi* (típicamente canchales y cortados) suele encontrarse en el curso alto y medio de los valles encajados que cruzan las sierras prebéticas (principalmente en dirección SO-NE), así como en torcas y simas amplias de las partes altas. La ausencia de hábitats adecuados en ambientes más cálidos y secos de las tierras bajas que rodean la sierra determina el límite de la distribución.

El conjunto de parámetros de la historia natural de la especie (RUBIO, 1996) es coherente con su estrecha dependencia de las condiciones de baja temperatura (en términos relativos), elevada humedad y escasa insolación (y, por tanto, corto periodo de actividad diaria y anual) de su hábitat. Con su pequeño tamaño (es el lacértido continental de menor talla), que implica una muy baja inercia térmica y una elevada pérdida de agua, y con adaptaciones morfológicas y conductuales (coloración, expansión costal, selección de lugares, etc.) para acelerar su de por sí alta tasa de calentamiento, encuentra las oportunidades de termorregulación y mantenimiento del balance hídrico necesarios en el mosaico higro-térmico de los roquedos húmedos y umbríos que caracterizan sus localidades. Aquí (bajo las rocas) dispone también de las presas seleccionadas en su dieta (arácnidos principalmente). El ciclo reproductivo, típicamente unimodal (con un tamaño medio de solo 2,2 huevos, acorde con la talla corporal; RUBIO & PALACIOS, 1985; RUBIO & RUIZ, 1985; RUBIO, 1996), encaja en el corto periodo anual de actividad determinado por la estructura geomorfológica de las localidades.

No se reconoce ninguna subespecie, y no existen especies congénéricas en España (RUBIO, 1996). *A. marchi* tiende a ser el único lacértido de pequeñas dimensiones en sus localidades. Comparte el hábitat con bajas densidades de *Psammodromus algirus* y *Lacerta lepida*; también con el gecko *Tarentola mauritanica*. La penetración de lagartijas de talla más similar (pero más heliófilas y/o termófilas) presentes en el área: *Podarcis hispanica* y *Psammodromus hispanicus* es escasa o nula.

Aunque la densidad es relativamente alta en localidades favorables (213 individuos/ha –adultos y sub-adultos–; RUBIO & CARRASCAL, 1994), puede ser inferior según las características locales del hábitat. Las reducidas dimensiones del área y la concentración en limitadas localidades (baja abundancia y aislamiento) en razón del carácter estenotópico de la especie, llevan consigo una gran vulnerabilidad. Las prácticas madereras (tala y extracción), obras (trazado de pistas y carreteras, desviación de fuentes o instalación de áreas recreativas) y los incendios forestales, se han detectado como las principales amenazas para las localidades adecuadas para la presencia y la dispersión de la especie (RUBIO *et al.*, 2000; RUBIO & PALACIOS, 1998), habiéndose constatado la desaparición de poblaciones (en plazos muy breves) por colmatación, desecación o deterioro de estas localidades. La introducción de animales vinculados a las habitaciones humanas (gatos, ratas...) y la abundancia de jabalíes en determinadas zonas representan también una amenaza. La construcción de estanques de piedra para incendios que favorecía la dispersión de poblaciones ha sido sustituida por depósitos metálicos no accesibles. El área de distribución andaluza se encuentra dentro de la figura de Parque Natural mientras que la albacetenses coincide solo en parte con zonas con planes de ordenación. La especie cuenta con un plan de conservación diseñado para la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha y centrado en el área castellana, en el que se consideran las necesidades de protección legal y medidas referentes a la gestión forestal, hidrológica y de vías de comunicación, así como a la gestión de los sectores agropecuario, turístico y urbanístico orientadas a la conservación.

FICHA LIBRO ROJO

Algyroides marchi

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU B1+2cd.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Ocupa un área inferior a 2.000 km², con poblaciones severamente fragmentadas, y se infiere un declive de sus poblaciones como consecuencia del deterioro de su hábitat y del número de subpoblaciones.

Características biológicas relevantes para su conservación: Endemismo con área de distribución reducida y limitada por áreas con condiciones ambientales inadecuadas para la presencia de la especie. Poblaciones concentradas en limitadas localidades. Desaparición de algunas localidades constatada. Estrecha dependencia del hábitat. Especie estenotópica concentrada en limitadas localidades dentro de un área de distribución muy reducida. El conjunto de características autoecológicas conocidas (baja tasa de crecimiento, escasa inercia térmica, ciclo reproductivo unimodal de baja fecundidad ajustado a un corto periodo de actividad, etc.) muestra una estrecha dependencia de las condiciones ambientales (escasa insolación, temperatura baja y elevada humedad) que proporciona la estructura geomorfológica (típicamente roquedos con agua disponible en valles encajados) que caracteriza las localidades que ocupa.

Factores de amenaza: Destrucción o deterioro de localidades adecuadas para la presencia y dispersión de la especie por: colmatación de arroyos por erosión debida a talas en cabecera, utilización como vías de saca de madera, desecación por desvío de agua (abastecimiento público), trazado de pistas y carreteras, instalación de áreas recreativas, obras públicas y privadas, incendios forestales, introducción de animales asociados al hombre (gatos, ratas...), proliferación de jabalíes, sustitución de estanques de piedra por depósitos metálicos.

Poblaciones amenazadas: Algunas poblaciones próximas o en contacto con instalaciones humanas, poblaciones en zonas con mayor riesgo de erosión en el interior del área, y localidades coincidentes con el trazado de pistas y carreteras.

Actuaciones para su conservación: Plan de conservación de la lagartija de Valverde (*A. marchi*) en Castilla-La Mancha. JUNTA DE COMUNIDADES DE CASTILLA-LA MANCHA (1998).

José L. Rubio de Lucas

Referencias más significativas

ARNOLD (1987); BÖHME & CORTI (1993); EIKHORST *et al.* (1979); GIL (1992); LAFORGIA *et al.* (1993); PALACIOS *et al.* (1974); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); QUIRANTES *et al.* (2000); RUBIO (1996); RUBIO & CARRASCAL (1994); RUBIO & PALACIOS (1985, 1998); RUBIO & RUIZ (1985); RUBIO *et al.*, (1998) SÁNCHEZ VIDEGAÍN & RUBIO (1996); VALVERDE (1958).

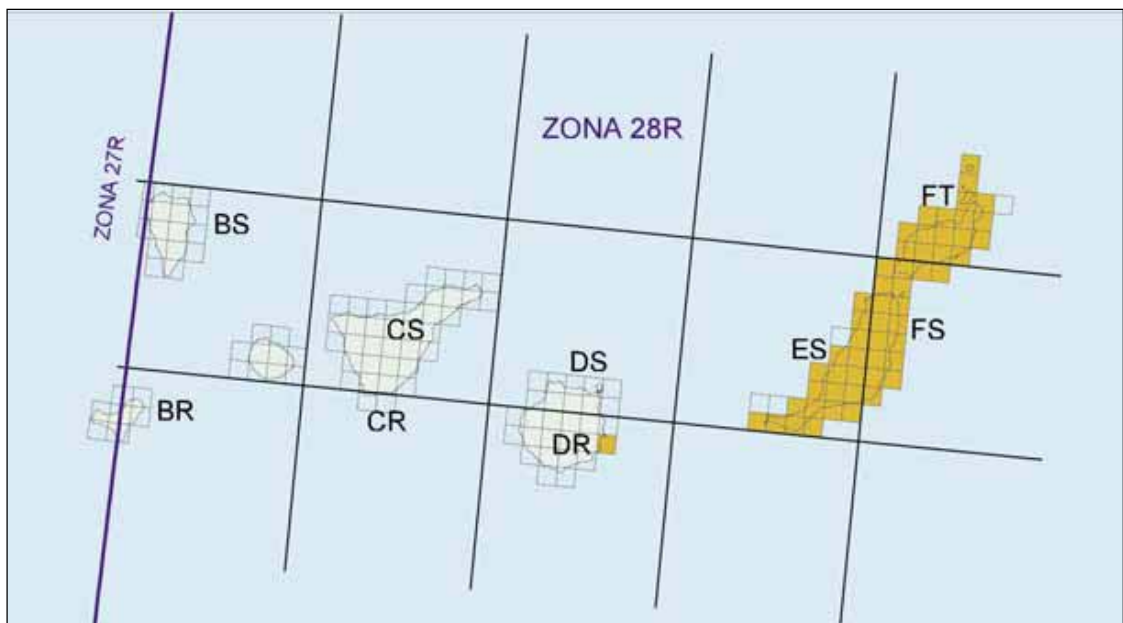
Familia *Lacertidae****Gallotia atlantica* (Peters & Doria, 1882). Lagarto atlántico**

L. J. Barbadillo

Ejemplar macho, Lanzarote.

Especie endémica de las Islas Canarias orientales, presente en Lanzarote y Fuerteventura así como en los islotes de La Graciosa, Montaña Clara, Alegranza, Roque del Este y Lobos (BISCHOFF, 1985; CASTROVIEJO *et al.*, 1985). Además existe una población pequeña y muy localizada en la costa oriental de Gran Canaria (Arinaga) que se considera introducida.

En general es abundante en toda su área de distribución, con variaciones de densidad entre biotopos pero sin mostrar un patrón geográfico definido. No obstante, apenas se han citado algunos ejemplares en el diminuto Roque del Este, donde podría haberse extinguido. Ocupa diversos hábitats áridos tales como arenales costeros con vegetación psammófila, pedregales con matorral de aulagas y reductos de tabaibal y bosque termófilo, así como zonas cultivadas. Tan sólo llega a estar ausente en



lavas y piroclastos recientes que aún no han sido colonizadas por la vegetación, particularmente en las coladas históricas de Timanfaya en Lanzarote, donde algunas poblaciones ocupan los promontorios elevados (“islotos”) que no fueron cubiertos por las erupciones que los rodean. Su rango altitudinal de distribución abarca desde el nivel del mar hasta las cumbres más elevadas de Lanzarote (670 m) y de Fuerteventura (800 m).



Albert Montori

Ejemplar juvenil del norte de Lanzarote

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia atlantica

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación Menor LC.
<i>Gallotia atlantica atlantica</i>	Preocupación Menor LC
<i>Gallotia atlantica laurae</i>	Vulnerable VU: B1ab+B2ab
<i>Gallotia atlantica maboratae</i>	Preocupación Menor LC

Justificación de los criterios: *G. a. laurae* tiene un área de ocupación inferior a 2.000 km². Una única población en declive inferido por la degradación del hábitat.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular, es muy abundante en gran variedad de hábitats desde el nivel del mar a los 800 m de altura.

Poblaciones amenazadas: Globalmente la especie no está amenazada y no reclama medidas especiales de conservación, si bien la población de la isla de Gran Canaria (posiblemente introducida) se halla en regresión debido a la urbanización de su biotopo, y la de Roque del Este puede haberse extinguido. Las poblaciones de *G. a. laurae* localizadas en el malpaís de La Corona, en el norte de Lanzarote, y las de los islotos son potencialmente vulnerables a la alteración del hábitat y al impacto de especies introducidas.

Marcos García-Márquez & José A. Mateo

Referencias más significativas

BISCHOFF (1985); CASTANET & BÁEZ (1991); CASTROVIEJO *et al.* (1985); GONZÁLEZ *et al.* (1996); LÓPEZ-JURADO & MATEO (1992, 1995); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1995); THORPE (1985a); VERNET *et al.* (1997).

Familia *Lacertidae*

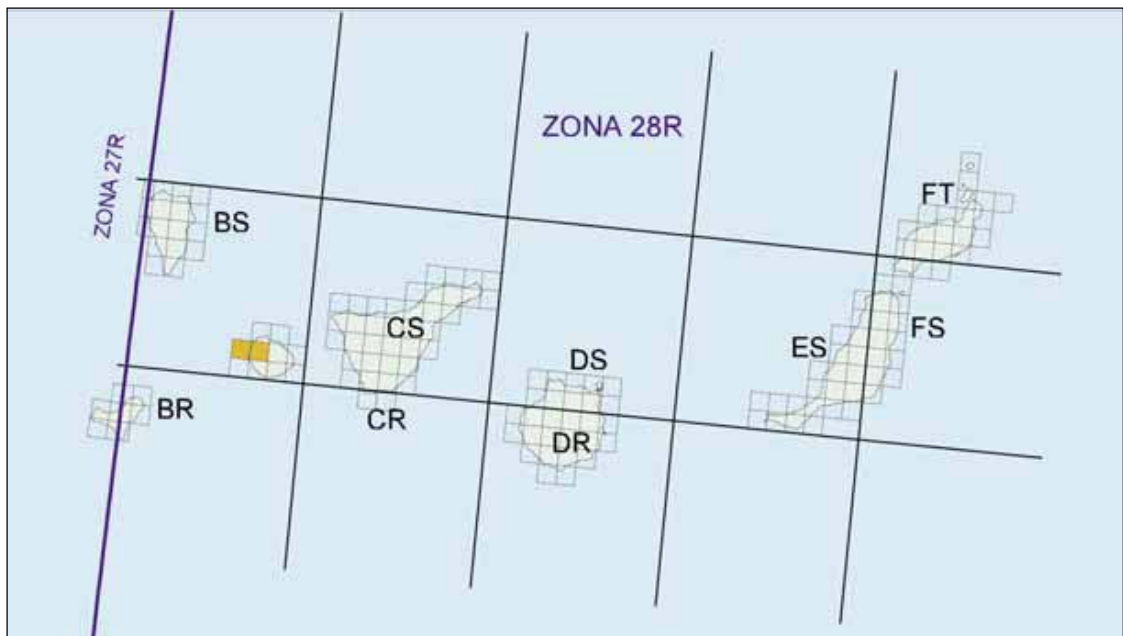
***Gallotia bravoana* Hutterer, 1985. Lagarto gigante de La Gomera**



J. Pether

Ejemplar en el Risco de La Mérica

Descrito en 1985 como un taxón fósil y encontrado vivo hace tan sólo 3 años en un risco inaccesible de la isla, el lagarto gigante de La Gomera ha sido víctima de una ya larga polémica acerca de su nombre latino. Algunos autores lo han considerado una subespecie del lagarto gigante de El Hierro (BISCHOFF, 1998a), mientras que otros apuestan por su diferenciación a nivel específico (NOGALES *et al.*, 2001). Su característica morfología y su obvio aislamiento han hecho que nos hayamos decantado por la segunda opción, siendo sin embargo conscientes del estrecho parentesco que une a todos los lagartos gigantes de las islas más occidentales de Canarias. También existían dudas acerca del epíteto que debía acompañar al



nombre genérico. En este caso los resultados obtenidos en los últimos estudios morfométricos (BISCHOFF, 1998; BARAHONA *et al.*, 2000), y la aplicación estricta de las normas del Código de Nomenclatura Zoológica han dejado claro que el nombre con preferencia debe ser *Gallotia bravoana*.

Especie endémica de Canarias exclusiva de la isla de La Gomera. El área de distribución de esta especie incluía, hasta hace apenas cinco siglos, la práctica totalidad del litoral y las medianías de La Gomera, coincidiendo su límite altitudinal con el de la laurisilva, donde las condiciones de luz y temperatura hacían inviable su presencia. La llegada a la isla primero del hombre y más tarde del gato redujeron progresivamente la extensión de su área de distribución, quedando aparentemente limitada en la actualidad a los riscos de la Mérica y a su pie de monte, en el término municipal de Valle Gran Rey.

La Mérica está constituida por coladas basálticas superpuestas y muy fisuradas, alternadas con estratos de piroclastos volcánicos muy degradados. Esta estructura determina que el risco sea muy inestable y que se sucedan los desplomes, especialmente en época de lluvia y viento. La zona presenta una vegetación muy pobre, que se concentra en unos pocos andenes y vetas. Precisamente una de estas vetas, la de la Fuente, constituye más del 90% del área de distribución de la especie. En la actualidad el risco de La Mérica y Quiebracanillas están englobados dentro del Parque Rural de Valle Gran Rey, habiendo sido propuesta recientemente la creación de una Zona de Exclusión y Área de Sensibilidad Ecológica para proteger la especie.

Según el censo realizado a lo largo del año 2001 el número de individuos en libertad no sobrepasa en estos momentos la quincena, todos localizados en una superficie real inferior a los 4.000 m². A estos habría que añadir otros 15 individuos cautivos, 10 de los cuales nacieron en 2001 y 2002. Su estado de conservación es, por tanto, crítico. Actualmente el borrador del Plan de Recuperación de la especie está en fase avanzada; entre tanto el programa de conservación se rige por planes anuales. Existe un programa de cría en cautividad y acaban de finalizar las obras de un nuevo centro de trabajo en la localidad de Valle Gran Rey. Los planes de trabajo también han incluido hasta ahora la protección estricta del hábitat, la búsqueda intensiva de nuevas poblaciones y un plan de educación ambiental.

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia bravoana

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: En Peligro Crítico CR B1ab+2ab+D.

Justificación de los criterios: Especie insular relictica con población natural estimada de menos de 40 ejemplares. El área ocupada es de menos de 4.000 m².

Factores de amenaza: Debido a lo crítico de su situación, no sólo cualquier alteración del medio puede causar la extinción total de la especie sino que procesos estocásticos naturales podrían causar la desaparición de sus poblaciones en estado salvaje.

Actuaciones para su conservación: Gobierno de Canarias. Plan de Recuperación en curso.

José A. Mateo

Referencias más significativas

BARAHONA *et al.* (2000); BISCHOFF (1998a); FRITSCH (1870); NOGALES *et al.* (1999); NOGALES *et al.* (2001).

Familia *Lacertidae*

***Gallotia caesaris* (Lehrs, 1914). Lagarto tizón de La Gomera y El Hierro**

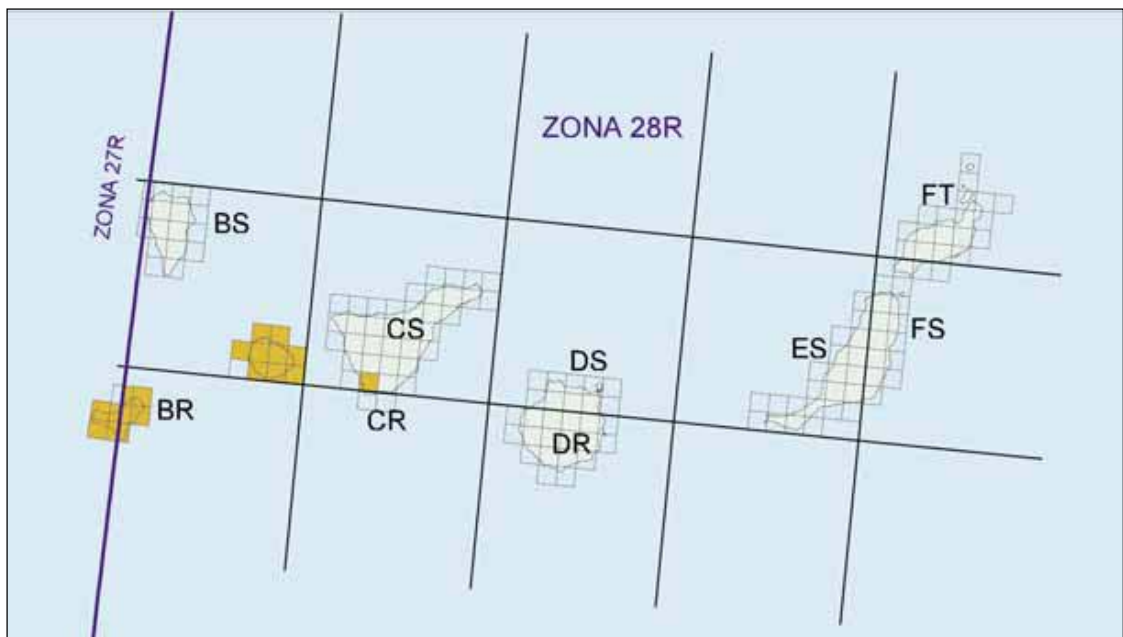


R. Márquez

Ejemplar macho de El Hierro.

Aunque descrita a principios de siglo XX como una especie diferenciada de los lagartos tizones de Tenerife, pasó rápidamente a ser considerada una subespecie de *Lacerta galloti*, una opinión que se ha mantenido hasta hace pocos años (ver BOULENGER, 1920). La evolución de las técnicas bioquímicas y un trabajo sobre la viabilidad de los cruces entre lagartos tizones de Tenerife y La Gomera (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1997) pusieron de manifiesto una diferenciación a nivel específico de *Gallotia caesaris*.

Como todas las del género *Gallotia*, el lagarto tizón de La Gomera y El Hierro es una especie endémica del Archipiélago Canario. Su área de distribución incluye la totalidad de las islas de La Gomera y El Hierro, y ha sido detectada también en el Roque Grande de Salmor (NOGALES *et al.*, 1990), y en el



Roquillo, un islote del norte de La Gomera.

Es una especie que puede ser encontrada desde el nivel del mar hasta los 1.500 m, coincidiendo por ello con las cumbres de las dos islas. Aunque está presente en prácticamente todos los hábitats de cada isla, resulta rara en la laurisilva, el fayal-brezal y el pinar canario, donde está restringida a los claros y las zonas más abiertas. En el bosque termófilo y en el cardonal-tabaibal de las zonas bajas y medias de La Gomera y El Hierro es, sin embargo, muy común.

Ha sido introducida en algunos jardines de los alrededores de Los Cristianos, una localidad turística del sur de Tenerife, donde se reproduce sin problemas.

Es una especie muy abundante y ubicua, llegando en ocasiones a alcanzar densidades que superan los 1.250 individuos/hectárea (GARCÍA-MÁRQUEZ *et al.*, 1999).



L. J. Barbado

Ejemplar de La Gomera.

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia caesaris

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC

Gallotia caesaris caesaris Preocupación Menor LC

Gallotia caesaris gomerae Preocupación Menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Resulta muy abundante, en gran variedad de hábitats, a todas las alturas. Su carácter ubiquista ha posibilitado que sea introducido en ambientes antrópicos, y sus elevadas densidades de población le hacen una especie poco amenazada dentro de su distribución insular.

José A. Mateo & Marcos García-Márquez

Referencias más significativas

BISCHOFF (1998b); BOULENGER (1920); CAETANO *et al.* (1997); GARCÍA-MÁRQUEZ *et al.* (1999); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1997); NOGALES *et al.* (1990); THORPE (1985b).

Familia *Lacertidae*

***Gallotia galloti* (Oudart, 1839). Lagarto tizón**

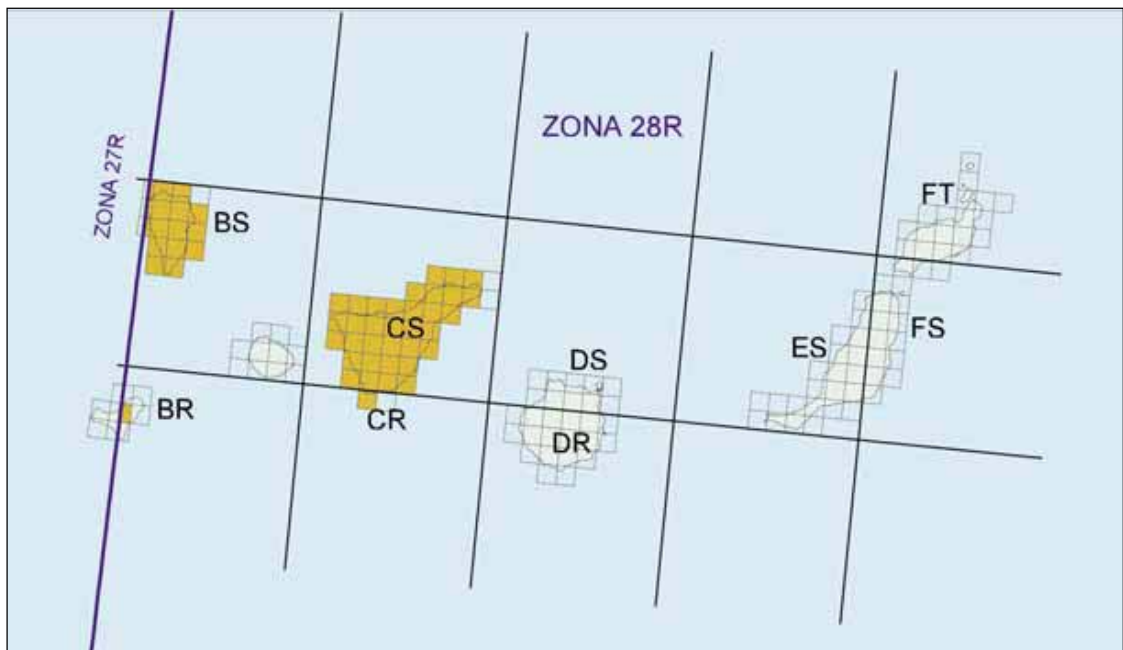


L. J. Barbadillo

Ejemplar macho de Tenerife.

Distribución limitada al Archipiélago Canario y especie endémica de las islas de Tenerife y La Palma, y de los islotes de Roques de Anaga y Roque de Garachico. Recientemente se han observado algunos ejemplares introducidos en la isla de El Hierro (RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ & RUIS-CABALLERO, 1998). La cita de esta especie en la isla de Madeira (BRINGSOE, 1993) es errónea.

Habita prácticamente todos los hábitats de las islas e islotes en los que se distribuye, si bien sus poblaciones son escasas en los bosques de laurisilva en donde sólo está presente en los márgenes de las pistas forestales. En los bosques de pinos sus poblaciones son más escasas aunque la densidad de las



mismas varía de acuerdo con el grado de cobertura arbórea. En el resto de los hábitats es una especie muy frecuente, alcanzando las densidades más elevadas en zonas de cultivo (se han citado hasta 1.500 individuos/hectárea).

La distribución altitudinal abarca desde las zonas costeras hasta las cumbres insulares, alcanzando por encima de los 3.000 metros en la isla de Tenerife.

Muestra preferencia por hábitats rocosos, y sus poblaciones son excepcionalmente abundantes en los muros de piedra construidos por el hombre en zonas agrícolas. Con frecuencia excava huras en la base de los arbustos, especialmente en hábitats xéricos o poco pedregosos.

El estado de conservación de la especie es óptimo en la mayor parte de los hábitats reseñados, si bien su elevada densidad en zonas agrícolas hace que sea combatido por los agricultores a base de venenos diversos o, más frecuentemente, con trampas de caída. Entre sus principales enemigos naturales se cuenta el cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), el gavilán (*Accipiter nisus*), el cuervo (*Corvus corax*), la lechuza (*Tyto alba*) y el gato cimarrón (*Felis catus*), si bien esta predopresión no parece afectar a sus poblaciones de forma apreciable.

Se han descrito cuatro subespecies morfológicas: *G. galloti galloti* (centro y vertiente S-SW de Tenerife), *G. galloti eisentrauti* (vertiente N-NE de Tenerife), *G. galloti insulanagae* (Roque de Fuera, Tenerife) y *G. galloti palmae* (La Palma). Desde el punto de vista molecular la subespecie de La Palma se encuentra bien diferenciada con respecto a las de Tenerife, sin embargo, no ocurre así con las subespecies descritas de esta última isla (GONZÁLEZ *et al.*, 1996), que también ya habían sido consideradas dudosas desde el punto de vista taxonómico (BÁEZ, 1987).

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia galloti

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

G. g. galloti Preocupación Menor LC

G. g. eisentrauti Preocupación Menor LC

G. g. insulanagae Casi amenazado NT

G. g. palmae Preocupación Menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular de carácter ubiquista. Es muy abundante en gran variedad de hábitats desde el nivel del mar a los 3.000 m de altura.

Poblaciones amenazadas: La subespecie del Roque de Fuera de Anaga tiene una distribución muy reducida pero se encuentra en una zona protegida.

Otros expertos consultados: M. García-Márquez & J. A. Mateo.

Marcos Báez

Referencias más significativas

BÁEZ (1987, 1997c); BARBADILLO (1987); BRINGSOE (1993); GONZÁLEZ *et al.* (1996); MOLINA-BORJA & BISCHOFF (1998); RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ & RUÍZ-CABALLERO (1998); SALVADOR (1974); THORPE (1985b); THORPE & BÁEZ (1987); THORPE & BROWN (1991); VALIDO & NOGALES (1994).

Familia *Lacertidae*

***Gallotia intermedia* Hernández et al. 2000. Lagarto canario moteado, Caimán**

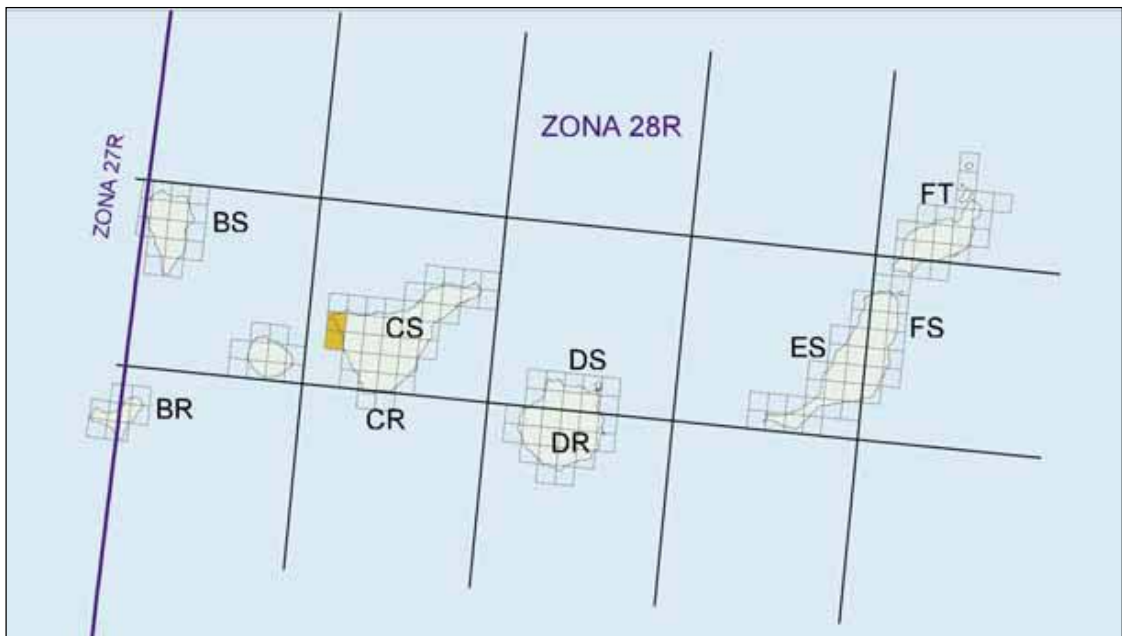


J. C. Rando

Ejemplar de Teno, Tenerife.

Endémico de Tenerife se encuentra presente únicamente en el Macizo de Teno, situado en la parte noroccidental de la isla. Su población, que oscila entre unos 280 y 460 individuos, se encuentra severamente fragmentada en diversas subpoblaciones que ocupan enclaves altamente inaccesibles, de escasa superficie (a veces inferiores a 500 m²) y en ocasiones, con limitados recursos tróficos (RANDO & VALIDO, 2000).

Todas las poblaciones conocidas están, en mayor o menor grado, asociadas con acantilados de gran desarrollo vertical (hasta unos 400 metros de altura), pudiendo habitar a nivel del mar en derrubios pro-





L. J. Barbadillo

Ejemplar macho, Tenerife.

cedentes de estos acantilados, en andenes de los mismos u otros enclaves próximos a éstos. En algunos lugares coexiste con el lagarto tizón (*G. galloti*).

Los restos fósiles indican que muy probablemente ocupó la mayor parte de los hábitats de Tenerife, por tanto sus poblaciones deben considerarse relicticas, y su estado actual se explica por las alteraciones experimentadas por la isla desde hace unos 2.500 años, fecha de la llegada de las primeras poblaciones humanas, hasta la actualidad. La introducción de mamíferos depredadores ha sido, para los lagartos de gran talla, la peor de estas alteraciones. El que esta especie sobreviva en lo que probablemente son los lugares más inaccesibles de Tenerife y su amplia distribución en el pasado, indica que no se puede descartar que existan poblaciones, no conocidas, en otros enclaves de difícil acceso en otras partes de la isla.

El más importante de los factores de amenaza son los gatos (*Felis catus*), los cuales pueden visitar algunas poblaciones predando de forma muy preocupante sobre los lagartos moteados, llegando a ser en ocasiones en alguna de estas localidades la presa más numerosa, así como la que aporta mayor biomasa a su dieta (RANDO & LÓPEZ, 2001). Su tamaño corporal, más rentable energéticamente como presa frente a la menor talla del lagarto tizón, y la mayor edad que precisan para alcanzar la madurez sexual, parecen explicar el declive diferencial de los lagartos moteados. Por otro lado, en varias localidades que en ocasiones son de muy pequeña extensión y limitados recursos tróficos, los lagartos moteados coexisten con ratas (*Rattus rattus*), por lo que es muy probable que estas preden sobre puestas y/o juveniles. Otra amenaza relacionada con las dos anteriores es el aumento de la presencia humana en ciertas áreas del Macizo de Teno, lo que favorece la proliferación de ratas, gatos y Gaviotas Patiamarillas (*Larus cachinnans*), así como el aumento de ciertas actividades (pesca, excursionismo, deportes de aventura, etc.) que propician la visita a algunas localidades con lagartos moteados, las cuales habían permaneciendo al margen de estas alteraciones hasta hace relativamente muy poco tiempo. Por último destacar que otra posible amenaza es la degeneración por endogamia debido al pequeño tamaño de algunas subpoblaciones.

Las principales medidas de conservación propuestas han sido: mantener las condiciones actuales en las diferentes subpoblaciones controlando la entrada de gatos y ratas, así como, impidiendo la proliferación de estos mamíferos en núcleos de población cercanos; la acotación, mediante vallas, de determinados enclaves para impedir la entrada de gatos; la realización de un estudio sobre la variabilidad genética para comprobar la viabilidad de las subpoblaciones a largo plazo; seguimiento y vigilancia en el área donde se distribuye la especie; y la realización de una campaña de divulgación ambiental.

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia intermedia

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: En Peligro Crítico CR B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Especie relictica, con una población natural estimada en menos de 500 ejemplares repartidos en 20-30 núcleos, en una superficie ocupada de menos de 10 km².

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular con adultos de gran tamaño y de hábitos alimenticios principalmente omnívoros.

Factores de amenaza: Depredadores introducidos (gatos, ratas). Debido a lo crítico de su situación, no sólo cualquier alteración del medio puede causar su extinción, sino que procesos estocásticos poblacionales podrían hacer desaparecer muchos de los núcleos aislados que componen la población natural. Además, el pequeño tamaño de algunas subpoblaciones podría ocasionar problemas de degeneración por endogamia.

Actuaciones para su conservación: Las actuaciones realizadas han sido la financiación de dos asistencias técnicas (Gobierno de Canarias) para conocer la distribución y el tamaño poblacional de la especie, así como las amenazas que operan sobre ella, y la elaboración de una propuesta de Plan de Recuperación. De igual forma dentro de estos trabajos, se realizó (verano de 2001) un control de gatos y ratas en algunas localidades. Cuatro ejemplares son mantenidos en cautividad desde 1996.

Juan C. Rando

Referencias más significativas

HERNÁNDEZ *et al.* (1997, 2000); RANDO *et al.* (1997); RANDO & LÓPEZ (2001); RANDO & VALIDO (2000); RANDO & VALIDO (2001).

Familia *Lacertidae*

***Gallotia simonyi* (Steindachner, 1889). Lagarto gigante de El Hierro**



R. Márquez

Ejemplar macho de El Hierro.

Algunos trabajos comparativos de la morfología esquelética y de las secuencias de ciertos genes mitocondriales han puesto de manifiesto que los lagartos gigantes de las islas occidentales de Canarias están estrechamente emparentados entre sí (RANDO *et al.*, 1997; BARAHONA *et al.*, 2000). Las diferencias entre unos y otros, sin embargo, son lo suficientemente importantes como para que HERNÁNDEZ *et al.* (2000) y NOGALES *et al.* (2001) consideren a los lagartos gigantes de La Gomera, Tenerife y El Hierro especies bien diferenciadas.

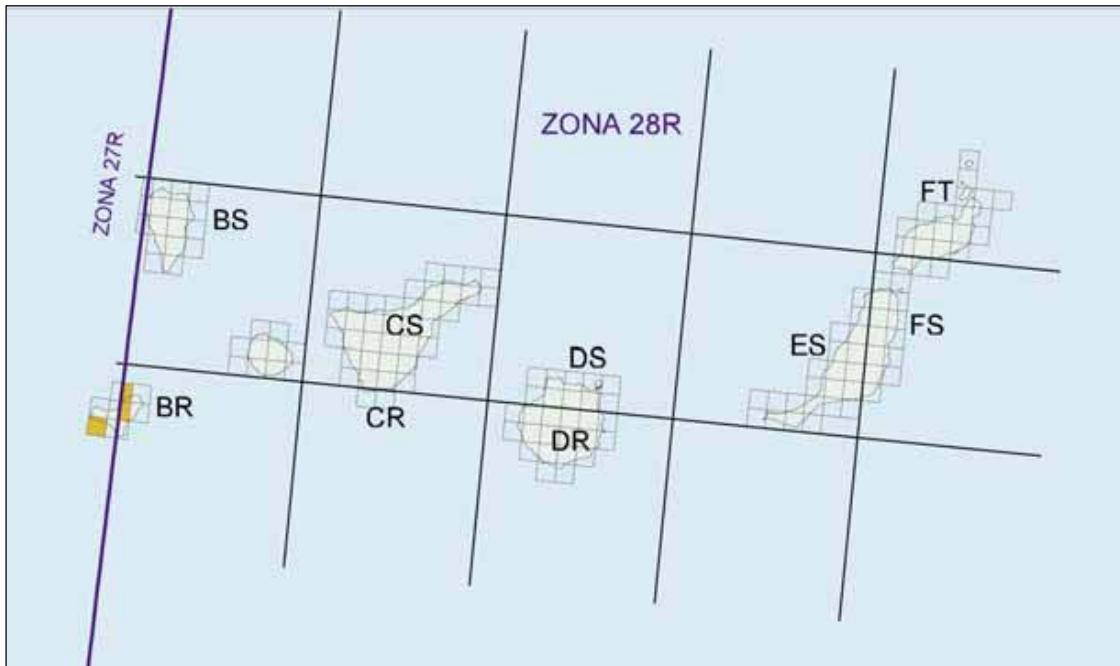
Siguiendo este razonamiento, *Gallotia simonyi* es una especie endémica de la isla de El Hierro, la más pequeña del Archipiélago Canario. Hasta hace pocos siglos podía encontrarse entre la zona intermareal y las cotas en las que empieza a dominar la laurisilva, el fayal-brezaal o el pinar (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1999), pero la llegada del hombre, hace poco más de dos milenios, dio comienzo a un lento proceso de extinción, que se vio súbitamente acelerado a principios del siglo XV, con la llegada del gato.

A finales del siglo XIX la especie fue descrita a partir de ejemplares procedentes del Roque Chico de Salmor, un pequeño islote situado a unos cientos de metros de El Hierro. Esta población también acabó por desaparecer alrededor de 1935 tras las continuas visitas de colectores y traficantes de animales, después de lo cual la especie se dio por extinguida (NAESLUND & BISCHOFF, 1998).

Sin embargo, una pequeña población conocida únicamente por los cabreros de la zona quedó relegada al extremo meridional del Risco de Tibataje, en un paraje conocido como la Fuga de Gorreta. Las encuestas llevadas a cabo en la isla por SALVADOR (1971) revelaron su existencia y pusieron a terrariófilos y buscadores de rarezas tras la pista del lagarto. Algunos años después se capturaron los primeros individuos en el Risco, y se pusieron en marcha las primeras medidas dirigidas a su conservación (MACHADO, 1985).

El área ocupada por la única población natural conocida presenta una superficie aproximada de 4 hectáreas orientadas al Suroeste y localizadas entre el poblado de Guinea (100 msnm), y el llamado Paso del Pino (540 msnm) (PÉREZ-MELLADO *et al.*, 1999). Esta población estaría compuesta, según los dos únicos censos fiables realizados hasta ahora, por unos 250 individuos, cuyo pequeño tamaño y juventud dan una idea de los escasos recursos de la zona y de las numerosas amenazas a las que están expuestos los lagartos (ROMERO-BEVIÁ *et al.*, 1999).

El Gobierno de Canarias ha desarrollado desde 1986 un plan de cría a partir del que han nacido varios cientos de individuos. Parte de estos lagartos han permitido realizar algunas reintroducciones



experimentales en tres puntos del área primitiva de distribución de la especie. La primera de estas reintroducciones tuvo lugar en febrero de 1999 en el Roque Chico de Salmor, donde se liberaron 37 individuos subadultos. En la actualidad esta población está plenamente estabilizada, con índices de mortalidad muy bajos, tasas elevadas de crecimiento y evidencias de reproducción (GARCÍA-MÁRQUEZ *et al.*, 2001). Una segunda población fue reintroducida en la zona conocida como el Julan, donde fueron liberados alrededor de dos centenares de individuos. Por fin, la tercera suelta tuvo lugar en mayo de 2001 en la Dehesa, una zona bien conservada que, hasta hace apenas un siglo y medio, poseía una población de lagartos gigantes (LÓPEZ JURADO *et al.*, 1999). Estas dos sueltas han mostrado signos de viabilidad, aunque requieren un control continuado de los gatos cimarrones.



Ejemplar juvenil

R. Márquez

El esfuerzo realizado durante el desarrollo de los programas de recuperación de esta especie ha determinado, entre otras cosas, que su distribución sea bien conocida (MATEO & LÓPEZ-JURADO, 1997a; PÉREZ MELLADO *et al.*, 1999), un extremo que hace que el mapa adjunto refleje con precisión su distribución actual.

José A. Mateo & Valentín Pérez-Mellado

FICHA LIBRO ROJO***Gallotia simonyi***

Categoría mundial UICN: En Peligro Crítico CR.

Categoría España y criterios: En Peligro Crítico CR B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Especie relictica con población natural estimada de menos de 300 ejemplares. En una única localidad, y en una superficie de menos de 10 km².

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular con adultos de gran tamaño y limitada capacidad de huida; hábitos alimenticios principalmente herbívoros.

Factores de amenaza: Depredadores introducidos (gatos). Debido a lo crítico de su situación, no sólo cualquier alteración del medio puede causar la extinción sino que procesos estocásticos poblacionales podrían causar la desaparición de la población natural.

Actuaciones para su conservación: Proyecto *Life* (1995-1997). AHE-Gobierno de Canarias. Gobierno de Canarias. Planes de Recuperación en curso con cría en cautividad y reintroducciones en la naturaleza.

Referencias más significativas

BARAHONA *et al.* (2000); CEJUDO & MÁRQUEZ (2001); CEJUDO *et al.* (1997a, 1997b, 1998); GARCÍA-MÁRQUEZ *et al.* (2001); HERNÁNDEZ *et al.* (2000); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1999); MACHADO (1985); MÁRQUEZ & CEJUDO (1997); MÁRQUEZ & CEJUDO (2000); MÁRQUEZ *et al.* (1997); MATEO & LÓPEZ-JURADO (1997a); NAESLUND & BISCHOFF (1998); NOGALES *et al.* (2001); PÉREZ-MELLADO *et al.* (1999); RANDO *et al.* (1997); ROMERO-BEVIÁ *et al.* (1999); SALVADOR (1971).

Familia *Lacertidae****Gallotia stehlini* (Schenkel, 1901). Lagarto de Gran Canaria**

L. J. Barbadillo

Hembra de Gran Canaria.

Hasta los años setenta los lagartos de la Isla de Gran Canaria eran considerados una subespecie de *Gallotia simonyi* (entonces, *Lacerta simonyi*). Su tamaño similar, su color dorsal pardo y coincidencias en algunos caracteres folidóticos, parecían soportar este razonamiento (véase, por ejemplo, BISCHOFF, 1973). Poco después algunos trabajos pusieron de manifiesto la existencia de otras muchas diferencias de tipo esquelético y ectomorfológico, y sugerían ya que los lagartos de una y otra isla debían ser considerados especies bien diferenciadas (ver, por ejemplo, SALVADOR, 1985). Las modernas técnicas de secuenciación de ADN han permitido demostrar por fin que el parecido morfológico es casual, y que las distancias genéticas entre unos y otros son muy elevadas (GONZÁLEZ *et al.*, 1996).

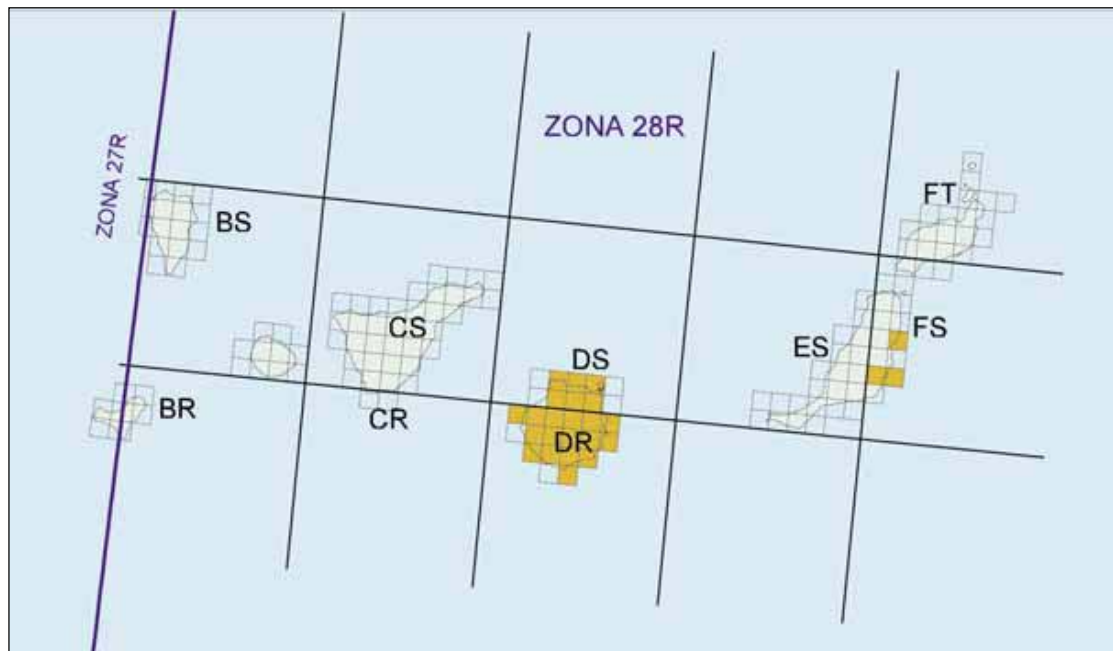
Gallotia stehlini es un endemismo macaronésico cuya distribución original está limitada a la Isla de Gran Canaria. También está presente en la Isla de La Palma y en al menos dos puntos del litoral oriental de Fuerteventura asociados a zonas agrícolas y pequeños barrancos (NARANJO *et al.*, 1992); estas poblaciones, demográficamente viables, han tenido su origen en introducciones ocurridas a lo largo del último siglo.

Antes de la llegada del hombre al archipiélago este lagarto también presentaba poblaciones aisladas en el norte Tenerife, como atestiguan los restos de *Gallotia stehlini* encontrados en los alrededores de Benijo (LÓPEZ-JURADO & MATEO, 1995).

En Gran Canaria su distribución se extiende por toda la isla, desde las zonas de poca altitud asociadas al cardonal-tabaibal y al bosque termófilo hasta la cumbre, donde no es difícil observarlo por encima de los 1.850 m. Su distribución abarca casi todos los hábitats de la isla, siendo abundante tanto en los áridos barrancos del sur como en los malpais de la Isleta o en las vertientes orientadas al norte y antaño cubiertas por el monteverde. Como ocurre con otros reptiles, no abunda en los pinares de pino canario, donde suele quedar restringido a los claros del bosque.

Dejando a un lado las obras generales de distribución de reptiles y las guías de carácter nacional en los que la información viene dada o bien de forma imprecisa (BANNERT, 1998; BARBADILLO *et al.*, 1999) o asociada a una escala cartográfica de poca resolución (MARTÍNEZ-RICA, 1989; MATEO & LÓPEZ-JURADO, 1997), sólo se han publicado unos pocos trabajos, generalmente encaminados a resolver hipótesis que nada tienen que ver con la corología, en los que se facilitan localidades concretas (ver NARANJO *et al.*, 1992; THORPE & BÁEZ, 1993; THORPE *et al.*, 1993).

El mapa presentado en este libro presenta un tamaño de cuadrícula algo más resolutivo y analizable desde el punto de vista biológico que otras obras anteriores (MARTÍNEZ-RICA, 1989; MATEO & LÓPEZ-



JURADO, 1997), y da una idea aceptable sobre las características del área de distribución de esta especie, ya que incluye todas las cuadrículas posibles de la Isla de Gran Canaria, con la salvedad de alguna de difícil acceso, en la que sin duda el lagarto está también presente.

A pesar de su restringida distribución y de que sin duda ha sufrido los embates de la acción del hombre y de sus acompañantes habituales con la misma o mayor fuerza que los lagartos de La Gomera, Tenerife, El Hierro o La Palma (ver MATEO & LÓPEZ-JURADO, 1992), *Gallotia stehlini* es una especie abundante que puede llegar a presentar densidades de más de 1.000 individuos por hectárea (BARBADILLO *et al.*, 1999). Su carácter ubiquista hace que puede ser encontrado en casi cualquier punto de la isla.

FICHA LIBRO ROJO

Gallotia stehlini

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie insular, es muy abundante en gran variedad de hábitats desde el nivel del mar a más de 1.800 m de altura.

Factores de amenaza: Efecto de depredadores introducidos (gatos y ratas). Aunque la especie no presenta problemática general de conservación, se ha constatado recientemente la escasez progresiva de ejemplares de gran tamaño.

José A. Mateo

Referencias más significativas

BANNERT (1998); BARBADILLO *et al.* (1999); BISCHOFF (1973); CEJUDO & MÁRQUEZ (2001); GONZÁLEZ *et al.* (1996); LÓPEZ-JURADO & MATEO (1995); MÁRQUEZ & CEJUDO (2000); MÁRQUEZ *et al.* (1997b); MARTÍNEZ-RICA (1989); MATEO & LÓPEZ-JURADO (1992, 1997b); NARANJO *et al.* (1992); SALVADOR (1985); THORPE & BÁEZ (1993); THORPE *et al.* (1993).

Familia *Lacertidae****Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. Lagarto ágil***Llangardaix pirinenc* (cat.)

F. Amat

Ejemplar macho de Alp Cerdanya (Barcelona)

La distribución de este lagarto se extiende por gran parte de Europa y Asia centrales hasta China, Mongolia y el Lago Baikal. En Europa sus límites son Escandinavia meridional y el paralelo 60° en Rusia, al norte, y los Pirineos, Alpes Italianos, norte de Grecia y Cáucaso, al sur (BISCHOFF, 1984; KORSÓS & BISCHOFF, 1997). Se encuentran poblaciones aisladas en el sur y noroeste de Inglaterra. Aunque confusiones con otras especies hicieron en el pasado suponer un límite más oriental (LLORENTE *et al.*, 1995; PÉREZ-MELLADO, 1997b), lo cierto es que la distribución ibérica de la especie se restringe a Andorra y las comarcas catalanas de la Cerdanya y el Ripollés (LLORENTE *et al.*, 1997b; ARRIBAS, 1999). Dichas poblaciones conectan con las francesas de Ariège y los Pirineos Orientales (CASTANET, 1989)..

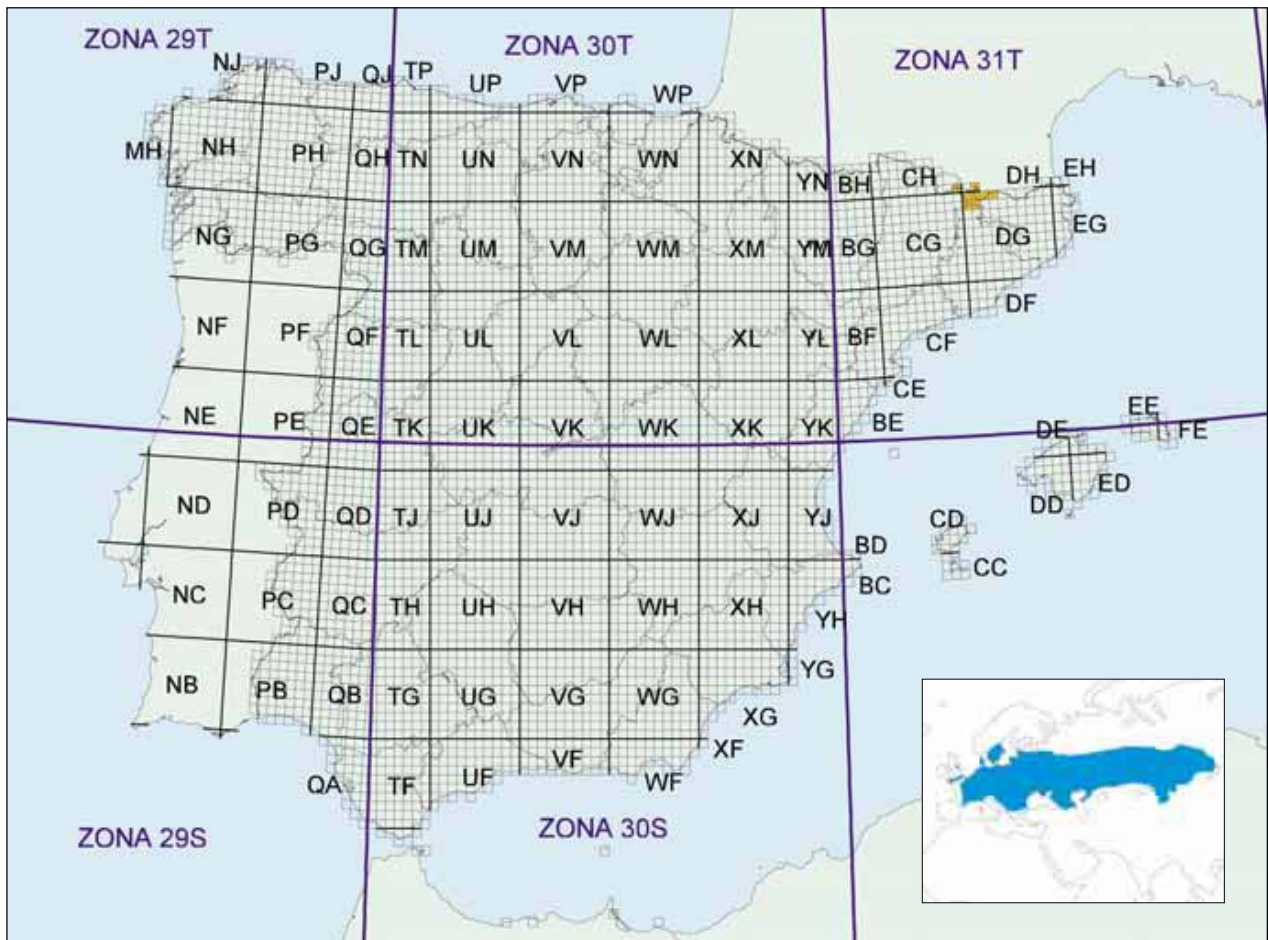
El lagarto ágil es una especie originada en el norte del Cáucaso en el Plioceno temprano que se expandió por Europa y Asia debido a la sustitución de bosques subtropicales por estepas (BISCHOFF, 1988; YABLOKOV *et al.*, 1980; KALYABINA *et al.*, 2001).

Durante las glaciaciones, la especie quedó acantonada en varias poblaciones aisladas en Europa oriental y Asia que volvieron a conectarse dando lugar a la distribución actual. La invasión de Europa Occidental fue un proceso mucho más tardío en términos geológicos. La continuidad macrogeográfica con otras poblaciones de Europa Central, las escasas diferencias morfológicas (PALACIOS & CASTOVIEJO, 1975; PÉREZ-MELLADO, 1997; ARRIBAS, 2001a) y de ciclo reproductor (AMAT *et al.*, 2000) con las mismas y su ausencia de muchas áreas favorables son hechos que apuntan que las poblaciones pirenaicas son extremadamente recientes (AMAT *et al.*, 2000). A nivel microgeográfico, sin embargo, se aprecia la discontinuidad y el asilamiento, característicos de poblaciones periféricas (AMAT, 2000).

La región ocupada presenta una temperatura media anual inferior a 9 °C y pluviosidad superior a 1.000 mm anuales (LLORENTE *et al.*, 1995; AMAT *et al.*, 1996). No obstante, la especie se halla ausente de muchas otras áreas del Pirineo con condiciones similares.

El mapa se ajusta probablemente a la distribución real de la especie. Sin embargo, el carácter restringido de la distribución hace que el número de citas sea inadecuado para caracterizar abundancia de la misma, que sólo puede ser evaluada mediante censos locales.

Aunque a lo largo de su enorme rango de distribución puede encontrarse en una amplia variedad de ambientes, en el Pirineo el hábitat característico lo constituyen los herbazales y formaciones arbustivas que resultan del aclarado de los bosques de coníferas de montaña (pino negral, pino albar y abeto). Tam-



bién puede hallarse en prados subalpinos, a menudo en zonas de turbera o con abundante agua encharcada, típica de fondos de valle, así como en márgenes de caminos y pistas bien orientados. Los ejemplares pueden ser observados entre la vegetación herbácea, aunque suelen buscar refugio en arbustos de cierto porte como *Juniperus comunis*, *Rosa canina* o *Buxus sempervirens* (AMAT *et al.*, 1998).

Es difícil que un incremento de la prospección produzca novedades significativas en el rango de distribución conocido y sólo a menor escala podrá incrementare el conocimiento en el futuro.

No hay evidencias de que el rango de esta especie se halle en expansión ni tampoco de extinción de poblaciones.

En su distribución ibérica, el rango altitudinal oscila entre 1.200 y 2.200 m, si bien abunda más entre 1.600 y 1.800 m (AMAT, 2000).

Las poblaciones pirenaicas de lagarto ágil pueden presentar en ocasiones densidades altas pero, al hallarse muy restringidas geográficamente, son muy sensibles a la fragmentación y al deterioro del hábitat



L. J. Barbadillo

Ejemplar juvenil, Girona.

a nivel local. En la actualidad, sobre la distribución ibérica de la especie se ciernen intereses turísticos que conllevan el desarrollo de grandes infraestructuras residenciales y deportivas. Simultáneamente, las actividades forestales tradicionales están desapareciendo en unos casos o intensificándose de manera descontrolada en otros. Una planificación adecuada del uso territorio puede llegar a tiempo para detener la destrucción de los biotopos potenciales de la especie que tales factores están provocando.

Miguel Á. Carretero, Gustavo A. Llorente, Xavier Santos & Albert Montori

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta agilis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazada NT.

Factores de amenaza: Destrucción de hábitat por actuaciones en alta montaña.

Características biológicas relevantes para su conservación: Su distribución es muy restringida en territorio español y sus poblaciones están fragmentadas.

Otros expertos consultados: O. Arribas.

Referencias más significativas

AMAT (2000); AMAT *et al.* (1996, 1998, 2000); ARRIBAS (1999b, 2001a); BISCHOFF (1984, 1988); CASTANET (1989); KALYABINA *et al.* (2001); KORSÓS & BISCHOFF (1997); LLORENTE *et al.* (1995, 1997); PALACIOS & CASTROVIEJO (1975); PÉREZ-MELLADO (1997b); YABLOKOV *et al.* (1980).

Familia *Lacertidae*

Lacerta aranica Arribas, 1993. Lagartija aranesa

Sargantana aranesa (cat.), *cernalha aranesa* (aranés [occitano])



A. Montori

Ejemplar del Estany Negre de Güerri, Val d'Arán, (Lleida)

Endemismo centro-pirenaico. Se encuentra exclusivamente en el Macizo de Mauberge y sus contrafuertes, a caballo entre el valle de Arán (España) y el Ariège (Francia). Es la especie hermana del clado formado por *Lacerta bonnali* y *L. aurelioi* (alopátricas entre sí) y su diferenciación parece deberse al inicio de las glaciaciones pleistocenas que habrían separado en un número indeterminado de ocasiones las poblaciones ancestrales en pequeños refugios con escasos efectivos donde se habrían fijado rápidamente las diferencias hoy observables en morfología, osteología, cariotipos, alozimas, etc. (ARRIBAS, 1993, 1997a, 1997b, 1999a, 2000, 2001b; MAYER & ARIBAS, 1996; ODIERNA *et al.*, 1996). Una vez se establezca la nomenclatura genérica de los pequeños lacértidos eurasiáticos, todas las especies de lagartijas de montaña ibéricas y la croata (*L. horvathi*) deberán incluirse en el género *Iberolacerta* ARIBAS, 1997 (ARRIBAS, 1997a, 1999a).

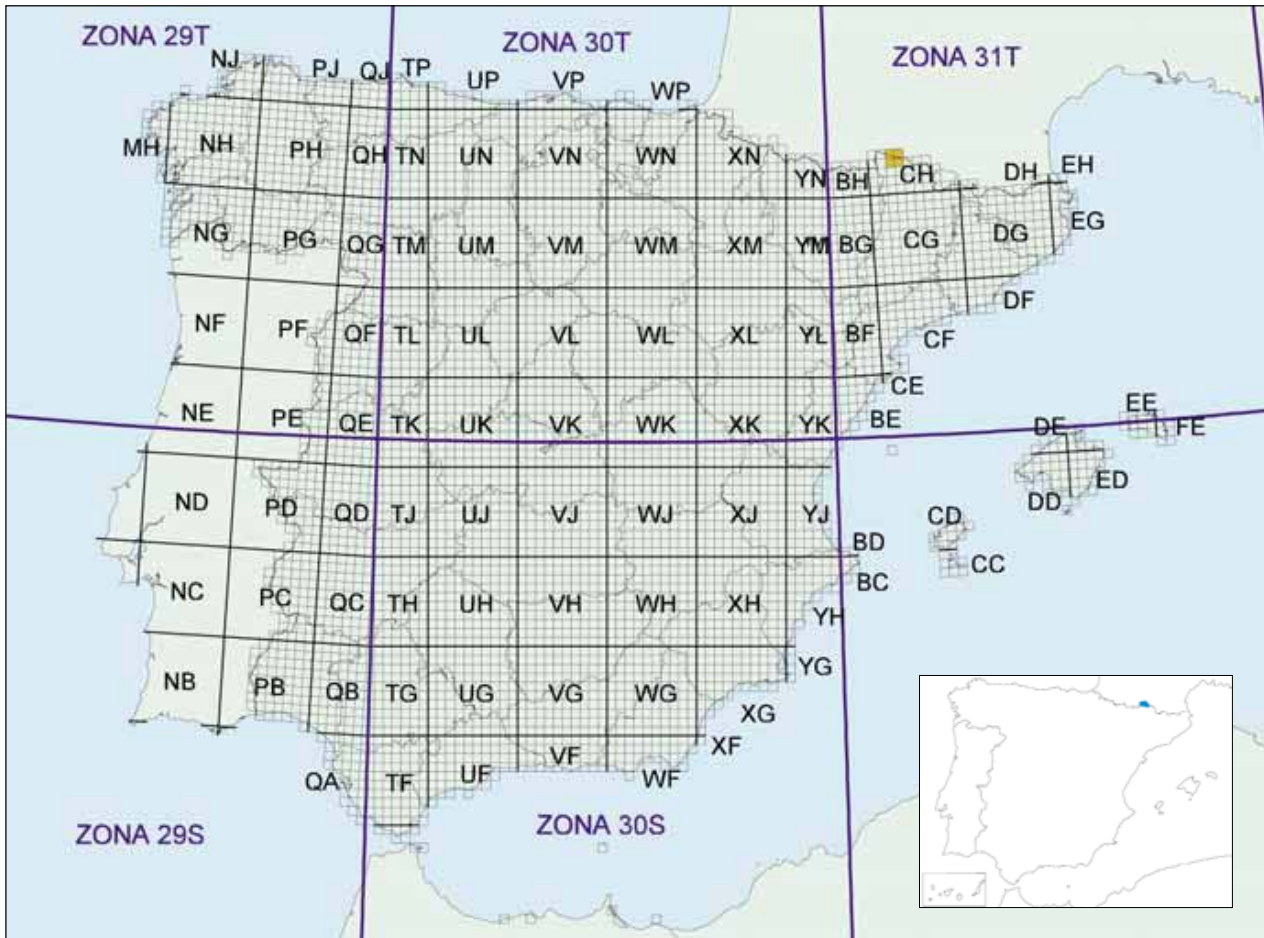
Se encuentra exclusivamente en cuatro cuadrículas 10 x 10 km, donde el área ocupada realmente es mucho, menor ya que en algunas se encuentra sólo hacia los límites o en una parte pequeña de la cuadrícula. El área conocida en cuadrículas de 1 x 1 es de 25 km² y su área potencial cubre un máximo de 36 cuadrículas (ARRIBAS, 2001b). Cerca del 90% de su área de distribución queda dentro de territorio español y el resto en el Ariège francés.

Los límites de su área de distribución actual parecen venir marcados por tres factores: a) valles profundos como los de la Noguera Pallaresa y el Garona; b) el límite superior del bosque y c) cambios en la litología que afectan a la microtopología, refugios y condiciones térmicas del sustrato que habitan.

Dentro de su área de distribución, su presencia no es uniforme sino localizada y discontinua. *L. aranica* es común o localmente abundante dentro de su diminuta área. La especie habita afloramientos rocosos, taludes de roca, laderas de piedras y cascajo, o bien en pastizales pedregosos con fragmentos de roca, dependiendo de las características geológicas de la localidad en cuestión, su forma de meteorización (principalmente aparece sobre pizarras, esquistos y calizas de edades silúricas y devónicas), grado de inclinación y vegetación de la zona.

Ampliamente simpátrica y ocasionalmente sintópica con *L. vivipara* en las zonas de pastizal pedregoso. Puede ser encontrada cerca de *Podarcis muralis* hacia el límite altitudinal superior de esta especie en la zona, entre los 1.900 m (límite inferior de *L. aranica*) y los 2.160 m.

Altitudinalmente, *L. aranica* es un típico habitante del piso alpino, con todas sus características (ARRIBAS, 1997a), aunque en algunos puntos es difícil distinguir el límite entre el verdadero piso alpino y



los pastizales subalpinos aparecidos por deforestación antrópica para la obtención de pastos. La especie ha sido hallada entre 1.940 m y los 2.668 m, muy cerca de la cumbre del Tuc de Mauberme (2.880 m) (ARRIBAS, 2001b).

Los factores de amenaza directos para la especie son el posible exceso de presión ganadera en algunas zonas, repoblaciones en zonas supraforestales, apertura de senderos o promoción de rutas en áreas sensibles, la construcción de pistas para vehículos todoterreno, la construcción de complejos de esquí, refugios de montaña o ampliación de los ya existentes (tanto pistas como zonas urbanizadas en cotas altas) que alteren y destruyan el hábitat o que atraigan y faciliten el acceso durante la época estival, obras hidroeléctricas como el represamiento de lagos, minería a cielo abierto y, finalmente, la captura directa de individuos. De forma más inevitable, si las predicciones de recalentamiento climático se cumplen, éste puede llevarla a la extinción en apenas un siglo.

Existe un proyecto de plan de recuperación pendiente de aproba-



Ejemplar de Val d'Aràn (Lleida)

Ó. Arribas

ción que contempla las amenazas anteriormente expuestas y las actuaciones a realizar para evitarlas, así como la designación de al menos dos reservas para la especie.

Óscar Arribas

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta aranica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: En Peligro Crítico CR B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Área potencial menor de 100 km² severamente fragmentada, con declive continuado de poblaciones en presencia/ausencia, área de ocupación, calidad de hábitat, y número de localidades.

Características biológicas relevantes para su conservación: Área de distribución muy restringida (26 km² en el Valle de Arán). Hábitat fragmentado (roquedos y canchales o pastizales pedregosos y derrubios).

Factores de amenaza: Alteración del hábitat por actuaciones y actividades en alta montaña (estaciones de esquí, infraestructuras de montaña, por ejemplo, refugios de montaña de gran capacidad, exceso de tráfico todo-terreno etc.). Calentamiento climático.

Poblaciones amenazadas: Dada su distribución restringida la amenaza es para toda la especie.

Actuaciones para su conservación: Plan de recuperación redactado y pendiente de aprobación en Cataluña.

Otros expertos consultados: M. A. Carretero.

Referencias más significativas

ARRIBAS (1993, 1997a, 1997b, 1998a, 1999a, 1999b, 2000, 2001b); MAYER & ARIBAS (1996); ODIERNA *et al.* (1996).

Familia *Lacertidae****Lacerta aurelioi* Arribas, 1994. Lagartija pallaresa***Sargantana pallaresa* (cat.)

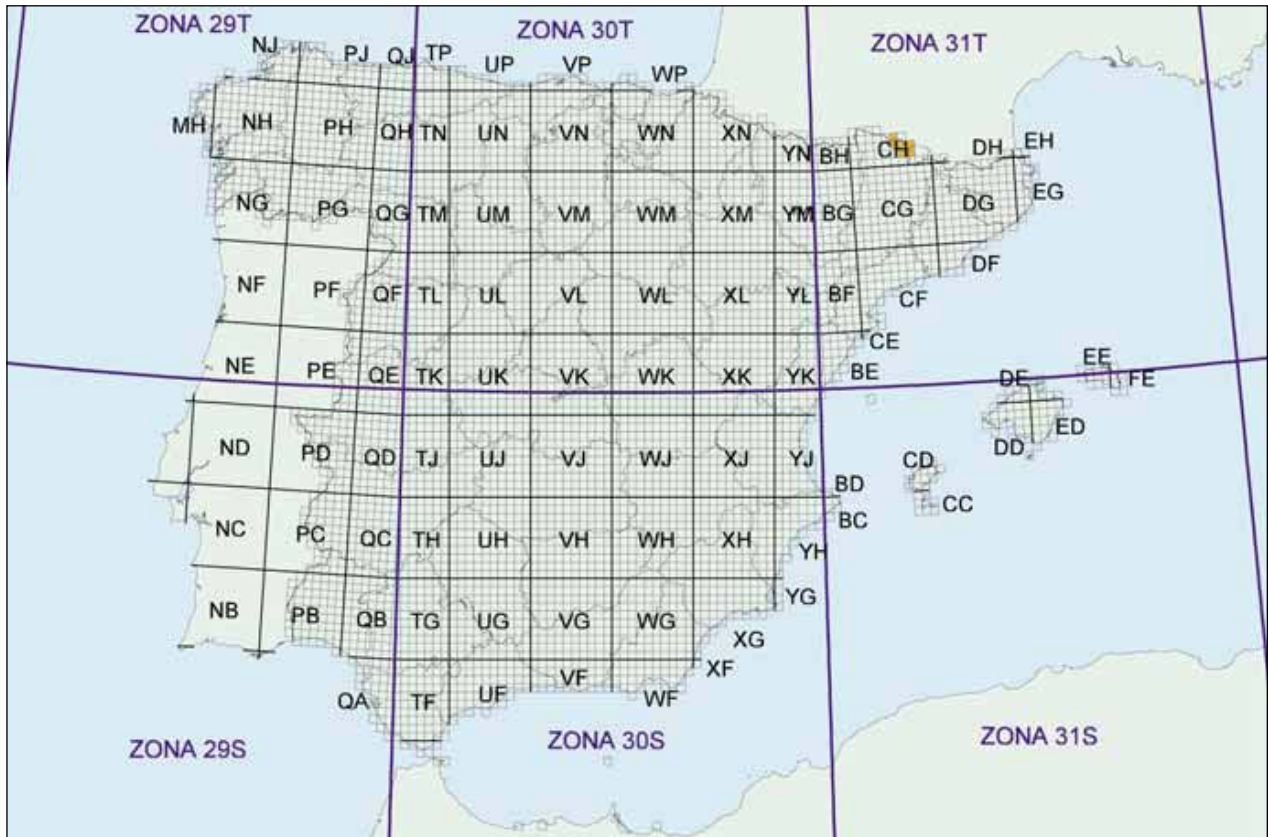
Ó. Arribas

Ejemplar macizo de la Pica d'Estats, Lleida

Lacerta aurelioi ha sido hallada en España en cuatro cuadrículas de 10 x 10 km (hasta siete si contamos Andorra). No obstante y al igual que en *L. aranica*, su presencia es puntual, y en algunas de estas cuadrículas sólo está presente en un extremo o un área muy pequeña, faltando de muchos lugares aparentemente apropiados dentro de su área general. Así pues, la representación en los mapas da una idea exagerada de la extensión real de esta especie. Sus poblaciones son en general pequeñas y localizadas, y constan de unas pocas decenas, hasta a lo sumo unos cientos de individuos en las mejores localidades. Es un endemismo del Pirineo centro-oriental que habita sólo tres núcleos montañosos del eje pirenaico (Montroig, Pica d'Estats y Coma Pedrosa-Tristaina-Serrera) en la confluencia entre Francia, España y Andorra, con un enclave hacia el sur en el Serrat de Capifonts. Su área principal está dentro de territorio español (Cataluña), donde ocupa exclusivamente la comarca del Pallars Sobirà (Lleida). Su presencia en la vertiente norte (Ariège) y en el NW de Andorra es reducida en comparación con su área en España. Es posible que aparezca en alguna localidad más al este dentro de Andorra, pero las prospecciones realizadas en cuatro puntos distintos han dado resultados negativos (ARRIBAS, 1997a, 1997b, 1999a, 2000a).

Habita en zonas del piso alpino desde 2.100 m al menos hasta 2.940 m de altura, aunque la mayor parte de poblaciones se asientan entre los 2.300-2.500 m en circos glaciales con orientaciones sur, más raramente este u oeste, en localidades bien abrigadas, con pendientes moderadas y buena insolación. Simpátrica aunque no sintópica con *L. vivipara* y vicariante altitudinal de *Podarcis muralis*, con la que puede existir un hiato entre los rangos altitudinales de ambas o contactar hacia los 2.200 m. Ocasionalmente, puede encontrarse algún ejemplar aislado de *P. muralis* en una población de *L. aurelioi* e incluso excepcional y localmente de *P. hispanica* (ARRIBAS, 1997b, 1998, 1999a, 1999b, 2000b).

En todas las localidades conocidas *L. aurelioi* alcanza sus mayores densidades sobre pizarras cuarcíticas y filitas cambroordovicicas, pero aparece igualmente sobre esquistos de estaurolita, cordierita y andalusita con grados de metamorfismo variables, donde parece más rara, quizás en relación con el bajo grado de fisuramiento (peor valor como refugio) de estas rocas. CROCHET *et al.* (1997) indican que esta especie habita en el valle de Vicdessos –Ariège– sobre bloques de granito, que en realidad deben proceder de zonas superiores ya que no están presentes en esa zona, y la especie falta en las zonas graníticas. Los propios límites de los macizos y los cambios en los materiales del sustrato (peor refugio, condiciones térmicas más desfavorables, etc.) junto a procesos históricos como los avatares climáticos y de vege-



tación durante el Holoceno, deben haber configurado el área que conocemos hoy en día, originada probablemente a partir de un sólo refugio durante la última glaciación (ARRIBAS, 1999a).

Las amenazas que se ciernen sobre la especie son básicamente las mismas que en *L. aranica* (ver texto), con especial incidencia de la destrucción del hábitat (explotaciones hidroeléctricas, estaciones de esquí, construcción de refugios), la recolección furtiva y las consecuencias del progresivo calentamiento climático sobre las biotas alpinas en general.

Existe un plan de recuperación pendiente de aprobación donde se contemplan las problemáticas expuestas (ver *L. aranica*) así como la designación de algunas reservas.

Óscar Arribas

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta aurelioi

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: En Peligro EN B1ab+2ab.

Justificación de los criterios: Área de distribución menor de 500 km². Poblaciones muy fragmentadas con declive continuado de poblaciones en presencia / ausencia, área de ocupación, calidad de hábitat, y número de localidades.

Características biológicas relevantes para su conservación: Área de distribución muy restringida. Asociada a afloramientos rocosos y canchales abrigados en circos glaciales.

Factores de amenaza: Alteración del hábitat por actuaciones y actividades en alta montaña (estaciones de esquí, infraestructuras de montaña, por ej. construcciones y de pistas, refugios de montaña de gran capacidad, exceso de tráfico todo-terreno etc.). Calentamiento climático.

Poblaciones amenazadas: Dada su distribución restringida, la amenaza es para toda la especie.

Actuaciones para su conservación: Plan de recuperación redactado y pendiente de aprobación en Cataluña.

Otros expertos consultados: M. A. Carretero.

Referencias más significativas

ARRIBAS (1994, 1997a, 1997b, 1998 [2000], 1999a, 1999b, 2000a, 2000b); CROCHET *et al.* (1997).

Familia *Lacertidae****Lacerta bilineata* Daudin, 1802. Lagarto verde***Lluert* (cat.), *musker berdea* (eusk.)

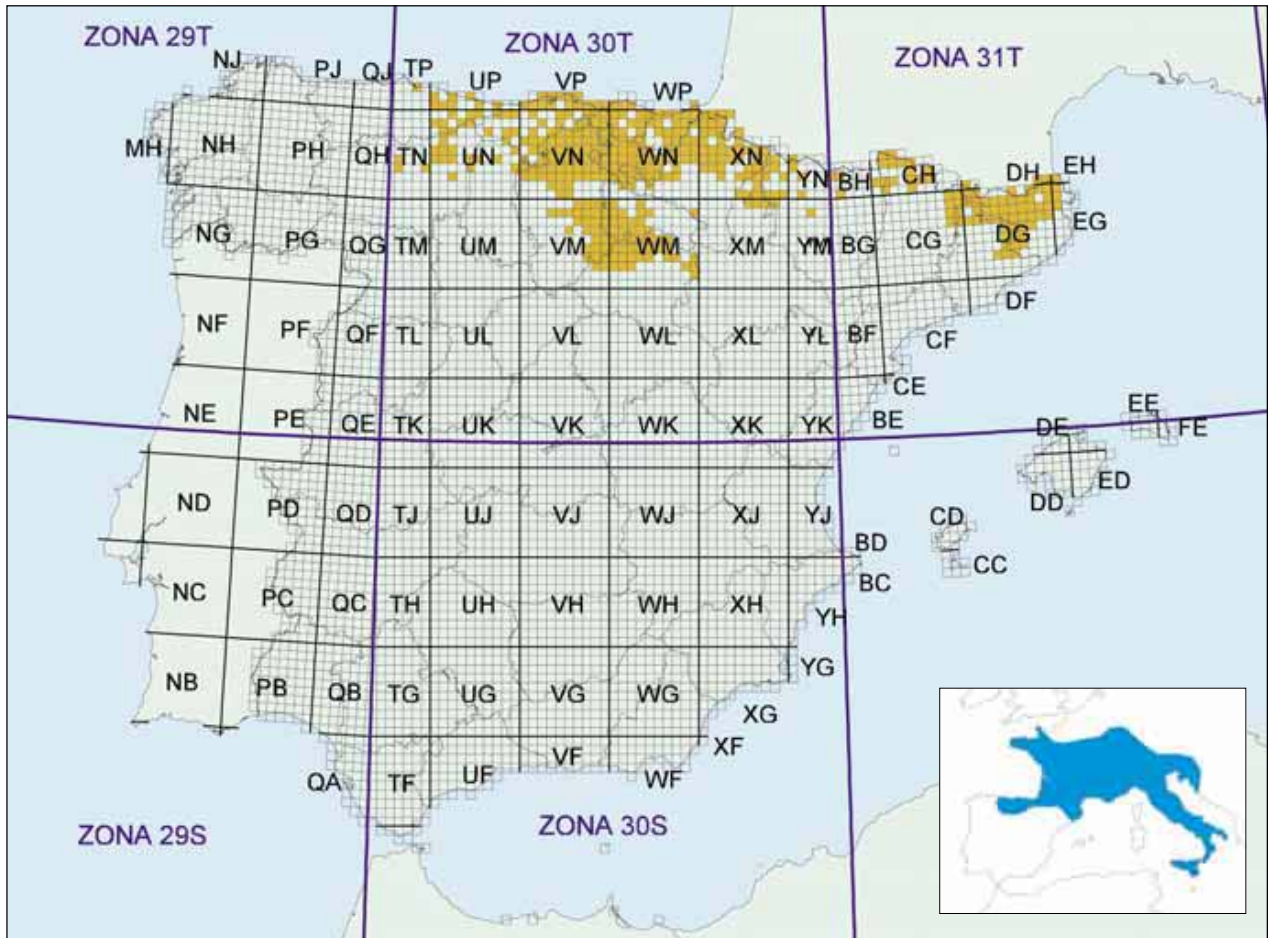
L. J. Barbadillo

Ejemplar macho, Burgos.

Tradicionalmente, se ha venido aceptando la existencia en Europa de una única especie de lagarto verde –*Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768)– ampliamente distribuida por el continente, desde la Península Ibérica hasta Turquía, y con numerosas subespecies descritas (GASC *et al.*, 1997). En la última década, sin embargo, son varios los estudios que han evidenciado cierta diferenciación taxonómica entre las poblaciones occidentales de lagarto verde, *L. v. bilineata*, y las orientales, divergencia que se pone de manifiesto tanto en la pérdida de fertilidad de los híbridos como en aspectos que conciernen a los patrones de coloración de los juveniles de ambas formas (RYKENA, 1991). Más recientemente, AMANN *et al.* (1997) han encontrado divergencias genéticas significativas entre las poblaciones orientales y occidentales, proponiendo la elevación de estas últimas, incluidas las ibéricas, al rango de especie bajo la denominación de *L. bilineata*.

En principio, el área de distribución de *L. bilineata* incluye el norte de la Península Ibérica, Francia, Mónaco, San Marino, Italia (incluida la isla de Sicilia), oeste de Alemania (región de Friburgo en Brisgovia, en los valles del Mosela, del Nahe y de la región del Rin, entre dichos afluentes), mitad meridional de Suiza, Eslovenia y Croacia. También ha sido citada en numerosas islas atlánticas y mediterráneas (Oléron, Aix, Noirmoutier, Belle-Ile, Groix, Jersey, Guernsey, Porquerolles, Elba, Cres, Brioni Grande y Lošinj, JOGER, 1996; AMMANN *et al.*, 1997; GASC *et al.*, 1997; SOCIETAS HERPETOLOGICA ITALICA, 1996-1997; TVRTKOVICK *et al.*, 1998; BARBADILLO *et al.*, 1999). Recientemente, se ha confirmado que las poblaciones de lagarto verde de Topeka (Kansas, EEUU), introducidas a finales de los 50, corresponden a la forma *bilineata* (GUBANYI, 2000).

En la Península Ibérica, el lagarto verde se distribuye por el tercio norte, sin alcanzar hacia el oeste Galicia. El límite occidental de su área de distribución resulta incierto, si bien parece situarse en la mitad oriental de Asturias y de León. Otras citas más al oeste pueden deberse a confusiones con *Lacerta schreiberi* y deberían ser confirmadas en futuras prospecciones. En conjunto, su área de distribución peninsular conocida incluye Asturias (sector oriental), cuadrante nororiental de León, norte de Palencia, Cantabria, País Vasco, Navarra, Burgos, y norte de Soria, Aragón y Cataluña. Por el centro, penetra hacia el sur a través del Sistema Ibérico y sus estribaciones, alcanzando el macizo del Moncayo y sierras aledañas (Sierra del Madero) (BARBADILLO, 1983; ZALDÍVAR *et al.*, 1988; 1989; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; LLORENTE *et al.*, 1995; ARRAYAGO & BEA, 1997; PÉREZ-MELLADO, 1997h; BARBADILLO *et al.*, 1999).



En la Península Ibérica, se encuentra fundamentalmente en los pisos montano, colino y supramediterráneo, en un amplio rango de altitudes que van desde el nivel del mar hasta cotas por encima de los 2.000 metros en los Pirineos y en el sistema Ibérico norte (2.160 metros en los picos de Urbión). En consecuencia, ocupa una gran variedad de hábitats, con preferencia por enclaves con cobertura herbácea o arbustiva densa que le procure refugio. Habita así herbazales densos, brezales, tojales y formaciones similares, sotos con profusa vegetación ribereña, setos, linderos y bosques en una gran variedad de dominios, desde los bosques planocaducifolios húmedos (hayedos y robledales) hasta otros de carácter marcescente (quejigares y melojares) o incluso esclerófilo (encinares húmedos y mixtos) (BARBADILLO, 1987; BARBADILLO *et al.*, 1999). En Cataluña, se ha señalado, no obstante, una distribución de la especie condicionada fundamentalmente por factores climáticos,



L. J. Barbadillo

Ejemplar hembra, Burgos.

hallándose en áreas con una pluviosidad media superior a los 800 mm anuales y rarificándose en zonas con temperaturas medias superiores a 14 °C (LLORENTE *et al.*, 1995).

Su área de distribución ibérica presenta un amplio solapamiento con la de *L. schreiberi*, especie con la que puede llegar a convivir en estrecha simpatria y establecer una fuerte competencia. En el País Vasco y Castilla y León, donde el lagarto verde es abundante, éste explota una mayor variedad de hábitats, mientras que el lagarto verdinegro se revela como una especie muy ligada a la vegetación ribereña de los cursos de agua. También convive en amplias zonas con *L. lepida*, que muestra un comportamiento y preferencias más termófilos.

El lagarto verde resulta frecuente y mantiene poblaciones relativamente densas en gran parte de su área de distribución ibérica. Algunas poblaciones periféricas podrían considerarse como potencialmente amenazadas en función de su relativo aislamiento, si bien en muchos casos siguen manteniendo efectivos suficientes. De confirmarse su existencia, la población de Peralta (Navarra) constituiría un núcleo relictivo, aislado de las restantes poblaciones (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). La agricultura intensiva y otras prácticas agrícolas y ganaderas que determinan la alteración profunda de los hábitats (incendios y quemas de matorral, brezales, tojales y sotos, contaminación por pesticidas, etc.) son las principales amenazas que se ciernen sobre la especie. La conservación de setos y linderos, así como de la vegetación ribereña y el uso racional de pesticidas, permiten la supervivencia de la especie en zonas de cultivos o pastoreo.

Luis Javier Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta bilineata

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Más común en medios con abundante cobertura vegetal herbácea o arbustiva.

Factores de amenaza. Destrucción de hábitat por agricultura o incendios. Uso de plaguicidas. En general no tiene problemas de conservación e incluso algunas de sus poblaciones están en expansión en Burgos.

Poblaciones amenazadas: Si se confirma la existencia de las poblaciones del sur de Navarra (zona de Peralta), se encontrarían muy aisladas.

Otros expertos consultados: Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

AMANN *et al.* (1997); ARRAYAGO & BEA (1997); BARBADILLO (1983, 1987); BARBADILLO *et al.* (1999) GASC *et al.* (1997); GOSÁ & BERGERANDI (1994); GUBANYI (2000); JOGER (1996); LLORENTE *et al.* (1995); MEIJIDE *et al.* (1994); PÉREZ-MELLADO (1997h); RYKENA (1991); SOCIETAS HERPETOLOGICA ITALICA (1996-1997); TVRTKOVICK *et al.* (1998); ZALDÍVAR *et al.* (1988, 1989).

Familia *Lacertidae*

***Lacerta bonnali* Lantz, 1927. Lagartija pirenaica**

Sargantana pirinenca (cat.), *sargantesa pirinaica* (arag.), *cernalha pirenenca* (aranés, occitano)



J. Pérez Contreras

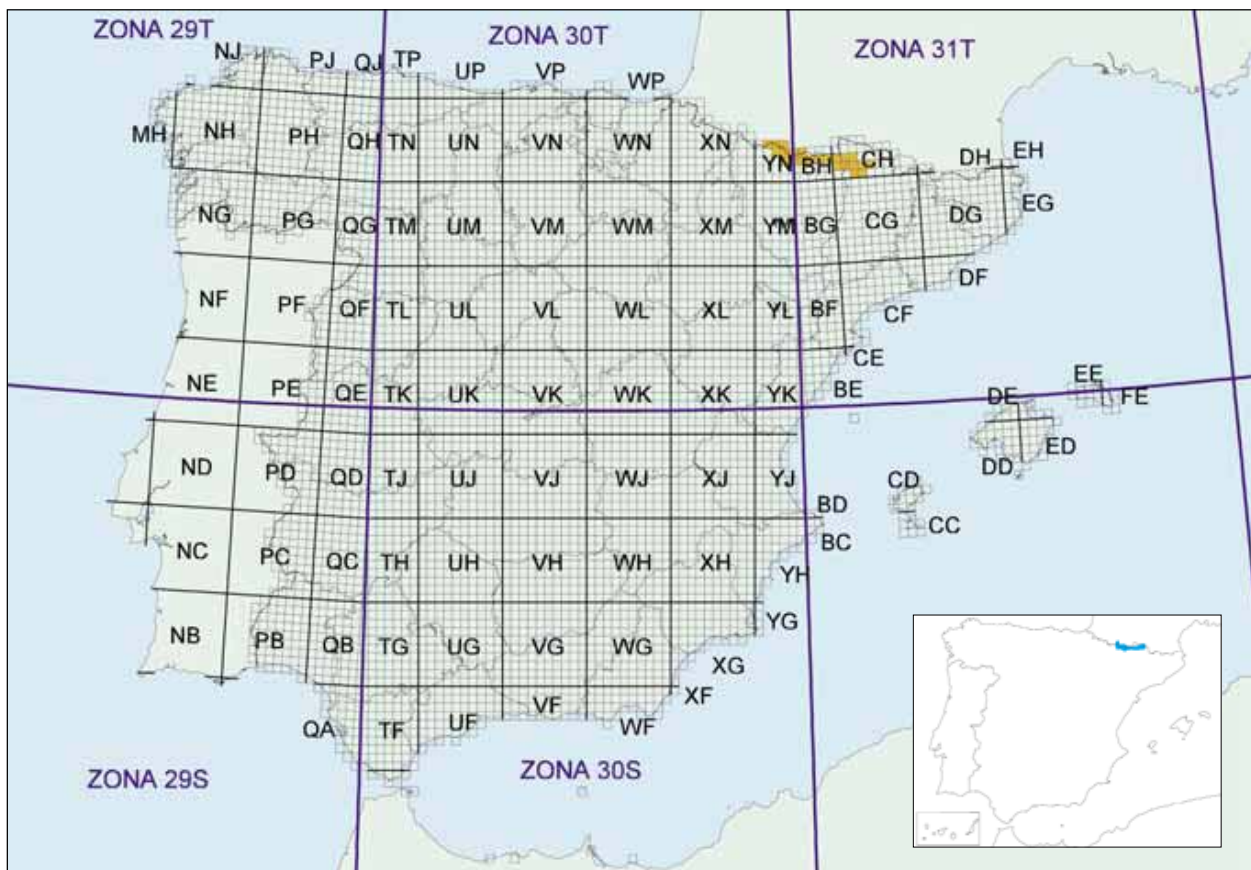
Ejemplar de Refugio Ventosa (Val de Boí, Lleida)

Endemismo pirenaico central. Se extiende en España desde el macizo de Arriel al Oeste hasta las montañas del Parque Nacional de Aigüestortes i Estany de Sant Maurici al Este, quedando su área comprendida dentro del eje pirenaico entre los puertos del Portalé (Huesca) y el de la Bonaigua (Lérida). Habita de Oeste a Este los macizos de Arriel, Vignemale (o Comachibosa), Panticosa, Monte Perdido, Punta Suelza, Posets, Maladeta Vallibierna y las montañas de Sant Maurici-Aigüestortes (Besiberris, Muntanyó de Llacs, Peguera y Encantats). En Francia se extiende un poco más al oeste (Macizo del Pic del Midi d'Ossau) y presenta un exclave hacia el norte en los macizos de Neouvielle y Bigorre). La localidad más septentrional conocida es el Lac Bleu (Bigorre, Loc. Typ.), la más meridional el Port de Filià (Lleida). La localidad más occidental es el Col de Peyreget (Midi d'Ossau) y la más oriental el Estany Negre d'Espot (Lleida) (ARRIBAS & MARTÍNEZ-RICA, 1997; ARIBAS, 1993, 2000a, 2000b; POTTIER, 2001).

Actualmente la distribución es bien conocida y bastante homogénea, tanto por el lado francés como por el español; el mapa da una falsa imagen de extensión de la especie ya que se encuentra restringida en general a una parte muy pequeña de las cuadrículas. Su presencia parece bastante regular y es localmente común o abundante en forma de pequeñas colonias a lo largo de los Pirineos Centrales. Su distribución es puntual, en pequeñas colonias enmarcadas en hábitats propicios, con un aislamiento entre macizos probablemente postglaciar a partir de uno o unos pocos refugios glaciares hacia el este de su área de distribución actual (ARRIBAS, 2000b). Su distribución queda enmarcada en el piso alpino pirenaico, en alturas generalmente superiores a los 2.000 m en la vertiente sur (excepcionalmente más bajo en la norte: 1.700 m en el Circo de Estaubé y 1.928 m en el Lac Bleu), llegando al menos hasta los 3.062 m en Vallibierna (Maladeta) y la cumbre del Balaitous. Las características generales de estas áreas se comentan en ARIBAS & MARTÍNEZ-RICA (1997) y ARIBAS (1998 [2000]).

El hábitat está constituido por laderas y afloramientos rocosos de todo tipo de rocas: ígneas, metamórficas y sedimentarias, pero es menos abundante en las primeras probablemente debido a razones térmicas y de refugio. En éstas, aparece en todos sus estados de meteorización: desde rocas poco fisuradas como los granitos, hasta lapiaces calcáreos, canchales de esquistos y pizarras, etc. Las mayores densidades se alcanzan en hábitats bien fisurados (pizarras, esquistos, lapiaces calcáreos, etc.). Es especialmente frecuente en las zonas de interfase entre el pastizal y las rocas, sobre todo en lugares que conservan humedad a lo largo de todo el estío, como las cercanías de lagos y torrentes de montaña.

En general, es vicariante altitudinal de *Podarcis muralis*, aunque se las puede encontrar en simpatria en el límite inferior de *L. bonnali* en prácticamente todos los macizos de su área de distribución. También es simpátrica pero no sintópica con *L. vivipara*.



Las amenazas que se ciernen sobre ella son similares a las de *Lacerta aranica* (ver texto de esta especie) y *L. aurelioi*, pero, al ser su área mucho mayor y más heterogénea en cuanto a hábitats y alturas, está bastante menos amenazada. Dos parques nacionales (Ordesa-Monte Perdido, y Aigüestortes-Estany de Sant Maurici), una reserva de la Biosfera (Ordesa-Viñamala), un Parque Natural (Posets-Maladeta) y numerosos Monumentos Naturales, Reservas Naturales Parciales y Reservas de Caza, cubren cerca de tres cuartas partes del área ibérica de la especie, garantizando una protección, al menos a priori, adecuada e incluso envidiable.

Óscar Arribas

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta bonnali

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU B1+2cd.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab+2ab, D2.

Justificación de los criterios: Área de distribución menor de 2.000 km². Poblaciones muy fragmentadas con declive continuado de poblaciones en "presencia/ausencia", "área de ocupación", "calidad de hábitat" y "número de localidades".

Características biológicas relevantes para su conservación: Selección de hábitat hacia zonas de pastizales alpinos con afloramientos rocosos en áreas con mayor disponibilidad de agua (cerca de torrentes y lagos). Poco sensible a la presencia estival de humanos en alta montaña.

Factores de amenaza: Destrucción de hábitat. Calentamiento climático.

Otros expertos consultados: M. A. Carretero.

Referencias más significativas

ARRIBAS (1993, 1995, 1997c, 1998a, 1998[2000], 2000a, 2000b); ARIBAS & MARTÍNEZ-RICA (1997), MARTÍNEZ-RICA (1977), PÉREZ-MELLADO (1997c), POTTIER (2001).

Familia *Lacertidae*

***Lacerta lepida* Daudin, 1802. Lagarto ocelado**

Llangardaix ocellat (cat.), *gardatxoa* (eusk.), *lagarto arnal* (gal.)



M. A. García-Matellanes

Ejemplar de Dehesas de Escuadro (Zamora)

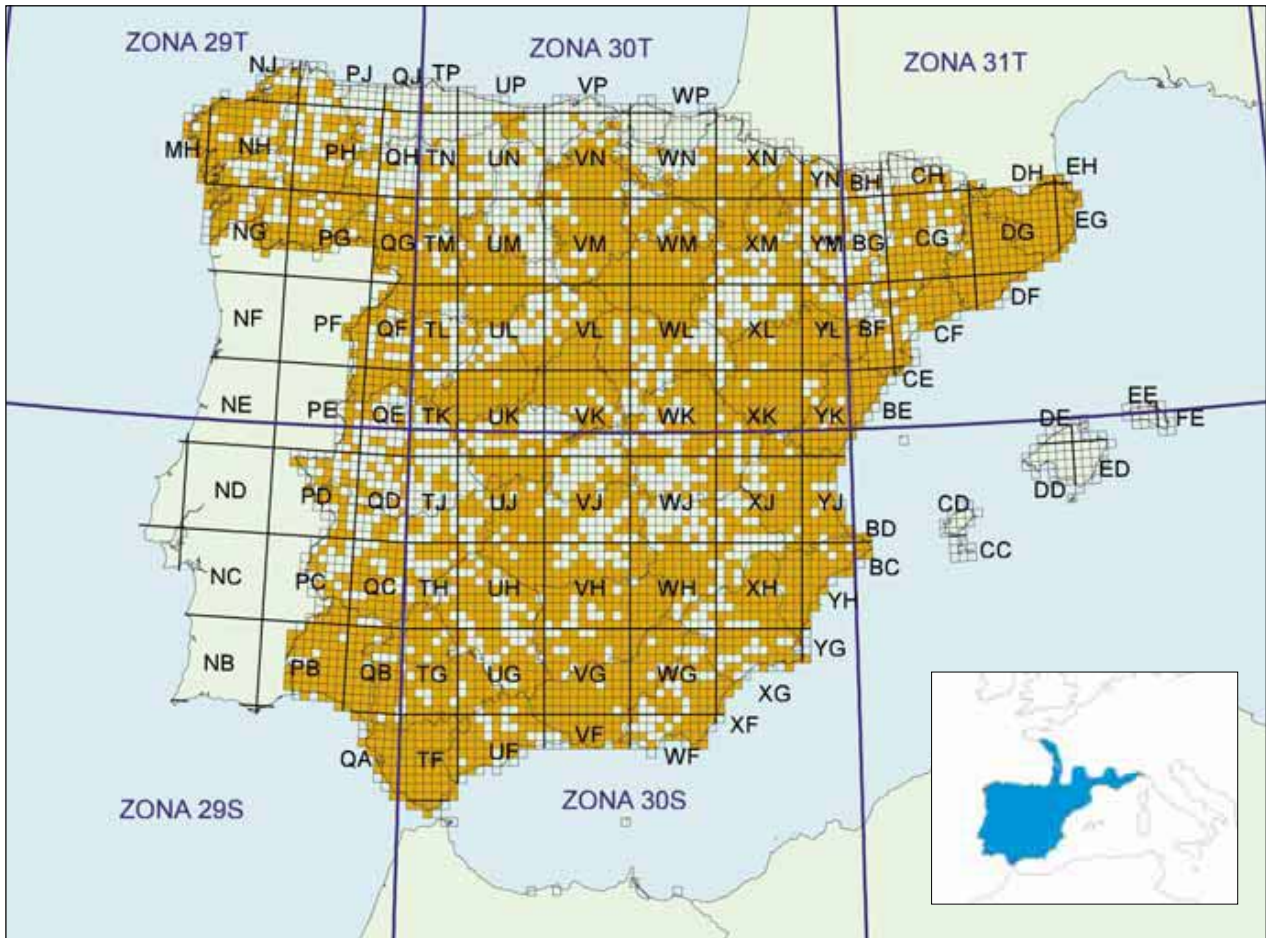
A partir de datos procedentes de varios estudios publicados hasta entonces, MAYER & BISCHOFF (1996) propusieron agrupar en un género independiente a los lagartos ocelados de Europa y África y a *Lacerta princeps*. Por esta razón en algunos trabajos aparecidos en los últimos años se utiliza el binomio *Timon lepidus* para hacer referencia a la especie europea. Esta combinación, particularmente bien acogida entre terrariófilos, debe ser tomada con reservas ya que hasta la fecha no existen modelos filogenéticos suficientemente robustos que apoyen esta conclusión (HARRIS *et al.*, 1998; FU, 2000).

El lagarto ocelado es una especie propia del suroeste de Europa, estrechamente asociada a los ecosistemas mediterráneos. Su distribución incluye, además de la mayor parte de la Península Ibérica, el sur de Francia y el noroeste italiano (ver MATEO & CHEYLAN, 1997). En España ha sido detectado en todas las comunidades autónomas continentales, aunque falta en la mayor parte de la Cornisa Cantábrica, donde ha quedado relegado a ciertos valles de afinidad mediterránea, como el de La Liébana (Cantabria). Se trata por ello de una especie rara o muy localizada en Asturias, Cantabria y Vizcaya y ausente de Guipúzcoa. Está presente en una docena de islotes de Galicia, Murcia y la Comunidad Valenciana (MATEO, 1997b), y su rango altitudinal va desde el nivel del mar en el litoral mediterráneo y atlántico, hasta cotas superiores a 2.500 m en Sierra Nevada; en otras cordilleras más norteñas, sin embargo, este lagarto raramente sobrepasa los 1.750 m.

Sin ser extraordinariamente abundante en buena parte de su área de distribución, su tamaño, su vistosidad y sus costumbres hacen que casi nunca pase desapercibido en los estudios faunísticos (HERNÁNDEZ *et al.*, 1993; LLORENTE *et al.*, 1995; DA SILVA, 1995a, entre otros). Por eso el mapa presentado en este libro puede considerarse excelente en cuanto a la extensión de su distribución, ya que cubre casi por completo el área potencial sugerida en algunas obras generales (véase BARBADILLO *et al.*, 1999).

El lagarto ocelado prefiere los lugares relativamente abiertos con abundantes refugios, como las dehesas, a las áreas de matorral o bosque cerrado. Tal vez por eso el abandono progresivo de las tareas agrícolas tradicionales haya dado lugar a que en algunas áreas del sur de Francia y de Cataluña la especie haya sido desplazada por *Lacerta bilineata*, otro lacértido de mediano tamaño más acostumbrado a la vegetación tupida.

En los últimos años se ha señalado su casi total desaparición en amplias áreas protegidas, como Doñana o los Aigüesmolts de l'Empordá (M. MÁÑEZ y A. MONTORI com. pers.), o ha pasado en poco



J. Pérez Contreras

Ejemplar de Vereda de la Estrella (Güejar Sierra, Granada)

tiempo de presentar densidades mayores a 50 individuos por hectárea en ciertas zonas de Sierra Morena, de las dehesas extremeñas o de la desembocadura del Ródano, a mantener una presencia casi vestigial. Esta llamativa disminución podría ser un fenómeno generalizado, y resulta recomendable por eso comenzar estudios a medio plazo sobre la evolución de sus poblaciones.

José A. Mateo

FICHA LIBRO ROJO***Lacerta lepida***

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España:	Preocupación Menor LC.
<i>L. l. lepida</i>	Preocupación Menor LC
<i>L. l. nevadensis</i>	Casi Amenazada NT
<i>L. l. iberica</i>	Casi Amenazada NT
<i>L. l. oteroi</i>	Vulnerable VU:C1+D1+D2

Justificación de los criterios: Se estima que la subespecie de Sálvora (A Coruña) tiene efectivos poblacionales inferiores a 10.000 individuos.

Factores de amenaza: Destrucción de hábitat en zonas periurbanas y límites de distribución. Utilización de venenos en áreas de caza.

Poblaciones amenazadas: Población insular de Sálvora (A Coruña), poblaciones de Doñana (Huelva), Aigüesmolts de l'Empordá (Girona).

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); CASTROVIEJO & MATEO (1998); DA SILVA (1995a); FU (2000); HARRIS *et al.* (1998); HERNÁNDEZ-GIL *et al.* (1993); LLORENTE *et al.* (1995); MATEO (1997a, 1997b); MATEO & CHEYLAN (1997); MATEO & LÓPEZ-JURADO (1994); MAYER & BISCHOFF (1996).

Familia *Lacertidae****Lacerta monticola* Boulenger, 1905. Lagartija serrana***Lagartixa da serra* (gal.)

L. J. Barbadillo

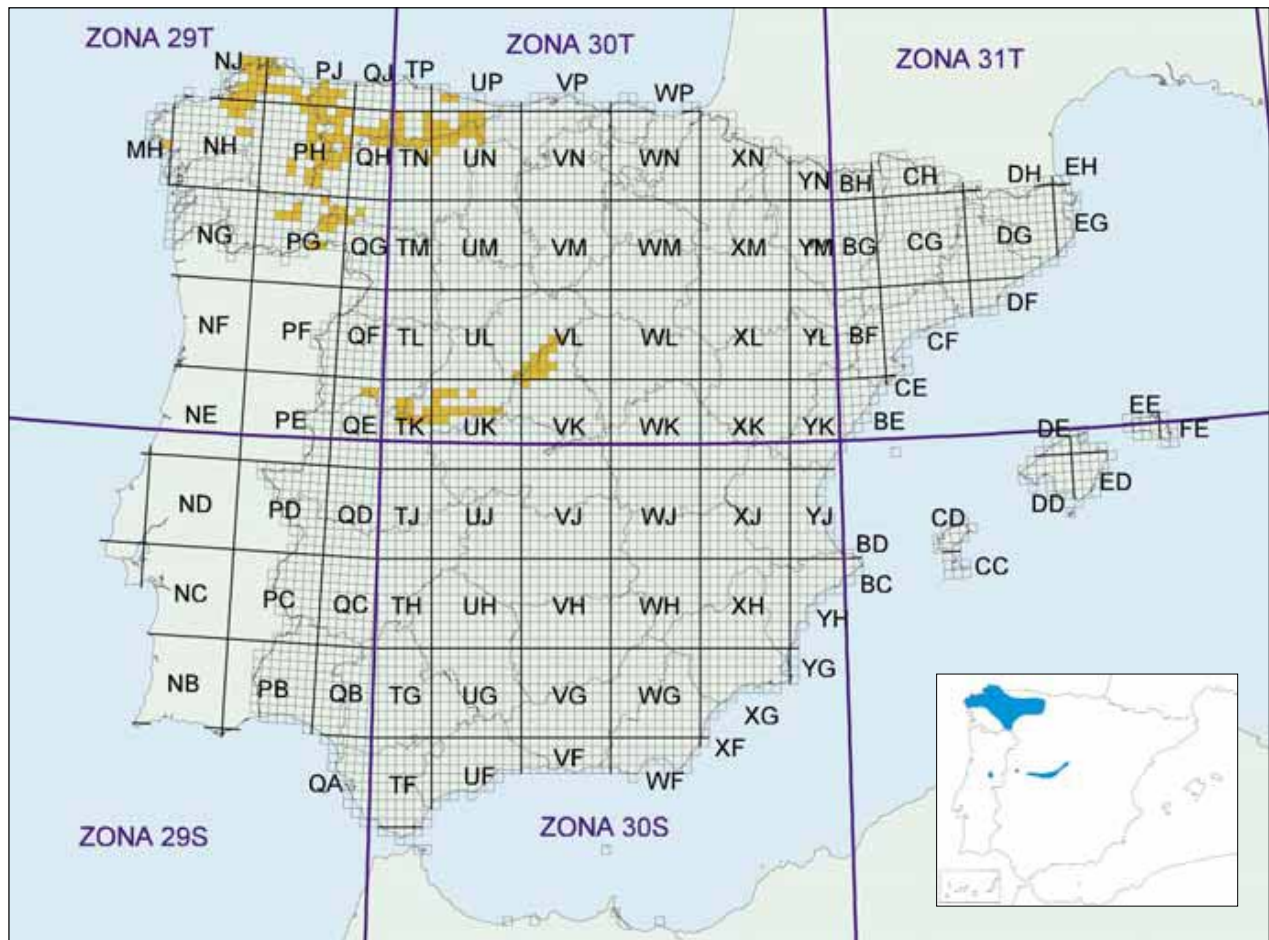
Macho de la Sierra de Gredos, Ávila.

Las lagartijas roqueras han sido agrupadas por algunos autores en un género aparte, *Archaeolacerta* Mertens (1921), en el cual se incluiría a *L. bedriagae* y otras especies de la cuenca mediterránea (LANZA *et al.*, 1977; GUILLAUME & LANZA, 1982). Sin embargo, los estudios moleculares llevados a cabo por HARRIS (1999) demuestran que *Lacerta bedriagae* no se halla en el mismo clado que *Lacerta monticola*, o lo que es lo mismo, *Archaeolacerta* es probablemente un género parafilético (ver también ARNOLD, 1989, y MAYER & BENYR, 1994). Por todo ello, no parece aconsejable el empleo de *Archaeolacerta* para la designación genérica de las lagartijas serranas.

Hasta hace poco, las lagartijas serranas de la Península Ibérica se agrupaban en tres subespecies. La típica, propia de la Serra da Estrela en Portugal, *L. monticola cyreni* en el Sistema Central español y *L. monticola cantabrica* en la Cordillera Cantábrica y Galicia. ARRIBAS (1996) propuso la elevación al rango específico de *L. monticola cyreni*, así como la separación de la nueva especie en tres subespecies: *L. cyreni cyreni* para la Sierra del Guadarrama, *L. cyreni castiliana* para la Sierra de Gredos y *L. cyreni martinézricai* para la Sierra de la Peña de Francia. Posteriormente, el mismo autor (ARRIBAS, 1999a) ha propuesto que todas las lagartijas montañas ibéricas (*L. monticola*, *L. cyreni* [sensu ARRIBAS, 1999a], *L. bonnali*, *L. aurelioi* y *L. aranica*, las tres últimas de Pirineos) se agrupen en un nuevo género *Iberolacerta*, con dos subgéneros diferentes: *Iberolacerta* para las especies del Sistema Central y Cordillera Cantábrica y *Pyrenesaura* para las lagartijas pirenaicas. Un reciente estudio molecular (ALMEIDA *et al.*, 2001) arroja dudas sobre esta propuesta múltiple. Así, el análisis de 20 loci isoenzimáticos mediante electroforesis indica que las poblaciones de Galicia (asignadas a *L. monticola cantabrica*) y Serra da Estrela poseen una gran similitud genética, mientras que las lagartijas serranas de las sierras de Gredos y Guadarrama (asignadas a *L. cyreni castiliana* y *L. cyreni cyreni*), poseen distancias genéticas muy reducidas lo que no permite confirmar la validez subespecífica de las mismas.

Estos hallazgos no confirman la separación específica de las poblaciones de Serra da Estrela y el resto de lagartijas serranas. Así mismo, dichos resultados cuestionan la validez de las subespecies descritas para la Sierra de Gredos y de Guadarrama. Queda por dilucidar el estatus de la población de la Sierra de la Peña de Francia, no incluida en el análisis de ALMEIDA *et al.* (2001). También parece claro que la subespecie *L. monticola cantabrica* no puede agrupar adecuadamente la variabilidad observada en las lagartijas serranas de Galicia y de la Cordillera Cantábrica.

Endemismo ibérico presente en la mitad occidental de la Cordillera Cantábrica, Sistema Central y Galicia. Se ha detectado en el norte de Palencia, León y Zamora, en este caso siempre ligado a zonas de



montaña. En el Sistema Central ocupa el sur de Salamanca, con una población aislada en la Sierra de la Peña de Francia, que se extiende hacia el oeste por parte de la Sierra de Gata (LEGUÍA, en prensa) y otro núcleo de mayor entidad en la Sierra de Béjar. En Ávila aparece en las sierras de Gredos y la Serrota. Por fin, ocupa la Sierra del Guadarrama hasta el puerto de Somosierra en Segovia y Madrid. Es interesante señalar la ausencia de la lagartija serrana del extremo más oriental del Sistema Central en la Sierra de Ayllón. En dicha zona, las áreas de mayor altitud están ocupadas por la lagartija roquera, *Podarcis muralis*, que en el Guadarrama no llega a las zonas cacuminales ocupadas por *L. monticola*.

El rango altitudinal es muy amplio, pues va desde el nivel del mar en varios puntos de la costa gallega hasta los 2.500 metros de altitud, en los puntos más elevados del Sistema Central (Pico Almanzor, en la Sierra de Gredos). En el Sistema Central se han observado individuos a altitudes de alrededor de 1.300 metros (Sierra de Gata). En dichas áreas ocupa zonas rocosas y pastizales de altitud. Los acúmulos de piedra constituyen un elemento esencial del hábitat empleados como lugares de refugio, invernada y termorregulación.

Las poblaciones de la Cordillera Cantábrica gozan de un estado de conservación aceptable, con extensas áreas de distribución y densidades notables, en algunos casos dentro de espacios protegidos. Sin embargo, la situación es diferente en el Sistema Central donde la lagartija serrana posee poblaciones notablemente fragmentadas. Es el caso de la que existe en la Sierra de la Peña de Francia y una parte reducida de la Sierra de Gata, que ocupa una extensión relativamente pequeña en las mayores altitudes de dicha cadena, sin conexión con la población de la Sierra de Béjar. El creciente empleo de las zonas de alta montaña para actividades de ocio, incluyendo la construcción de estaciones de esquí y otros usos, constituye una seria amenaza para la lagartija serrana ya que ésta posee sus mejores núcleos de población en dichas zonas. Por otro lado, en Galicia algunas poblaciones de baja altitud muy localizadas han sufrido

una notable regresión o incluso extinción en los últimos años (GALÁN, 1999c) como consecuencia de la destrucción de sus hábitats debida a incendios, talas y desaparición de los refugios rocosos.

En el caso de *L. monticola cyreni*, es necesario elaborar un Plan de Conservación en el cual se contemple la conservación del hábitat de alta montaña de esta subespecie en el Sistema Central. Actuaciones similares ya se han iniciado en Portugal (MOREIRA *et al.* 1999). Deben delimitarse también Reservas Científicas, especialmente en la Sierra de la Peña de Francia, en el Parque Natural de Las Batuecas-Sierra de Francia. En esta zona es necesario también acometer una prospección intensiva de nuevos enclaves susceptibles de albergar la especie, sobre todo hacia el oeste de dicha cadena montañosa. Por último, parece necesario llevar a cabo una evaluación del impacto que la construcción de instalaciones recreativas, como las de esquí, está produciendo en muchas poblaciones de lagartijas serranas, especialmente en el Sistema Central.

Es muy probable que la regresión observada en poblaciones costeras atlánticas y la reducción de las áreas de distribución en zonas de alta montaña sometidas a presión turística lleven el conjunto de la especie en poco tiempo a una situación de riesgo mucho mayor que la actual. Por ello, creemos que *L. monticola* debe considerarse una especie dependiente de un programa continuo de conservación.



L. J. Barbado

Ejemplar juvenil de Asturias.

Valentín Pérez-Mellado

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta monticola

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Casi Amenazada NT.
<i>Lacerta monticola cantabrica</i>	Casi Amenazada NT
<i>L. m. cyreni</i>	Vulnerable VU A2c+B2b+c

Justificación de los criterios: El aislamiento de muchas poblaciones de *L. m. cyreni* y las actuaciones humanas en medios de alta montaña hacen inferir un declive continuado de las poblaciones, del área de ocupación y de la calidad del hábitat.

Características biológicas relevantes para su conservación: Hábitat restringido a los canchales de roca en montaña que no están distribuidos de forma uniforme.

Factores de amenaza: Actuaciones en alta montaña relacionadas con las infraestructuras (en particular para el esquí). Impacto del turismo.

Poblaciones amenazadas: Deben de considerarse vulnerables la poblaciones de Peña de Francia, Sierra de Gata (Salamanca) y La Serrota (Ávila), así como las poblaciones de la Sierra de Gredos (Ávila) y Sierra de Guadarrama (Madrid), todas ellas por su limitada área de ocupación y por el deterioro de la calidad de su hábitat. Asimismo existen poblaciones en Galicia que están amenazadas: Riberas del Río Belelle (A Coruña), Riberas del río Mandeo, Betanzos, Coirós, Irixoa y Aranga (A Coruña), Riberas del río Lambre, Miño, Vilarmaior, Irixoa (A Coruña), Monasterio de Sobrado dos Monxes (A Coruña), Montes del Pindo, Carnota (A Coruña).

Otros expertos consultados: O. Arribas, P. Galán, M. Lizana, P. López & J. Martín

Referencias más significativas

ALMEIDA *et al.* (2001); ARNOLD (1989); ARRIBAS (1999a); BRAÑA *et al.* (1990); BROWN & PÉREZ-MELLADO (1993); ELVIRA & VIGAL (1982), GALÁN (1982, 1990, 1999c); GUILLAUME & LANZA (1982); HARRIS (1999); LANZA *et al.* (1977); MARTÍN & SALVADOR (1993); MAYER & BENYR (1994); MOREIRA *et al.* (1999); PÉREZ-MELLADO (1982, 1997d, 1997e); PÉREZ-MELLADO *et al.* (1988, 1991, 1993).

Familia *Lacertidae*

***Lacerta perspicillata* Duméril y Bibron, 1839. Lagartija de Marruecos**

Sargantana mora (cat.)



L. J. Barbadillo

Macho de Menorca.

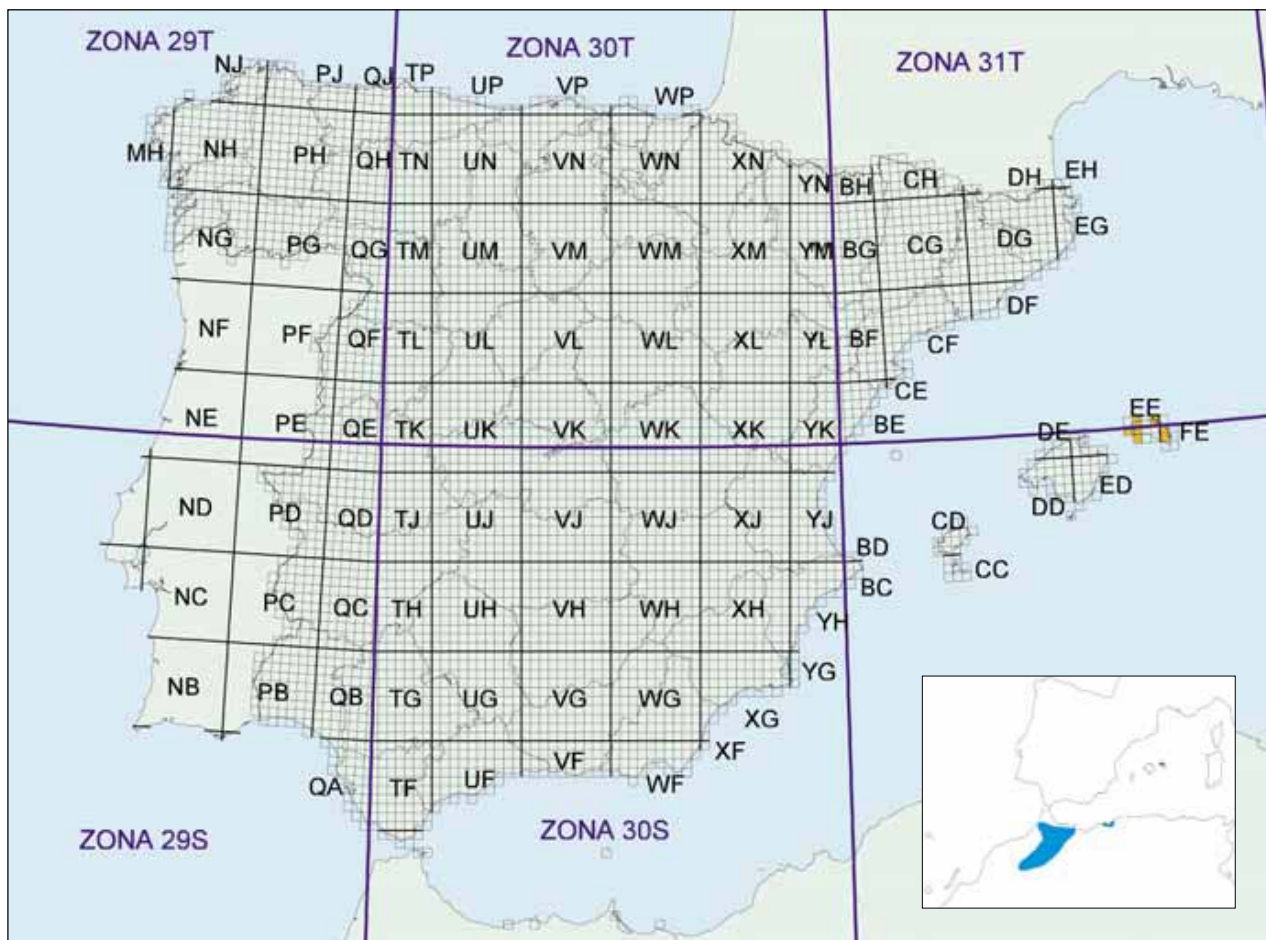
Especie endémica del Norte de África. Su distribución actual incluye Marruecos (Atlas Medio, Alto Atlas, meseta de Oulmés, macizo de Debdou y algunas poblaciones probablemente introducidas en el litoral atlántico) y Argelia (alrededores de Orán y extremo occidental del Atlas Telliano). En el territorio español está presente en la isla de Menorca (Islas Baleares) donde ha sido introducida en época reciente probablemente a través del tráfico marítimo existente entre esta isla y el Norte de África. Se trata, junto con la existente en las islas Habibas, en Argelia, de las dos únicas poblaciones insulares de esta especie.

La lagartija de Marruecos es un saurio de pequeño tamaño con una extraordinaria habilidad para trepar por paredes y esconderse en pequeñas fisuras. En Menorca aparece siempre ligada a zonas con abundancia de rocas y grietas, paredes, muros de piedra (“pàrets seques”) y acantilados con escasa vegetación. En la mayoría de las localidades citadas coexiste con el otro lacértido introducido, la lagartija italiana, *Podarcis sicula*, si bien éste último parece ocupar una mayor variedad de hábitats.

En Menorca, la lagartija de Marruecos ha sido citada en sólo siete de las dieciocho cuadrículas UTM de 10 x 10 km de la isla y su distribución geográfica es irregular y fragmentada. Los primeros ejemplares fueron capturados en 1923 en los alrededores de Ciudadela, en el extremo occidental de la isla, donde actualmente es abundante. PRATS (1979) señaló su presencia en el Cabo Caballería, al Norte. Desde 1994 se han localizado otras poblaciones en el Cabo de Artrutx y Cala Morell, al suroeste y noroeste de la isla respectivamente. No obstante, los datos de los que disponemos en la actualidad no permiten determinar si la distribución fragmentada de estas poblaciones es el resultado de una única introducción y su posterior dispersión y aislamiento o si, por el contrario, el origen es múltiple y procedente de diferentes épocas o localidades norteafricanas.

Las nuevas localidades detectadas en los últimos años, así como la abundancia de adultos y juveniles en toda el área de distribución occidental sugiere el buen estado de éstas. Las poblaciones orientales y del Cabo Caballería no han sido confirmadas recientemente, por lo que no se puede descartar una reducción o desaparición de las mismas. En la zona centro de Menorca, ocupada en gran parte por zonas boscosas y de vegetación abundante, no se ha detectado hasta el momento su presencia.

Al tratarse de una especie estrechamente ligada a hábitats rupícolas, en muchas ocasiones artificiales y humanizados, la protección de estas zonas es fundamental para su conservación. Se dispone de poca información sobre otros factores de amenaza de la lagartija de Marruecos en Menorca, como el impacto de gatos y otros depredadores, o el efecto de la competencia con otros saurios de la isla con los que coe-



xiste, como la lagartija italiana y las salamanguetas. Asimismo, se desconoce el grado de aislamiento genético de las poblaciones, por lo que sería conveniente realizar estudios en este sentido, encaminados a evaluar el estado de conservación de esta especie.

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta perspicillata

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios (Categoría Balear): Datos Insuficientes DD.

Factores de amenaza: Destrucción o alteración del hábitat. Aislamiento de las poblaciones. Posible depredación o competencia.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie estrechamente ligada a hábitats rupícolas, en ocasiones artificiales y junto a zonas urbanizadas y turísticas fácilmente alterables.

Actuaciones para su conservación: Evaluación del impacto de depredadores (gatos), y de competidores (*Podarcis sicula* y *Tarentola mauritanica*). Estudio del estado de las poblaciones y su grado de aislamiento.

Ana Perera

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BLANCO & GONZÁLEZ (1992); BONS (1968); BONS & GENIEZ (1996); ESTEBAN *et al.* (1994); MATEO (1997c); MAYOL (1985); MEJÍAS & AMENGUAL (2000); PÉREZ-MELLADO (1997f); PRATS (1979); RICHTER (1986); SANTOS *et al.* (1998).

Familia *Lacertidae*

***Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878. Lagarto verdinegro**

Schreiber muskerra (eusk), *lagarto das silvas* (gal.)



Isabel Catiáao

Ejemplar de Serra da Estrela, Portugal.

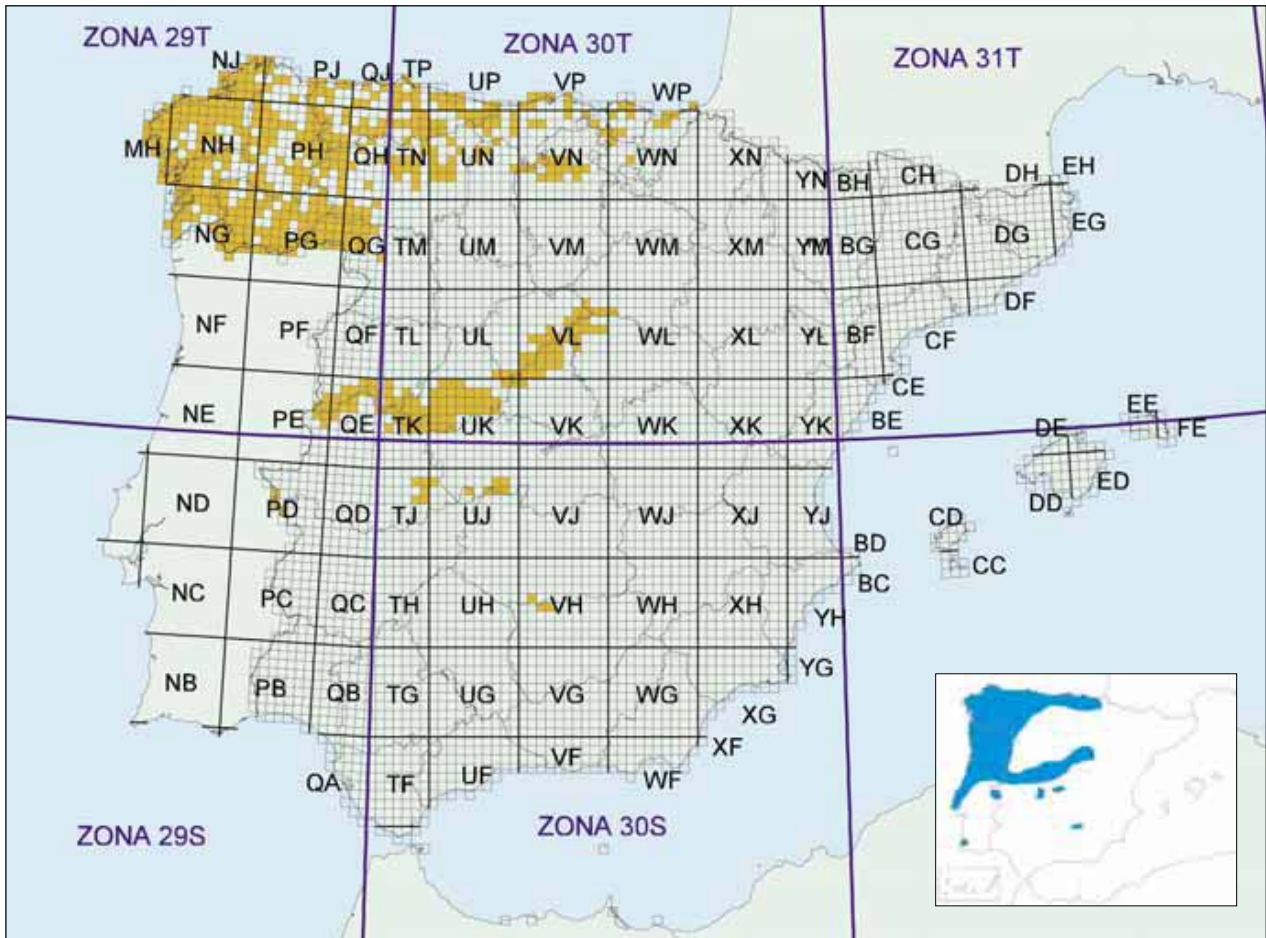
Especie endémica de la Península Ibérica con una distribución marcadamente noroccidental. Tiene una presencia amplia en la mitad norte de Portugal, Galicia, Asturias, Cantabria, País Vasco, norte de las provincias de Burgos, Palencia, León, Zamora y todo el Sistema Central, desde Portugal hasta la Sierra de Pela en la provincia de Soria (SALVADOR, 1984; DE LA RIVA, 1987; CRESPO & OLIVEIRA, 1989). En estas zonas es relativamente abundante con la excepción del País Vasco, donde es una especie rara (BEA, 1985). En la mitad sur de la Península su abundancia es mucho menor y hay poblaciones aisladas en sistemas montañosos como Montes de Toledo (Toledo y Ciudad Real), Sierra de San Andrés (Ciudad Real y Jaén), Valencia de Alcántara (Badajoz), Sierras de Las Villuercas y Guadalupe (Cáceres), Sierra de San Mamede (Baixo Alentejo), Sierra de Monchique (Algarve), Sierras de Montejunto y Sintra (Estremadura portuguesa) o zonas litorales muy húmedas de la costa occidental portuguesa.

Esta distribución está estrechamente relacionada con la precipitación, seleccionando zonas húmedas que reciben más de 600 mm anuales. Además, habita zonas cuya vegetación potencial son bosques caducifolios de roble, haya o abedul. También habita sotos fluviales de aliso, chopo, álamo o sauce. Raramente se encuentra en zonas con quejigos y encinas, sólo en enclaves que por su orografía son excepcionalmente húmedos. En zonas altas, están también asociados a bosques de pino silvestre, castaño, piornales, brezales o pastizales de montaña (SALVADOR, 1998; MARCO & POLLO, 1993; BRITO *et al.*, 1998).

Son frecuentes en claros de bosques, orillas de arroyos, setos, muros rústicos o en zonas de matorral, siempre cerca de refugios. En las montañas del centro y sur peninsular están más estrechamente asociados a cursos de agua que en el Norte. Los adultos prefieren zonas con abundantes piedras y matorrales mientras que los juveniles prefieren los hábitats herbáceos siempre que tengan refugios próximos (SALVADOR, 1988; MARCO, 1996).

Su distribución altitudinal es muy amplia. En el noroeste peninsular se puede encontrar desde el nivel del mar hasta los 1.500 m. (GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS, 1993). En montañas del interior se puede encontrar desde valles húmedos en zonas bajas hasta zonas muy elevadas, alcanzando los 2.100 m de altitud en lugares soleados del Sistema Central.

En las últimas décadas podría haber desaparecido de algunas zonas montañosas del sur peninsular y de enclaves secos o bajos de otras montañas. Tampoco es descartable que se descubran nuevas poblaciones aisladas en alguna de estas sierras andaluzas.



El lagarto verdinegro se encuentra en simpatria con el lagarto verde (*Lacerta bilineata*) en el País Vasco, Cantabria, Asturias y el Norte de Castilla y León. Ambas especies son muy parecidas en tamaño y en requerimientos ecológicos y podrían estar compitiendo. Esta posible competencia podría explicar la ausencia del lagarto verdinegro de zonas aparentemente idóneas del noreste peninsular o de Francia.

En general, la especie es sensible a la destrucción de bosques caducifolios, los incendios forestales, la alteración de arroyos y ríos y de la vegetación asociada o el incumplimiento del respeto de los caudales ecológicos



Recién nacidos.

L. J. Barbadillo.

en cursos de agua ((MARCO, 1997; PÉREZ-MELLADO, 1988; BRITO *et al.*, 1999). Estos impactos serían especialmente graves en la mitad sur peninsular, donde las poblaciones del lagarto verdinegro son muy reducidas y se encuentran muy fragmentadas y aisladas. En algunos lugares no se han realizado observaciones de la especie en los últimos años. En Andalucía se considera a la especie en peligro crítico de extinción. También podrían estar amenazadas poblaciones de zonas límite como la sierra de Pela en Soria y la Sierra de la Culebra en Zamora.

Se considera conveniente la protección de estos enclaves caducifolios del sur peninsular, y especialmente el entorno de ríos y arroyos. Se debería evitar la deforestación de estas zonas y cualquier intervención agresiva en los lechos fluviales y las orillas en una banda de al menos 25 metros. Se desaconseja totalmente la creación de nuevas presas en tramos de arroyos con presencia constatada del lagarto y se recomienda el control de la presión ganadera. Se considera muy conveniente en zonas previamente alteradas y en lugares de esparcimiento la creación de hábitats idóneos para la especie con abundancia de vegetación herbácea y arbustiva y grandes piedras que puedan servir de refugio (MARCO, 1997; BRITO *et al.*, 1999).

Adolfo Marco

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta schreiberi

Categoría mundial UICN: Casi Amenazada NT.

Categoría España y criterios: Casi Amenazada NT.

Factores de amenaza: Pérdida de hábitat favorable. Competencia con *L. bilineata* en el límite oriental de su distribución.

Características biológicas relevantes para su conservación: Ligado a cursos de agua limpia, riberas bien conservadas y bosques húmedos caducifolios.

Poblaciones amenazadas: Poblaciones de la mitad sur peninsular En Peligro Crítico de Extinción pues está presente en áreas muy reducidas, severamente fragmentadas y con áreas de ocupación en declive. El tamaño de estas poblaciones no se ha estudiado pero se estima que es muy reducido. Sierra de San Andrés (Jaén y Ciudad Real), Montes de Toledo (Toledo y Ciudad Real), Sierras de Guadalupe y Las Villuercas (Cáceres), Valencia de Alcántara (Badajoz y Cáceres).

Actuaciones para su conservación: Proyecto Life en Portugal (Centro de Biología Ambiental, Universidad de Lisboa). No hay actuaciones en España y son urgentes para las poblaciones amenazadas mencionadas.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BEA (1985a); BRITO *et al.* (1996, 1999); CRESPO & OLIVEIRA (1989); DE LA RIVA (1987); GALÁN (1989b); GALÁN & FERNÁNDEZ (1993); GONZÁLEZ DE LA VEGA & PÉREZ-QUINTERO (2001a); MARCO (1996, 1997); MARCO & POLLO (1993); PÉREZ-MELLADO (1997g); SALVADOR (1987, 1988).

Familia *Lacertidae****Lacerta vivipara* Jacquin, 1787. Lagartija de turbera***Sargantana vivipara* (cat.), *sugandila bizierrulea* (eusk.), *lagartixa das brañas* (gal.)

A. Montori

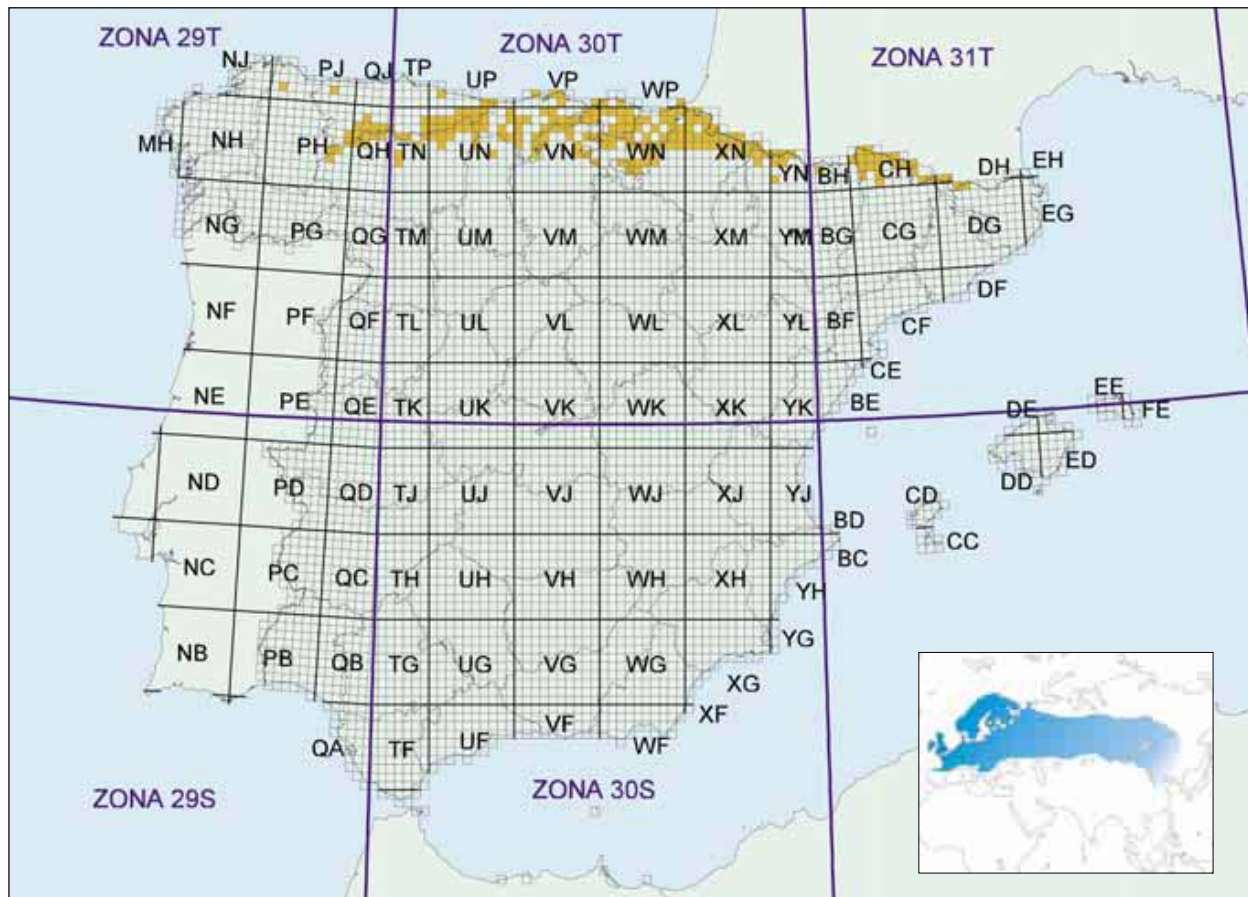
Ejemplar de Plá de Beret (Val d'Aràn, Lleida)

La lagartija de turbera es el reptil euroasiático que presenta una distribución geográfica más amplia, extendiéndose desde el extremo occidental de Europa (Galicia, Irlanda) hasta la isla Sakhalin, y latitudinalmente desde el norte de España hasta rebasar los 70° N en Escandinavia. Las poblaciones del norte ibérico representan el extremo sudoccidental de distribución de la especie (PÉREZ-MELLADO, 1997i). En Pirineos alcanza 2.400 m de altitud, mientras que en la Cordillera Cantábrica apenas alcanza los 2.000 m, debido a la escasez de biotopos favorables en altitudes elevadas. En el sector centro-oriental de la región cantábrica existen numerosas poblaciones en cotas bajas e incluso en localidades costeras (BEA, 1985a), mientras que en el sector occidental de Asturias y en Galicia la lagartija de turbera se encuentra en zonas más elevadas e interiores y presenta una distribución más discontinua.

Se han descrito diferencias entre poblaciones en rasgos morfológicos, bioquímicos y cariológicos, pero no manifiestan suficiente entidad o coherencia geográfica para que sean el fundamento de subespecies generalmente aceptadas (PÉREZ-MELLADO, 1997i; SURGET-GROBA *et al.*, 2001). A pesar de la continuidad de la distribución de *Lacerta vivipara* a lo largo de todo el eje pirenaico-cantábrico, algunos estudios recientes han puesto de manifiesto la existencia de un cierto nivel de diferenciación genética entre las poblaciones de la Aquitania y el Pirineo centro-oriental, por una parte, y las de la vertiente sur de los Pirineos occidentales y la región cantábrica, por otra (GUILLAUME *et al.*, 2000; CASTROVIEJO *et al.* 1970) han descrito diferencias en coloración y diseño entre las poblaciones pirenaicas y las de la Cordillera Cantábrica.

La lagartija de turbera se encuentra frecuentemente en turberas, bordes de arroyos y herbazales o matorrales circundantes, praderas húmedas, bordes de hayedos, y otras formaciones caracterizadas por una elevada humedad del sustrato y buena cobertura de vegetación herbácea y arbustiva (CASTROVIEJO *et al.*, 1970; GRENOT & HEULIN, 1990). La vinculación de la lagartija de turbera con medios húmedos parece tener una base fisiológica, ya que las tasas de pérdida de agua por evaporación pulmocutánea son más elevadas en esta especie que en otros lacértidos (GRENOT & HEULIN, 1990).

La mayor singularidad de las lagartijas de turbera ibéricas, que se extiende también a la vertiente norte de los Pirineos y la Aquitania francesa, estriba en el modo de reproducción, ya que constituyen el sector principal de un núcleo de poblaciones ovíparas, que presentan sin embargo un grado de embriogénesis intrauterina inusualmente avanzado entre los lacértidos ovíparos (BRAÑA *et al.*, 1991). Estas poblaciones están aisladas del resto del amplísimo área de distribución de esta especie, en que el modo generalizado de reproducción es el viviparismo lecitotrófico (PANIGEL, 1956; BRAÑA, 1986; BRAÑA & BEA, 1987; HEULIN, 1988). El reciente descubrimiento de otro pequeño núcleo de poblaciones ovíparas en Eslo-



venia (MAYER *et al.*, 2000; HEULIN *et al.*, 2000) confirma la predicción de que las poblaciones ovíparas estarían ubicadas con mayor probabilidad en el borde meridional del área de la especie (BRAÑA, 1986).

No podemos considerar que sea estrictamente una especie amenazada, ya que puede ser incluso localmente abundante, pero la vinculación con hábitats muy específicos hace que la distribución de la lagartija de turbera sea discontinua y que algunas poblaciones sean muy vulnerables a las alteraciones de sus biotopos característicos. En el límite occidental de la distribución ibérica existen poblaciones aisladas (el ejemplo extremo sería la de la Sierra del Xistral) que merecen protección específica (GALÁN, 1999a).

Florentino Braña & Antonio Bea

FICHA LIBRO ROJO

Lacerta vivipara

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazada NT.

Factores de amenaza: Alteración de las zonas húmedas a las que están asociadas. Poblaciones aisladas en todo el oeste de su distribución.

Características biológicas relevantes para su conservación: Estrechamente ligada a las turberas juncuales, praderas húmedas, etc.

Poblaciones amenazadas: Poblaciones aisladas particularmente vulnerables en Galicia, Sierra de Xistral y Sierra de Os Ancares, Lugo.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, P. Galán & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BEA (1985a); BRAÑA (1986); BRAÑA & BEA (1987); BRAÑA *et al.* (1991); CASTROVIEJO *et al.* (1970); GALÁN (1999) GRENOT & HEULIN (1990); GUILLAUME *et al.* (2000); HEULIN (1988); HEULIN *et al.* (2000); MAYER *et al.* (2000); PANIGEL (1956); PÉREZ-MELLADO (1997i); SURGET-GROBA *et al.* (2001).

Familia *Lacertidae*

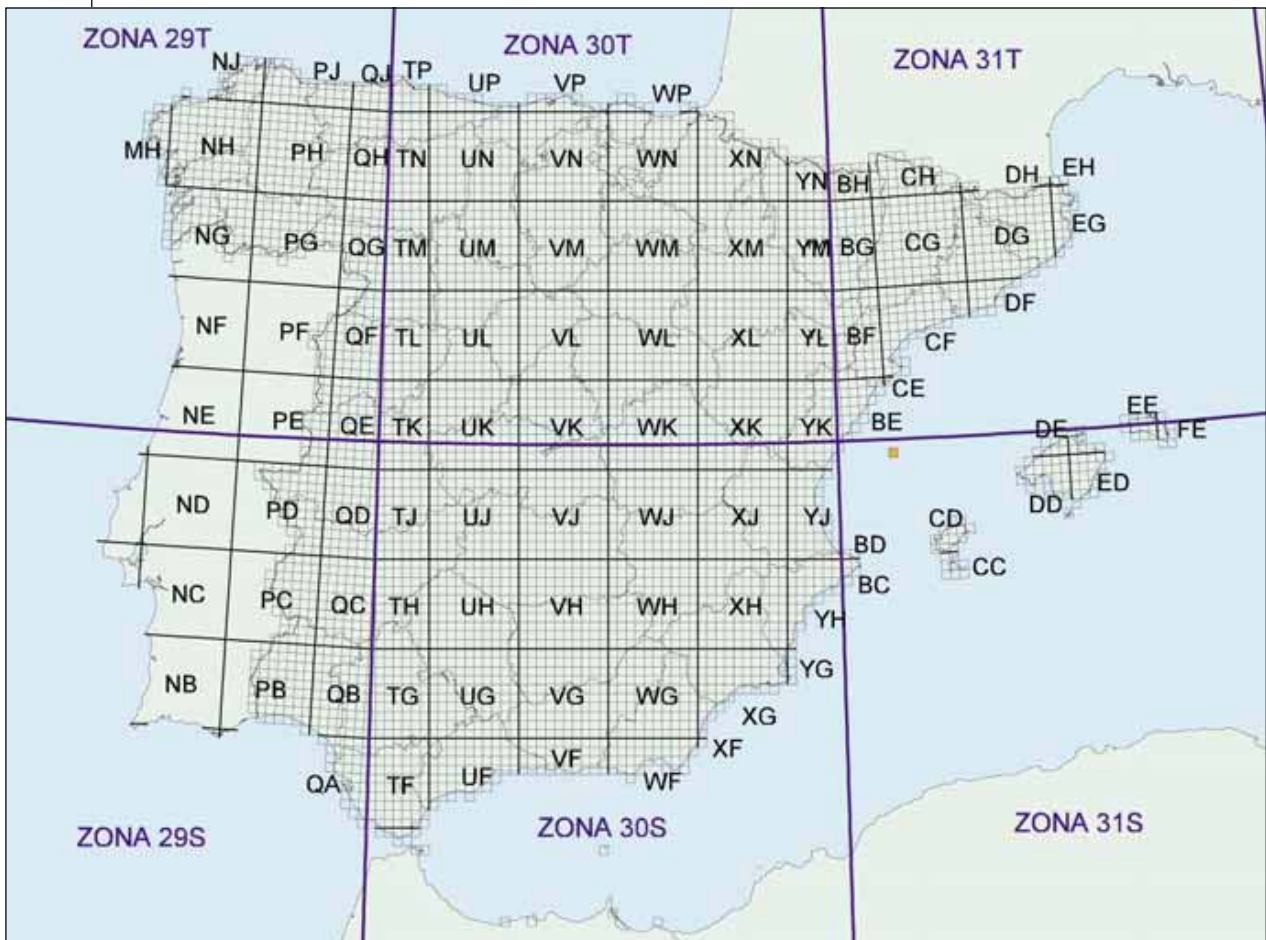
***Podarcis atrata*, (Boscá 1916). Lagartija de Columbretes**

Sargantana de les Columbretes (cat.)



L. J. Barbadillo

Macho, Islas Columbretes.



La lagartija de Columbretes es un endemismo de las Islas Columbretes (Castellón). La especie se ha separado taxonómicamente de la lagartija ibérica (*P. hispanica*) de la que era una subespecie (*P. h. atrata*) hasta hace poco tiempo (CASTILLA *et al.*, 1998a; 1998b; CASTILLA, 2000). Se trata del lacértido insular con menor área de distribución (15 ha) en Europa, como región biogeográfica.

Los aspectos más importantes de la biología y ecología de esta especie se conocen con bastante detalle, y existen trabajos sobre selección de hábitat, biología reproductora, dieta, depredación y estado general de conservación (CASTILLA & BAUWENS, 1996; CASTILLA & SWALLOW, 1995; 1996; CASTILLA & VAN DAMME, 1996; CASTILLA & LABRA, 1998).

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis atrata

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1+2bd, D2 (misma categoría que en la Lista Roja regional del País Valenciano).

Justificación de los criterios: Por su carácter endémico (especie de reciente descripción a partir *P. hispanica atrata*) y reducido areal de distribución.

Factores de amenaza: Las principales amenazas para la especie incluyen la destrucción del hábitat y erosión del sustrato, el riesgo de hibridación y competencia con individuos de otras especies de lagartijas que pudieran introducirse accidentalmente en las islas, y los posibles factores estocásticos bióticos o abióticos.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones de esta especie están aisladas en cuatro islotes de muy reducida superficie (Lobo: 0,5 ha, Mancolibre: 1 ha, Foradada: 1,6 ha, Columbrete Grande: 12 ha). En la isla Columbrete Grande se asienta la mayor densidad de población, que se estima en 1.000 individuos/ha. Las poblaciones en los demás islotes son muy reducidas, probablemente de menos de 100 individuos (CASTILLA & BAUWENS, 1991b; 1996). La especie y su hábitat están protegidas desde la creación del Parque Natural de las islas Columbretes en 1988.

Actuaciones para su conservación: Evitar la introducción accidental de especies foráneas al archipiélago, en especial gatos o ratas.

Aurora M. Castilla

Referencias más significativas

BAUWENS *et al.* (1996); CASTILLA (1994, 1995a, 1995b, 1996, 2000); CASTILLA & BAUWENS (1991a, 1991b, 1996); CASTILLA & LABRA (1998); CASTILLA & SWALLOW (1995, 1996); CASTILLA & VAN DAMME (1996); CASTILLA *et al.* (1987, 1998a, 1998b); SWALLOW & CASTILLA (1996); VAN DAMME & CASTILLA (1996).

Familia *Lacertidae****Podarcis bocagei* (Seoane, 1884). Lagartija de Bocage***Lagartixa galega* (gal.)

L. J. Barbadillo

Ejemplar macho de Oviedo.

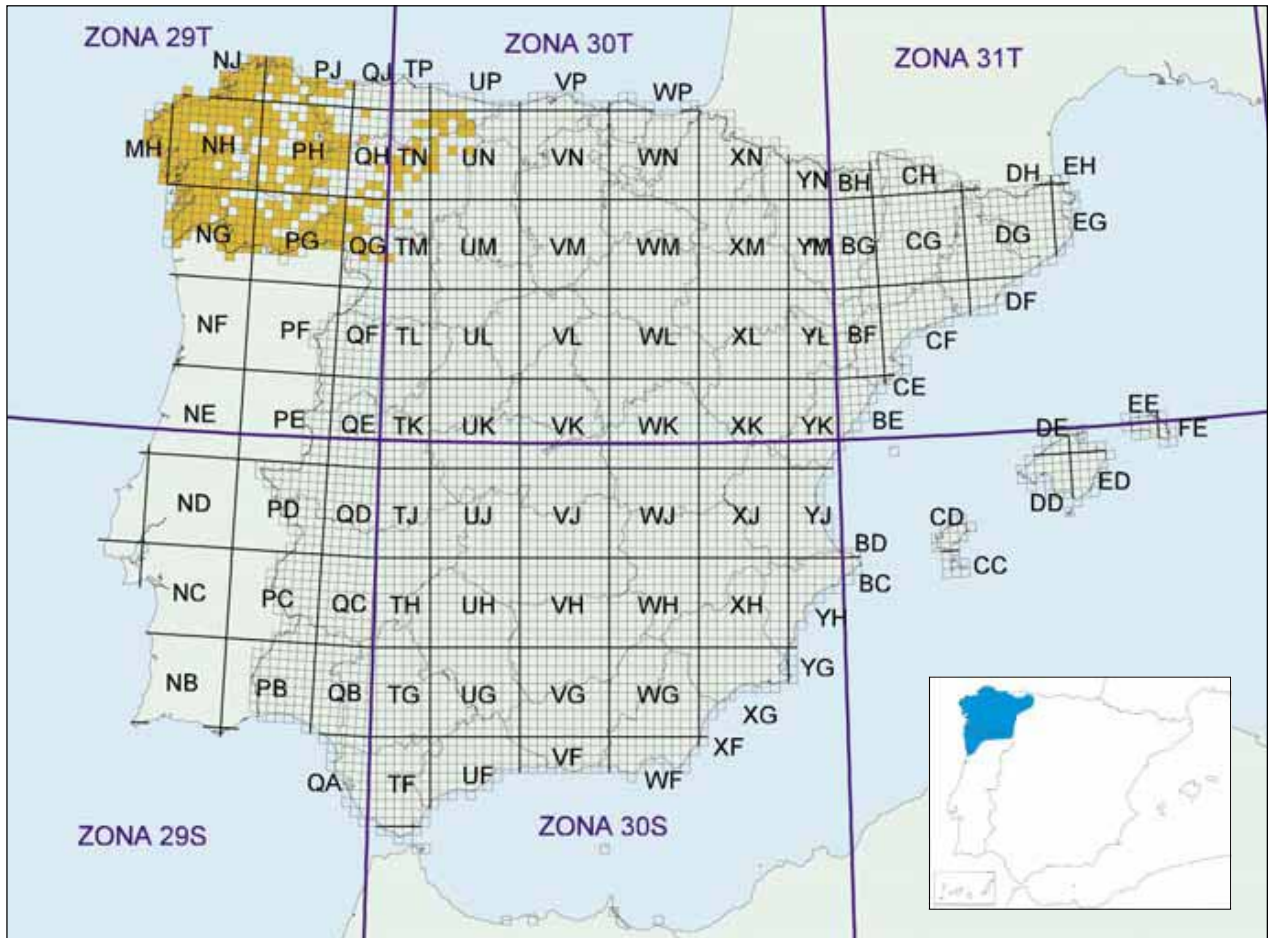
Endemismo ibérico; su distribución mundial se restringe al extremo noroccidental de la Península Ibérica: Portugal al norte del río Duero, Galicia y algunos puntos del noroeste de Castilla y León y de Asturias.

Hasta muy recientemente se diferenciaban las subespecies: *P. b. carbonelli*, del Sistema Central Occidental y *P. b. berlengensis*, de la isla Berlenga en Portugal, pero éstas han sido asignadas a la nueva especie *Podarcis carbonelli*, a la que también se han adscrito las poblaciones portuguesas existentes al sur del río Duero, anteriormente consideradas como pertenecientes a la forma nominal (SÁ-SOUSA *et al.*, 2000; SÁ-SOUSA, 2001). Por lo tanto, *Podarcis bocagei* se considera ahora monotípica.

El área de distribución española comprende la práctica totalidad de las cuatro provincias gallegas, noroeste de Zamora, determinadas zonas del Oeste, centro y Norte de León y algunos puntos del Oeste, centro y Sur de Asturias. El límite oriental de su distribución no se conoce con precisión. La localidad más oriental donde había sido citada estaba en el Norte de Palencia (GALÁN, 1997a; PÉREZ-MELLADO, 1997j), pero no se ha confirmado su presencia en esa área y además, en toda la zona central de la Cordillera Cantábrica parece ser una especie muy escasa, predominando ampliamente *Podarcis muralis* (en la zona media y en la vertiente norte) y *P. hispanica* (en la vertiente sur). Por ello, es muy dudosa su presencia en la zona oriental de esta cordillera. Las citas del extremo meridional de su distribución en España corresponden al noroeste de Zamora. En Portugal alcanza zonas más meridionales, hasta la localidad de Espiño, en la margen izquierda de la desembocadura del río Duero (SÁ-SOUSA, 1998, 2001).

Se han descrito poblaciones insulares en la costa de Lugo (islas Pancha, Ansarón y Coelleira), de A Coruña (San Vicente, San Antón, islas de San Pedro, Redonda, Sisarga Grande, Sisarga Pequena, Malante, Lobeira Grande, Sagres, Sálvora, Benencia, Noro, Erbosa y Vionta) y de Pontevedra (Cortegada, Malveira Grande, Arousa, Pedregoso y Areoso) (GALÁN, 1985, 1999a; MATEO, 1997; GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS, 1993).

La distribución de la especie se corresponde mayoritariamente con la de los pisos colino y montano de la superprovincia Atlántica de la región Eurosiberiana, caracterizada por las temperaturas medias anuales mayores de 6 °C y las elevadas precipitaciones, con ausencia de período de aridez estival. En la zona meridional de su distribución, penetra escasamente en el piso supramediterráneo de la superprovincia Mediterráneo-Iberoatlántica. Las características ambientales que parecen determinar su distribución la definen una pluviosidad superior a los 800 mm anuales y, en zonas mediterráneas, una temperatura media anual inferior a los 12 °C.



Sus hábitats se caracterizan mayoritariamente por una vegetación potencial de robledales mixtos, tanto de *Quercus robur* como de *Quercus pyrenaica*, utilizando preferentemente las zonas aclaradas de éstos o sus etapas subseriales de brezales, tojales y piornales (PÉREZ-MELLADO, 1981; GALÁN, 1986). En Galicia puede ocupar la mayor parte de los medios disponibles para un lacértido, desde dunas costeras hasta muros de viviendas, pudiendo ser en ocasiones relativamente antropófila.

En Galicia y Asturias vive desde el nivel del mar hasta los 1.600 m de altitud en la sierra de Os Ancares (Lugo). En León, desde los 450 m hasta los 1.700 m en los Montes de León, y en Zamora, desde los 780 m hasta los 1.900 m en Peña Trevinca.

El mapa adjunto refleja adecuadamente la distribución española de la especie, con la mencionada imprecisión de su



Hembra de Asturias.

L. J. Barbadillo

límite oriental. También es posible su presencia potencial en otros puntos de Asturias y del norte de León. Sin embargo, se ha indicado que en esas zonas el solapamiento de las áreas entre *P. bocagei* y *P. muralis* es muy escaso, produciéndose en muchos lugares una distribución parapátrica entre ambas (GALÁN, 1986), lo que podría explicar su ausencia de zonas adecuadas de Asturias y León. En el extremo sur de su distribución, en Portugal, también se ha descrito una distribución parapátrica con *P. carbonelli* (SÁ-SOUSA, 2001).

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis bocagei

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Las poblaciones insulares de Galicia (GALÁN, 1999b) se consideran como Datos insuficientes (DD).

Justificación de los criterios: Endemismo del noroeste ibérico. No presenta ninguna característica destacable de amenaza.

Características biológicas relevantes para su conservación: En Galicia puede ocupar la mayor parte de los medios disponibles para un lacértido. En el resto de su distribución se halla más ligada a una vegetación potencial de robledales mixtos y zonas aclaradas.

Factores de amenaza: Es relativamente abundante en Galicia, donde no se considera amenazada, pero resulta mucho más escasa en el resto de su distribución española, sobre todo en zonas cercanas a su límite geográfico. En las áreas mencionadas, es necesaria para su protección la conservación de sus hábitats, así como incrementar el conocimiento preciso de su corología.

Poblaciones amenazadas: Presenta numerosas poblaciones insulares en Galicia. Estas poblaciones insulares, al contar con un número limitado de individuos, son más sensibles a cualquier alteración del hábitat.

Pedro Galán

Referencias más significativas

GALÁN (1985, 1986, 1995, 1996, 1997a, 1997b, 1999a, 1999b, 1999d, 2000); GALÁN & FERNÁNDEZ ARIAS (1993); MATEO (1997b); PÉREZ MELLADO (1981a, 1981b, 1997j); SÁ-SOUSA (1998, 2001); SÁ-SOUSA *et al.* (2000).

Familia *Lacertidae****Podarcis carbonelli* Pérez-Mellado, 1981. Lagartija de Carbonell**

L. J. Barbadillo

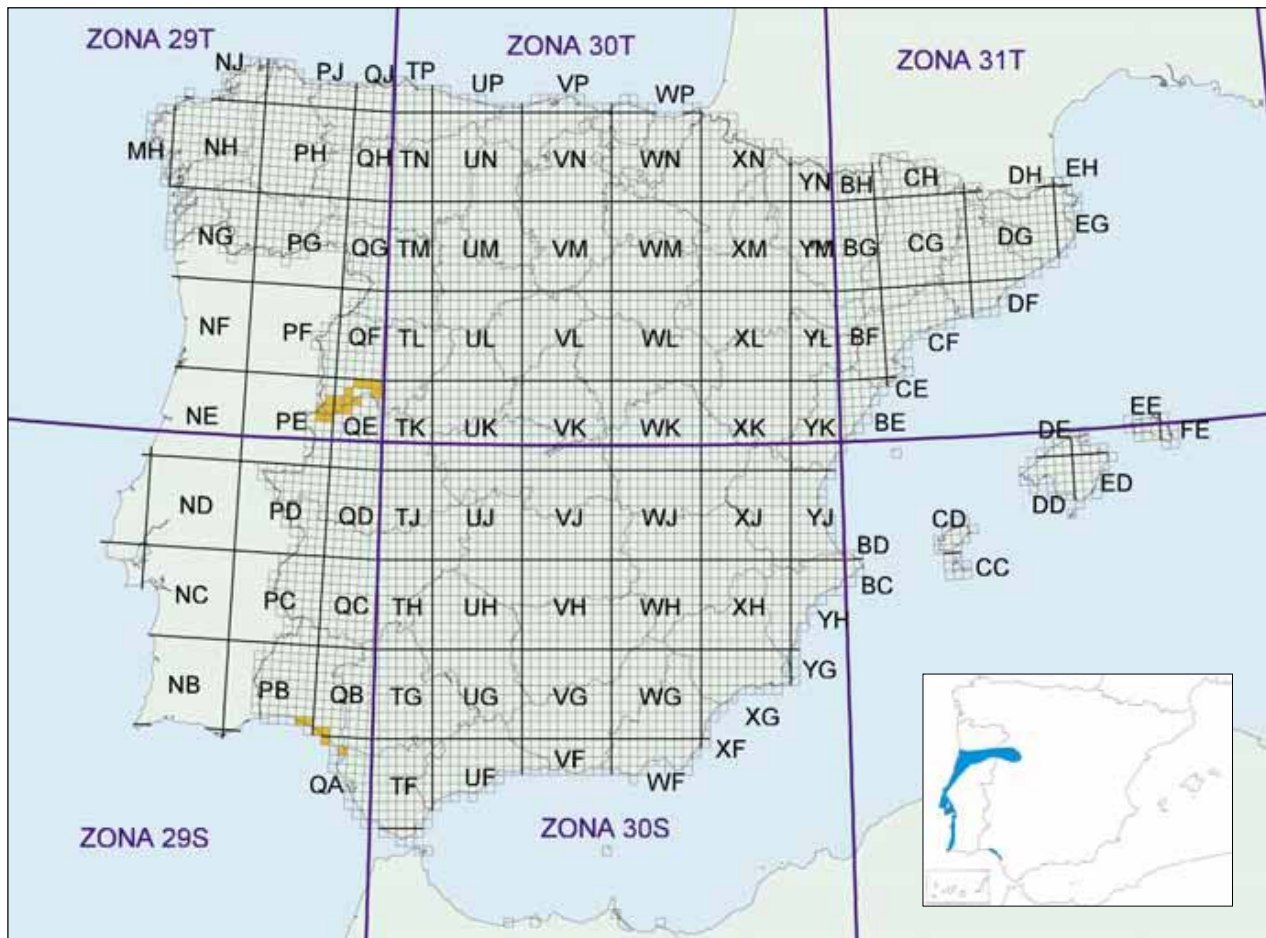
Ejemplar de Salamanca.

Nueva especie endémica de la Península Ibérica que resulta de la elevación al rango específico de la subespecie *P. bocagei carbonelli* PÉREZ-MELLADO, 1981 y también de la inclusión (con el correspondiente cambio nomenclatorial) de la lagartija de Berlengas *P. b. berlengensis* VICENTE, 1985 (HARRIS & SÁ-SOUSA, 2001; SÁ-SOUSA, 2001; SÁ-SOUSA *et al.*, 2000).

La lagartija de Carbonell se distribuye principalmente por el occidente ibérico al sur del Río Duero: centro-norte de Portugal, Sistema Central Occidental (Sierra de la Estrella hasta la Sierra de Gata, y Peña de Francia) y núcleos aislados en la costa occidental portuguesa. Está también citada en el entorno de las Marismas del Guadalquivir.

La lagartija de Carbonell suele presentar una distribución regresiva y dispersa, quizás como consecuencia de la expansión del clima mediterráneo. Quedan aún por establecer claramente los límites geográficos de su distribución, tanto hacia el Este como hacia el Sur. En el Sistema Central sólo esta presente en las áreas de influencia atlántica, entre 800 y 1.200 m de altitud, siendo su límite oriental la cuenca del Río Alagón, sin alcanzar la Sierra de Béjar (Salamanca). Aquí, la mayoría de las citas se encuentran en zonas de bosque caducifolio de *Quercus pyrenaica* que dan paso a brezales y piornales subseriales del piso oromediterráneo de la Región Mediterránea (PÉREZ-MELLADO, 1981a). Podríamos añadir otro factor como es la ausencia en el área de la especie vecina, *P. muralis*. Esto último explicaría la ausencia de *P. carbonelli* en sectores del Sistema Central aparentemente idóneos para ella, como son el sector Guadarrámico. Sin embargo, esta especie vive sobre todo en el suelo, en áreas aclaradas o linderos de bosques y matorrales, trepando menos por rocas y muros que otros *Podarcis* ibéricos. En el Sur se conoce en los arenales arbustivos de Doñana, en simpatría alotópica con *P. hispanica vaucheri*, pero no se descarta su presencia potencial en otros rincones de la Bahía de Cádiz, con una elevada pluviosidad por la inmediata proximidad del mar (microclimas húmedos). La comparación climática y corológica con respecto a *Lacerta schreiberi* apunta la posibilidad de otros sistemas montañosos (ej. Sierra de Guadalupe, Montes de Toledo, Sierra Morena) como potencialmente idóneos para *P. carbonelli*, pero hasta el momento no hay ninguna cita conocida.

Paulo Sá Sousa



FICHA LIBRO ROJO

Podarcis carbonelli

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: *P. carbonelli* exige medidas específicas de conservación dada su restringida área de distribución. Estas pasan en un primer plan por incluir las áreas de distribución donde es más abundante en espacios naturales protegidos que permitan el mantenimiento de la heterogeneidad forestal natural. Para otros expertos, algunas poblaciones se habrían rarificado, sin que esto suponga un problema para la especie.

Características biológicas relevantes para su conservación: Se trata de una especie que, al menos en España, se halla acantonada en uno o dos biotopos. Por un lado las formaciones de roble melojo, *Quercus pyrenaica*, y por otro las dunas litorales. En ambos casos, la conservación de la especie está íntimamente ligada al mantenimiento de estos hábitats concretos.

Factores de amenaza: Los incendios forestales, la sustitución de los melojares y sus etapas subseriales por cultivos forestales de coníferas y la degradación de las dunas litorales son los factores de amenaza principales para la especie.

Poblaciones amenazadas: La población del sur de la Península Ibérica (zona de Doñana) ocupa un área restringida que, tradicionalmente, sufre la amenaza derivada de la presión turística.

Actuaciones para su conservación: No se ha llevado a cabo ninguna actuación concreta para la conservación de la especie. La inclusión de sus áreas de distribución en el Sistema Central dentro de áreas protegidas sería la actuación más efectiva para preservar sus poblaciones.

Otros expertos consultados: A. Marco & V. Pérez-Mellado.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); GALÁN (1997a); HARRIS & SÁ-SOUSA (2001); MAGRANER (1986); PÉREZ-MELLADO (1981a, 1981b, 1997j); SÁ-SOUSA (2000, 2001); SÁ-SOUSA *et al.* (2000b, 2001).

Familia *Lacertidae*

***Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870). Lagartija ibérica**

Sargantana ibérica (cat.), *sugandila iberiarra* (eusk.), *lagartixa dos penedos* (gal.)



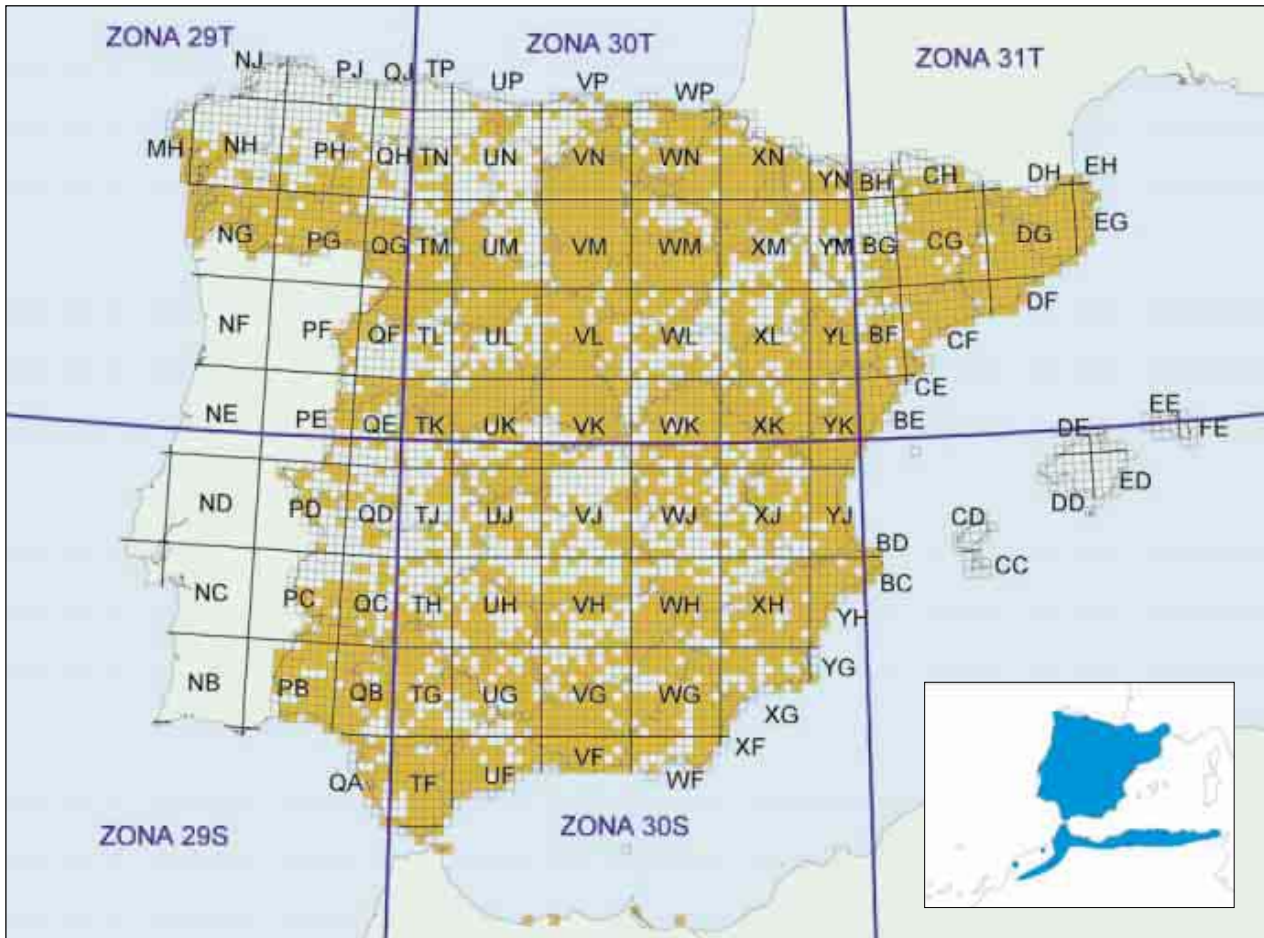
L. J. Barbado

Ejemplar macho de Navezuelas, Cáceres.

La lagartija ibérica es una entidad parafilética que agrupa al menos cinco linajes monofiléticos en la Península Ibérica (HARRIS & SÁ-SOUSA, 2001). Sin embargo, la completa discriminación de las nuevas especies o subespecies de este complejo está aún en una fase inicial. Así, no se planteará aquí detalladamente la distribución de tales formas y sólo se presenta el conjunto como un todo, a la espera de los resultados de análisis en curso. OLIVERIO *et al.* (2000) ha propuesto *P. hispanica vaucheri* como una especie distinta, donde estarían incluidas las poblaciones norteafricanas. También han sido identificados dos tipos de lagartijas ibéricas, los cuales se distribuyen en parapatría, respectivamente, el tipo 1 en el noroeste ibérico y el tipo 2 en el suroeste ibérico (SÁ-SOUSA, 2000a; SÁ-SOUSA *et al.*, 2002) que, con toda probabilidad, tendrían rango específico.

El complejo *P. hispanica* se halla presente en casi toda la Península Ibérica, sur de Francia y norte de África (desde Marruecos hasta Túnez). Al oeste de los Pirineos se encuentra hasta los límites del País Vasco francés, mientras que al este alcanza, en el sur de Francia, las Cévennes y el Ródano. En Marruecos está presente en áreas montañosas, así como en zonas costeras del norte y en las Islas Chafarinas. También se halla en el norte de Túnez y Argelia.

Se distribuye por casi todo el territorio ibérico, pero sólo está presente en la vertiente cantábrica del País Vasco y en Galicia, hasta la isoterma de los 14 °C. *P. hispanica* es común en toda su área de distribución, aunque suele ser más frecuente en la mitad septentrional de la Península Ibérica y en las áreas de media montaña. Su ausencia de cuadrículas de Extremadura, Andalucía y Huesca es, probablemente, el resultado de un muestreo insuficiente. Quizás no sea así en el caso de Almería o de algunas cuadrículas de las submesetas norte y sur donde las condiciones ambientales o las profundas modificaciones del paisaje han podido extinguir localmente a la especie. Se ha citado en numerosas islas e islotes costeros atlánticos (Santa Clara en San Sebastián y diversas islas en Pontevedra) y mediterráneos (Islas Medas en Girona, Benidorm en Alicante, y otros islotes de la Comunidad de Valencia y Murcia).



En áreas de media montaña convive con *P. muralis*, en cuyo caso suele existir una neta segregación espacial, con la lagartija roquera ocupando las áreas de suelo y taludes de tierra menos asoleados, mientras que *P. hispanica* se acantona en las zonas rocosas y en las laderas de mayor insolación. Cuando convive con *P. bocagei* o *P. carbonelli*, éstas últimas ocupan el suelo entre la vegetación arbustiva y *P. hispanica* es preferentemente rupícola.

Su distribución altitudinal en Iberia abarca desde el nivel del mar hasta 3.481 metros en Sierra Nevada. Ocupa una gran variedad de hábitats naturales y humanizados dónde presenta casi siempre un carácter rupícola, al menos en la mitad septentrional de la Península Ibérica. La situación es, sin embargo, diferente en el este y sur peninsular, donde puede ser la única especie del género *Podarcis* presente. Entonces, ocupa también el suelo y las formaciones arbustivas, cuando faltan los afloramientos rocosos.



Macho y hembra de Madrid.

L. J. Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis hispanica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: El conjunto de poblaciones ibéricas de *P. hispanica* carece de amenazas significativas. Sin embargo, la futura delimitación de varias entidades taxonómicas diferentes puede resultar en una situación diferente en la cual alguna de dichas entidades tenga una distribución más restringida y unos problemas de conservación mayores.

Características biológicas relevantes para su conservación: La lagartija ibérica se halla estrictamente ligada en gran parte de su área de distribución a los afloramientos rocosos. La modificación o destrucción de los mismos, cuando se hallan aislados en grandes extensiones desprovistas de ellos, puede dar lugar a la desaparición de la especie en zonas muy amplias.

Factores de amenaza: Destrucción de los refugios rocosos. Por ejemplo, en muchas zonas de la Península se sustituyen los tradicionales cerramientos con vallas de piedras por vallas artificiales de alambre u otros materiales y, de ese modo, desaparecen los únicos refugios disponibles para la lagartija ibérica. En las poblaciones insulares de la costa mediterránea y en Galicia, la presión de los visitantes durante el verano y la introducción de depredadores como los gatos constituyen factores de amenaza de primer orden que, en algunos casos, pueden dar lugar a la total extinción de una población.

Poblaciones amenazadas: Pueden considerarse amenazadas algunas poblaciones insulares adscritas a *P. hispanica*. Es el caso de la población de la Isla de Benidorm que ha sufrido una fuerte regresión de sus efectivos en los últimos diez años, como consecuencia de la destrucción de la vegetación y los refugios rocosos en la isla, sometida a una intensa presión humana durante todo el año. Se desconoce la situación real de otras poblaciones de islotes costeros del Mediterráneo y por tanto debería evaluarse adecuadamente.

Algunas poblaciones insulares de Galicia necesitarían una protección especial, pero no se posee suficiente información sobre ellas, por ello GALÁN (1999a) las considera como DD (Datos insuficientes). Como son numerosas, se remite a GALÁN (1999a) para su ubicación. Se mencionan como amenaza para ellas el crecimiento de las poblaciones de *Larus cachinnans*, la gaviota patiamarilla.

Actuaciones para su conservación: En la isla de Benidorm se han llevado a cabo censos de densidad recientes (2001) con el objetivo de evaluar el estado de la población. Así mismo, en el muelle de dicho islote existe un cartel informativo de la Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat de Valencia informando a los visitantes sobre el carácter protegido de la lagartija ibérica y la prohibición de su captura. No existen otras actuaciones de conservación a nivel de la Península Ibérica.

Otros expertos consultados: P. Galán.

Paulo Sá Sousa & Valentín Pérez-Mellado

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); GUILLAUME (1997a); HARRIS & SÁ-SOUSA (2002); KLEMMER (1959); OLIVERIO *et al.* (2000); PÉREZ-MELLADO (1997k, 1997l); PÉREZ-MELLADO & GALINDO (1986); SÁ-SOUSA (2000a); SÁ-SOUSA *et al.* (2002).

Familia *Lacertidae****Podarcis lilfordi* (Günther, 1874). Lagartija balear***Sargantana de les Balears* (cat.)

L. J. Barbadillo

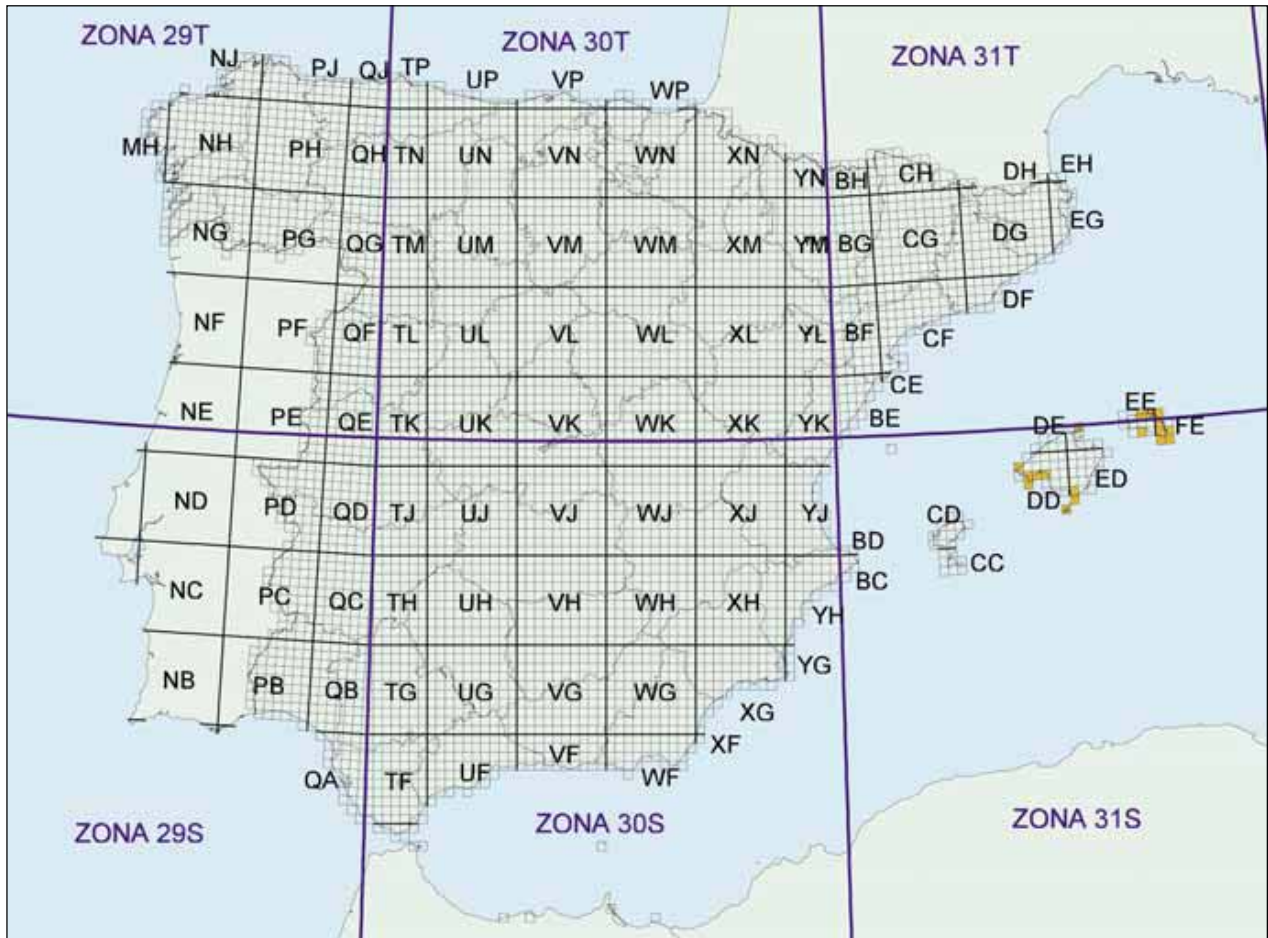
Macho de Cabrera.

Endemismo balear presente únicamente en islotes costeros de Mallorca, Menorca y el archipiélago de Cabrera. Se trata, junto con la lagartija de las Pitiusas y el ferreret, de una de las tres únicas especies supervivientes de la fauna Plio-pleistocénica de las Islas Baleares, que se extinguió casi completamente durante el Holoceno, coincidiendo con el asentamiento del hombre en las islas. En Cabrera, *P. lilfordi* se halla en la isla principal y en dieciséis islotes circundantes (SALVADOR, 1993). En Menorca se encuentra en quince poblaciones, tras la extinción reciente en dos de ellas, la de la isla de las Ratas en el Puerto de Mahón, dinamitada en 1935, y la de otro islote en la costa nordeste. TRIAY (2000) ha señalado el reciente descubrimiento de una nueva población en el islote d'en Mel, en el Parque Natural de s'Albufera des Grau. En Mallorca se conoce la presencia de la lagartija balear en un total de once islotes costeros, pero es necesario un estudio actualizado de los mismos para confirmar la supervivencia y estado actual de la especie. De forma recurrente, se observan lagartijas baleares en diversos lugares de las islas principales de Mallorca y Menorca. BUTTLE (1986) señala la especie en Casas Viejas, cerca del cabo Formentor, y MAYOL (1985) recoge algunas de las citas más habituales en el Puerto de Mahón en Menorca y en varios puntos de la costa meridional de Mallorca. Estas citas no han dado lugar, por ahora, a observaciones ulteriores y reiteradas que pudieran indicar el establecimiento en alguno de dichos puntos de una población reproductora.

La desaparición de las dos islas principales de Mallorca y Menorca se produjo, de acuerdo con el registro fósil, hace unos 2.000 años o quizás incluso menos en algunas áreas. La extinción tuvo como causa más probable la presión ejercida por los depredadores introducidos por el hombre durante el Holoceno, entre los cuales cabe citar a los gatos, la marta y la comadreja. Es probable que el papel atribuido en dicha extinción a depredadores como la culebra de cogulla, *Macroprotodon cucullatus* y potenciales competidores, como la lagartija italiana, *Podarcis sicula*, sea mucho menor o irrelevante.

La lagartija balear ocupa todos los hábitats disponibles en los islotes donde habita, desde las playas de arena y el litoral rocoso hasta el interior de las pequeñas masas forestales de las islas de mayor extensión como Cabrera, o Colom en Menorca.

Los problemas de conservación y amenazas sobre las poblaciones baleares de *P. lilfordi* son sumamente variados. En muchos casos, existe un problema intrínseco a la población: el reducido tamaño de la misma. Así, en Cabrera y en algunos islotes menorquines se han contabilizado poblaciones que no superarían los 50 individuos. Este tamaño parece, al menos teóricamente, por debajo de los mínimos viables desde el punto de vista de la genética de poblaciones y el mantenimiento de la variabilidad. No



obstante, es claro que algunos islotes mantienen estos reducidos efectivos sin aparentes problemas desde hace mucho tiempo. Otra amenaza es la constituida por las continuas traslocaciones detectadas entre algunos islotes. Los visitantes que llegan a los islotes, principalmente en verano, capturan lagartijas en algunos casos y las trasladan a otros islotes o a la zona costera. En el primer caso, dicha traslocación, si continua produciéndose con un número de individuos suficiente, puede perturbar de forma grave el aislamiento evolutivo de cada una de las poblaciones. Las capturas de lagartijas como mascotas, para su mantenimiento en terrarios en las propias islas o para la venta y exportación ilegal ha sido una amenaza evidente para muchas poblaciones. Afortunadamente, parece que estas prácticas han disminuido de forma significativa en los últimos años. Al igual que en el caso de la lagartija de las Pitiusas, en *P. lilfordi* se ha detectado un efecto negativo de las campañas de erradicación de gaviotas patiamarillas o de ratas, al emplearse, al menos durante unos años, cebos envenenados. Así mismo, la cobertura vegetal de algunos islotes está siendo destruida por las cabras introducidas en los mismos, afectando a los recursos tróficos y al hábitat de las lagartijas baleares. Al menos en un islote de la costa menorquina, se ha verificado una extinción de la población como consecuencia de la unión del islote a la isla principal por medio de un puente que, con toda probabilidad, permitió el paso de depredadores y competidores introducidos.



Ejemplar de Adaya Grande.

L. J. Barbadillo

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis lilfordi

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU B1 + 2bd.

Categoría España y criterios: En Peligro EN B1 + 2bd. Esta categoría es la misma que la propuesta en el Libro Rojo de los vertebrados de Baleares (MEJÍAS & AMENGUAL, 2000).

Justificación de los criterios: Criterios B1 (fragmentación severa de las poblaciones) y 2bd (declive continuo en el área de ocupación y en la calidad del hábitat).

Características biológicas relevantes para su conservación: Taxón endémico del archipiélago balear, presente únicamente en islotes costeros de Mallorca, Menorca y Cabrera.

Factores de amenaza: Muy variados. Reducidos efectivos poblacionales en muchos núcleos (menos de 50 individuos en algunos casos) que en algunos islotes se mantienen desde hace mucho tiempo. Continuas traslocaciones de individuos efectuadas por los visitantes entre algunos islotes. La capturas de lagartijas para su mantenimiento en terrarios en las propias islas o destinadas al comercio ilegal resulta una amenaza evidente para muchas poblaciones. El empleo de cebos envenenados en las campañas de erradicación de gaviotas patiamarillas o de ratas supone otro factor de riesgo. La cobertura vegetal de algunos islotes está siendo destruida por las cabras introducidas, afectando a recursos tróficos y de hábitat.

Poblaciones amenazadas: Como mínimo, una población extinta en un islote de la costa menorquina, debido al efecto de los predadores y competidores alóctonos que llegaron a través de un paso elevado que conecta el islote con la isla principal. Actualmente, las poblaciones más amenazadas corresponden a los islotes de Toro y Malgrats en Mallorca, Mel, Sanitja y Porros en Menorca, y Esponja en Cabrera. Sin embargo, esta lista es claramente deficiente ya que no se poseen datos recientes de buena parte de las poblaciones de islotes costeros de Mallorca y de algunos de Cabrera.

Actuaciones para su conservación: La declaración del Parque Nacional de Cabrera y de los Parques Naturales de Dragonera y de s'Albufera des Grau asegura una mejor protección para dos poblaciones de *P.lilfordi* en Menorca y todas las presentes en el archipiélago de Cabrera. Entre las acciones de conservación acometidas por el Gobierno Balear, cabe destacar unas primeras estimaciones de la densidad y efectivos poblacionales en algunos islotes (UNIDAD DE VIDA SILVESTRE, 1983) que ahora se pretende incrementar y actualizar para la totalidad del archipiélago, la instalación de carteles informativos en muchos de los islotes ocupados por lagartijas y una campaña de educación ambiental (MEJÍAS & AMENGUAL, 2000).

El grupo de expertos en anfibios y reptiles del Consejo de Europa elaboró una serie de Planes de Acción en los cuales, para la lagartija balear, se propone la cría en cautividad y la reintroducción en los islotes con poblaciones más amenazadas, la inclusión de los islotes costeros en la red Natura 2000 y otras medidas complementarias como el refuerzo de la legislación actual para prevenir el comercio, la captura de ejemplares, la modificación o pérdida de los hábitats y el control de visitas a los islotes. Sin embargo, se olvida frecuentemente que los principales problemas en los islotes costeros derivan de la titularidad privada de muchos de ellos, que impide una gestión adecuada. Por otro lado, la cría en cautividad es una alternativa dudosa para la conservación de un conjunto tan amplio de poblaciones diferentes y, al mismo tiempo, para el mantenimiento prioritario de la variabilidad y peculiaridad genética de cada una de ellas. Es probable que cada población de lagartija balear precise de una estrategia de conservación particularizada. En algunos casos, sería suficiente la declaración de protección máxima para el enclave y el control de las visitas. En otros, es necesario un estudio detallado que arroje luz sobre las causas del declive poblacional observado o sobre las amenazas concretas que se ciernen sobre la población.

Otros expertos consultados: J. Muntaner.

Valentín Pérez-Mellado

Referencias más significativas

BUTTLE (1986); EISENTRAUT (1950); ESTEBAN *et al.* (1994); MAYOL (1985); MEJÍAS & AMENGUAL (2000); PÉREZ-MELLADO (1989, 1997m); PÉREZ-MELLADO & SALVADOR (1988); PÉREZ-MELLADO *et al.* (2000b, en prensa); PONS & PALMER (1996); SALVADOR (1986a, 1993); TRIAY (2000), UNIDAD DE VIDA SILVESTRE (1983).

Familia *Lacertidae*

***Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). Lagartija roquera**

Sargantana roquera (cat.), *horma-sugandila* (eusk.), *lagartixa dos muros* (gal.)



J. Pérez-Contreras

Puerto de Cotos, Madrid.

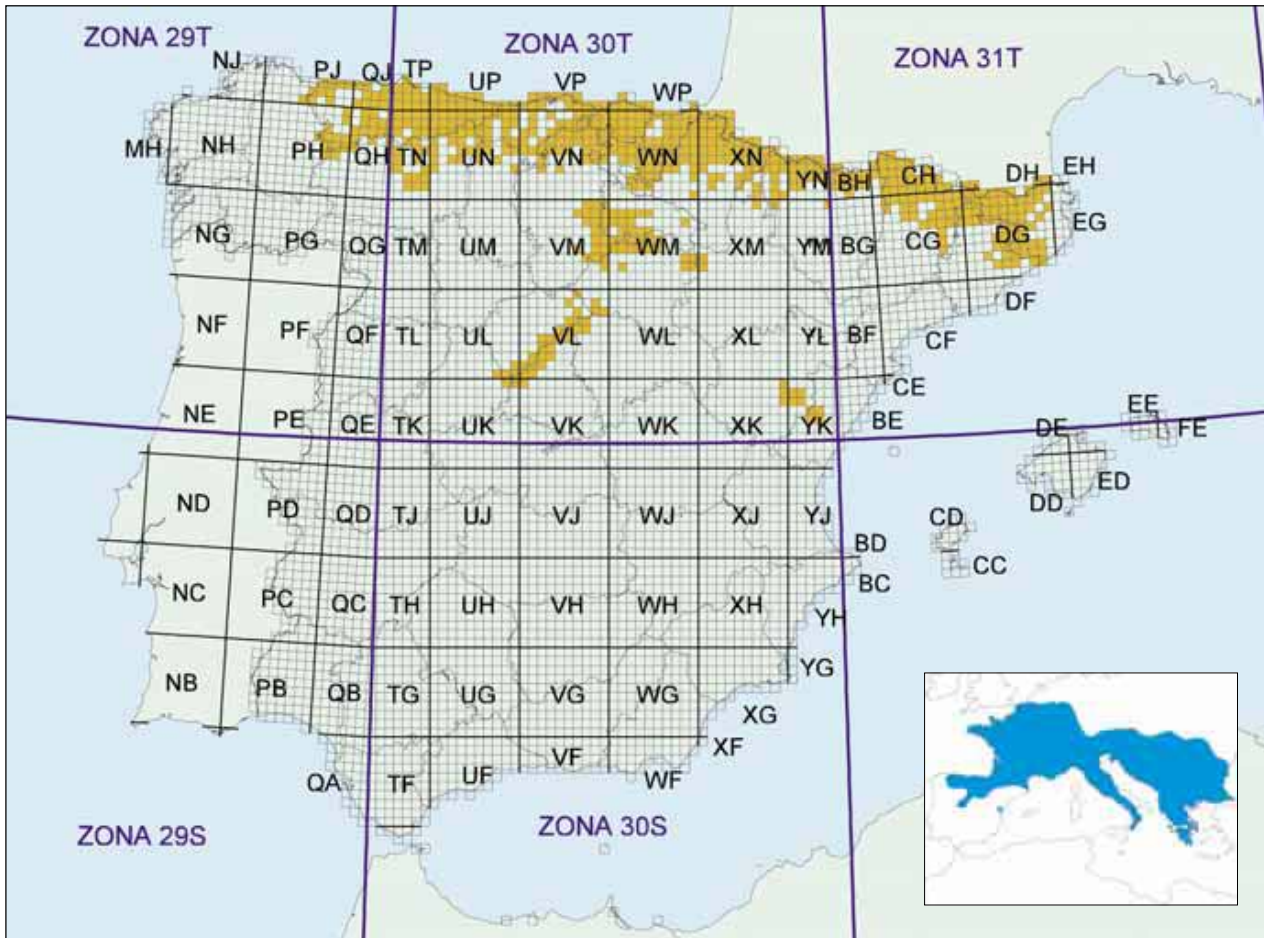
Especie presente desde Turquía asiática y las costas del Mar Negro hasta la Península Ibérica. En el norte de Europa alcanza Holanda y las citas más meridionales corresponden al sur de Italia y extremo meridional del Peloponeso en Grecia. Introducida hace años en varias zonas de Estados Unidos, donde se conocen poblaciones reproductoras y estables.

En la Península Ibérica ocupa la franja eurosiberiana del Pirineo, prepirineo y Cordillera Cantábrica, así como parte de los sistemas Central e Ibérico. Existen numerosas citas erróneas que, poco a poco, han



J. P. Contreras

Ejemplar de Aigües-Tortes (Lleida)



ido desapareciendo de los catálogos, guías de campo y mapas. El extremo occidental del área de distribución estaría situado en el límite entre Asturias y Galicia. Algunas citas en el interior de Galicia han sido descartadas al carecer de confirmación reciente. La lagartija roquera está ausente de la Submeseta Norte, de modo que no desciende del norte de Burgos, Palencia, Soria y León y sólo penetra hacia el interior de la Península a través del Sistema Ibérico y Sistema Central. En éste último, alcanza el extremo occidental de la Sierra de Guadarrama y no llega hasta las sierras abulenses. Mantiene poblaciones aisladas en la Sierra de Gúdar y el Macizo de Peñagolosa en Castellón (VENTO *et al.*, 1991), que constituyen su localización más meridional ibérica. Además, ha sido citada de varios islotes de las costas de Asturias, Cantabria y Vizcaya. El mapa adjunto refleja adecuadamente la distribución actual de la especie. No obstante, sería de gran interés comprobar si existe una continuidad real entre las poblaciones del extremo oriental de la Sierra de Ayllón en Soria, y las de la zona más suroccidental del Sistema Ibérico. Es necesario además establecer con mayor precisión el límite meridional de su distribución en León y Navarra.

Ocupa gran variedad de hábitats, desde construcciones humanas hasta el interior de bosques caducifolios. En las áreas donde no convive con la lagartija ibérica se comporta como una especie rupícola, en muros de piedras y acúmulos rocosos. Cuando se halla en simpatria con *P. hispanica*, es habitual que ésta ocupe las rocas y *P. muralis* los taludes de tierra y las zonas de suelo. En las comarcas más orientales de su distribución ibérica habita las áreas de clima no mediterráneo, de modo que los 800 mm de pluviosidad anual marcan el límite meridional de la especie (LLORENTE *et al.*, 1995).

Valentín Pérez-Mellado

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis muralis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC

P. m. rasquinetti Datos insuficientes DD

Justificación de los criterios: La mayoría de las poblaciones de lagartija roquera de la Península se hallan en un estado de conservación satisfactorio. En Galicia por ejemplo se considera No amenazada (GALÁN, 1999). Asturias no la ha incluido en su catálogo regional de especies amenazadas, si bien no se tienen datos concretos de la subespecie *P. m. rasquinetti*, tanto a su validez taxonómica como a su estado de conservación, por ello proponemos para esta subespecie la categoría de DD, a la espera de más información.

Características biológicas relevantes para su conservación: La lagartija roquera posee en todas las zonas donde habita una distribución contagiosa en pequeños núcleos de población. Este tipo de distribución espacial es más vulnerable a cualquier actuación sobre el paisaje.

Factores de amenaza: Generalmente muy abundante. En algunas zonas de Castilla y León y Navarra donde antes era la única especie presente, ahora convive en estrecha simpatria con *P. hispanica*, que ha colonizado recientemente estas áreas (BARBADILLO & MARTÍNEZ SOLANO, com. pers.).

Poblaciones amenazadas: En algunas poblaciones de islotes costeros, al menos en Cantabria, existen amenazas derivadas de la presión humana durante el período estival, como la traslocación de individuos desde la costa, lo que provocaría a medio o largo plazo la desaparición de las características distintivas de dichas poblaciones insulares. En zonas del Sistema Central, como el nordeste de la provincia de Segovia, la urbanización de áreas de media y alta montaña y la construcción de instalaciones de esquí ha destruido su habitat, y ha desaparecido o se ha hecho extremadamente rara. En general, la amenaza más importante para sus poblaciones deriva de la modificación de los paisajes de media montaña, destrucción de los hábitats y eliminación de los refugios naturales.

Actuaciones para su conservación: No se han llevado a cabo actuaciones concretas para la conservación de esta especie ni de ninguna de sus poblaciones.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, I. Martínez Solano & F. González.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BRAÑA (1991, 1993); GALÁN (1999a); GOSÁ (1985, 1987a, 1987b), GRUSCHWITZ & BÖHME (1986), KLEMMER (1964); LLORENTE *et al.* (1995), MARTÍN *et al.* (1995); OLIVERIO *et al.* (2000); PÉREZ-MELLADO (1997n, 1997ñ), PÉREZ-MELLADO & GALINDO (1986), VENTO *et al.* (1991).

Familia *Lacertidae****Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883). Lagartija de las Pitiusas***Sargantana de les Pitiüses* (cat.)

Albert Montori

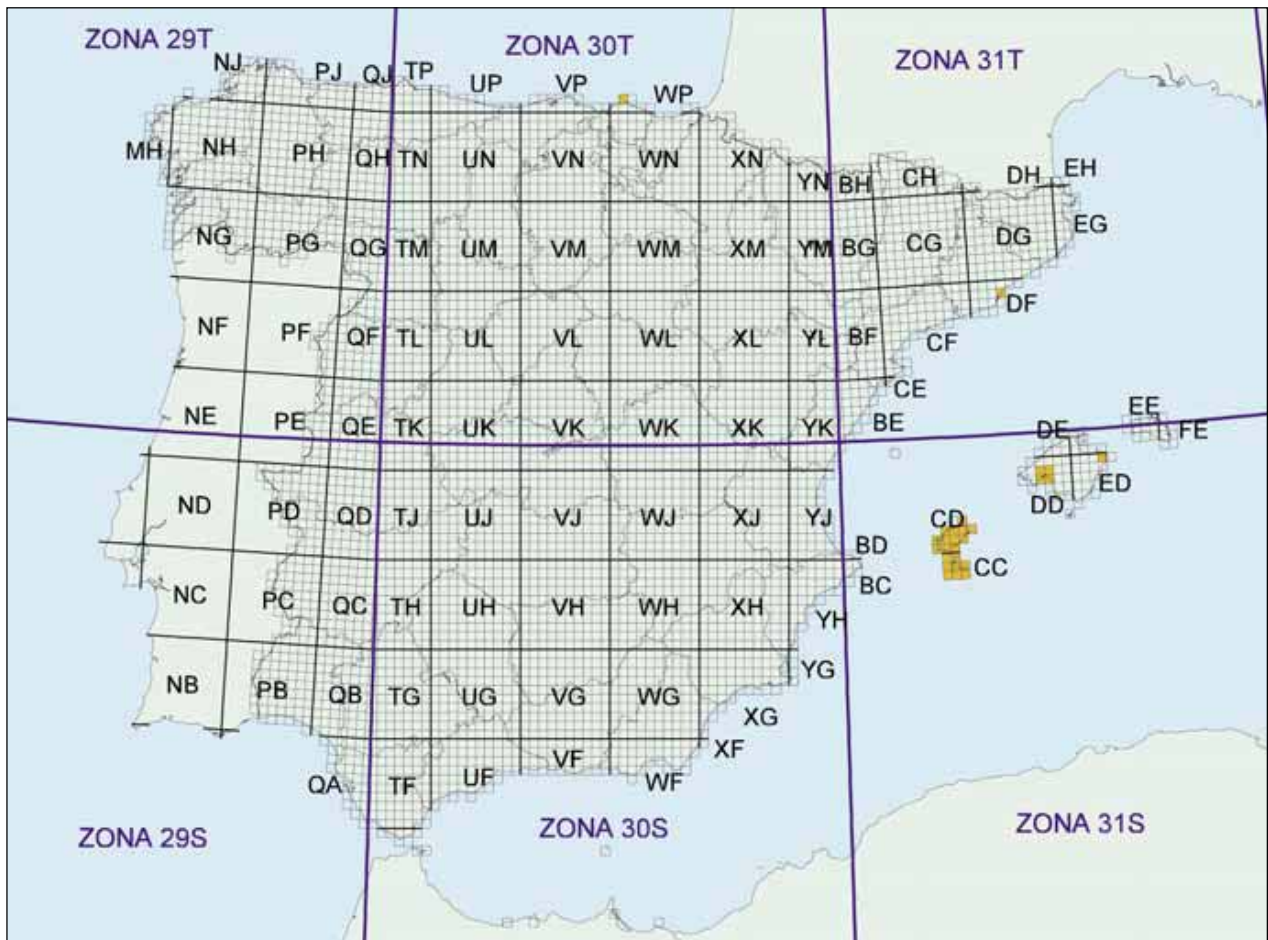
Ejemplar de Plaça de les Glòries, Barcelona

Endemismo balear de las islas Pitiusas: Ibiza y Formentera. Aunque hace algunos años se propuso que la similitud genética de la lagartija de las Pitiusas y la lagartija balear, *Podarcis lilfordi*, era tal que deberían considerarse como formas conespecíficas, los más recientes resultados moleculares confirman que se trata de dos especies diferentes (TERRASA *et al.*, 2001). La actual distribución de *P. pityusensis* es el resultado del aislamiento de las Islas Baleares tras las crisis Messiniense y del posterior aumento del nivel del mar durante el Pleistoceno, que dio lugar a la aparición de los islotes costeros.

En Ibiza y Formentera está presente en la totalidad de las cuadrículas de ambas islas y, además, se han citado al menos 42 poblaciones en otros tantos islotes costeros. FRITZ (1992) cita *P. pityusensis* introducida en Cala Ratjada, al nordeste de Mallorca. Las otras zonas de introducción corresponden a las murallas de la ciudad de Palma en Mallorca y a ses Illetes, también en la bahía de Palma. Así mismo, existe una introducción histórica en el islote de Es Dau Gran, en la costa meridional ibicenca (BÖHME & EISENTRAUT, 1981) que perdura en la actualidad con un número extremadamente reducido de ejemplares (MAYOL, 2001). Es destacable una reciente introducción en un descampado de la plaza de las Glorias en Barcelona (CARRETERO *et al.*, 1991). Esta población, aparentemente, ha desaparecido después de más de diez años (CARRETERO, com. pers.). Esporádicamente, se señala la presencia de la lagartija de las Pitiusas en otros puntos de Baleares y de la Península Ibérica, casi siempre en zonas próximas a la costa. Sin embargo, tales individuos no parecen perdurar como fundadores de nuevas poblaciones reproductoras. El éxito durante años de la pequeña población asentada en Barcelona indica una buena adaptabilidad a las condiciones de la costa mediterránea peninsular y, probablemente, una superioridad competitiva respecto a especies congénicas autóctonas, por lo que no es descartable la futura aparición de nuevas poblaciones reproductoras, como consecuencia de la liberación de individuos procedentes de la terrariofilia.

En Ibiza se distribuye desde el nivel del mar hasta la máxima altitud de la isla (475 msn) en todo tipo de hábitats, aunque parece más abundante en las zonas costeras provistas de vegetación arbustiva dispersa y en las cuales existan afloramientos rocosos o vallas artificiales de piedras como refugios.

En las islas de Ibiza y Formentera se observan densidades relativamente elevadas pero localizadas en puntos concretos, aunque, en general, la situación de dichas poblaciones puede calificarse como



satisfactoria, con escasas amenazas que puedan poner en peligro su supervivencia. En los islotes costeros la situación es notablemente más variable. En algunos enclaves como los islotes orientales de Ibiza, la densidad es adecuada e incluso elevada. En otros islotes se han detectado serias disminuciones de la densidad en los últimos diez a quince años, como es el caso de Illa Murada al noroeste de Ibiza o de algunos de los islotes más alejados de la costa en la bahía de San Antonio.

Es preciso un mayor y periódico esfuerzo de muestreo que permita establecer el estado real de conservación de muchas de las poblaciones de los islotes costeros. La última revisión del estado de conservación de la lagartija de las Pitiusas corresponde a BLANCO & GONZÁLEZ (1992) que consideran en peligro de extinción las poblaciones de Ses Margalides y de s'Illeta den Purroig. Así mismo, las lagartijas habitantes de Fraile, s'Hort, Puercos, Ses Rates, Sa Torreta y Escuí d'Espartó se consideran vulnerables. Por su parte, CIRER & MARTÍNEZ-RICA (1997) señalan que las poblaciones más amenazadas corresponden a los islotes de Gastabí, Alga, Torretes, Caragoler, Sal Rosa, s'Hort, Sa Mesquida y Ses Margalides.

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis pityusensis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazado NT.

Justificación de los criterios: En las islas de Ibiza y Formentera se observan densidades relativamente elevadas pero localizadas en puntos concretos, aunque, en general, la situación de dichas poblaciones puede calificarse como satisfactoria. La situación en muchos islotes costeros es por completo diferente ya que algunos poseen poblaciones en franco declive o al borde de la extinción.

Características biológicas relevantes para su conservación: Endemismo balear de las islas Pitiusas: Ibiza y Formentera. En ellas está presente en la totalidad de las cuadrículas de ambas islas y, además, se han citado, al menos, 42 poblaciones en otros tantos islotes costeros.

Factores de amenaza: Debido a la gran diversidad de las condiciones de los islotes costeros, las amenazas son muy variadas. De modo general, la intensa visita estival a algunos islotes costeros degrada su cobertura vegetal y, a medio o largo plazo, destruye las fuentes de recursos tróficos en los islotes de más reducidas dimensiones y genera directamente otras amenazas. Por ejemplo, se producen translocaciones de individuos entre islotes por los visitantes, lo que destruye el aislamiento genético y los rasgos morfológicos que caracterizan de forma única a muchas de las poblaciones. Existe introducción de competidores potenciales como *Rattus rattus* o depredadores como los gatos. En algunos islotes se ha detectado una mortalidad significativa ligada al empleo de cebos envenenados para el control de *Larus cachinnans*. Hace una década, en varios islotes se observaron individuos muertos en el interior de trampas de caída olvidadas por colectores profesionales o por investigadores poco escrupulosos.

Poblaciones amenazadas: En algunos enclaves como los islotes orientales de Ibiza, la densidad es adecuada e incluso elevada. En otros islotes, sin embargo, se han detectado serias disminuciones de la densidad en los últimos diez a quince años, como es el caso de Illa Murada al noroeste de Ibiza o de algunos de los islotes más alejados de la costa en la bahía de San Antonio. Las poblaciones de islotes costeros más amenazados son los de Murada, ses Margalides, illeta de Purroig, y Alga como en peligro de extinción y como vulnerables las poblaciones de illa des Frares, s'Hort, Puercos, ses Rates, sa Torreta, Espartó y Espardell (MEJÍAS & AMENGUAL, 2000, PÉREZ-MELLADO, datos inéditos). Sólo un estudio actualizado del estado de dichas poblaciones permitirá elaborar una lista coherente de las más amenazadas.

La última revisión del estado de conservación de las poblaciones correspondía al Libro Rojo de los Vertebrados Españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992) que consideraba en peligro de extinción las poblaciones de Ses Margalides y de s'Illeta den Purroig, y vulnerables las poblaciones de Fraile, s'Hort, Puercos, Ses Rates, Sa Torreta y Escuí d'Espartó. Por su parte, CIRER & MARTÍNEZ-RICA (1997) señalaban que las poblaciones más amenazadas eran la de los islotes de Gastabí, Alga, Torretes, Caragoler, Sal Rosa, s'Hort, Sa Mesquida y Ses Margalides.

Actuaciones para su conservación: Las acciones de conservación emprendidas por el Gobierno Balear incluyen una campaña divulgativa sobre las poblaciones, con la colocación de carteles informativos en los islotes que reciben un mayor número de visitantes estivales. Se ha llevado a cabo algunos censos de densidad (UNIDAD DE VIDA SILVESTRE, 1983, RIERA, com. pers.) y, más recientemente, se ha comenzado una nueva evaluación del estado de conservación de todas las poblaciones aún en fase de elaboración. Es preciso un mayor y periódico esfuerzo de muestreo que permita establecer el estado real de conservación de muchas de las poblaciones de los islotes costeros.

Otros expertos consultados: J. Muntaner.

Valentín Pérez-Mellado

Referencias más significativas

ALCOVER & MAYOL (1982); BÖHME & EISENTRAUT (1981); CARRETERO *et al.* (1991); CIRER (1981, 1987, 1997); CIRER & MARTÍNEZ-RICA (1997); FRITZ (1992); MAYOL (1985, 2001); PÉREZ-MELLADO (1997o); SALVADOR (1984, 1986b); SALVADOR & PÉREZ-MELLADO (1984); TERRASA *et al.* (2001).

Familia *Lacertidae*

***Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). Lagartija italiana**

Sargantana italiana (cat.)

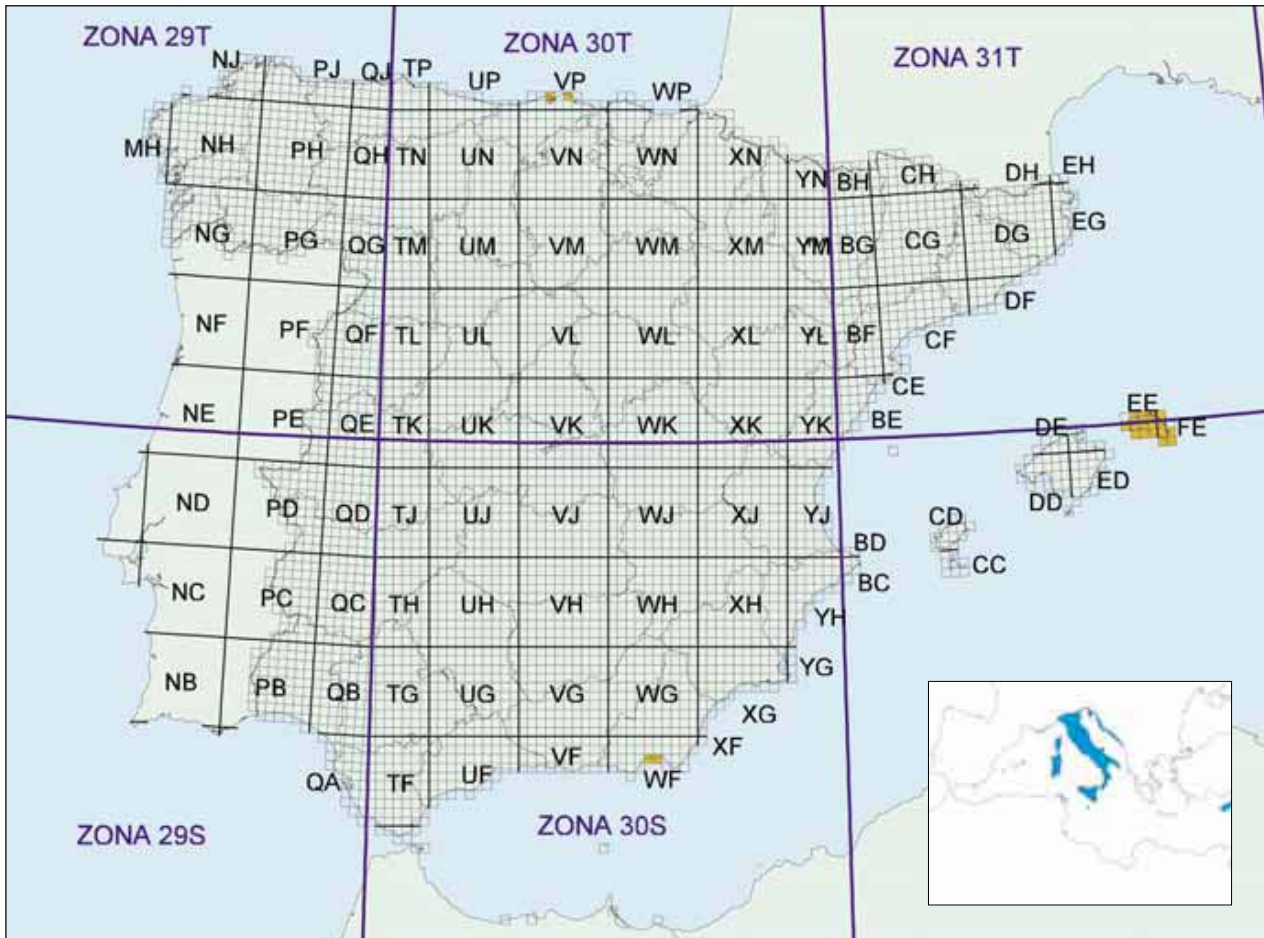


L. J. Barbado

Ejemplar de la isla de Menorca

La lagartija italiana posee una amplia distribución en toda la cuenca mediterránea, desde las zonas más orientales de los Balcanes, Turquía asiática y europea, incluyendo algunos islotes del Mar de Mármara, hasta el Mediterráneo Occidental. Ha sido introducida en las Islas Británicas, sur de Provenza, islotes costeros en Francia, Israel, Chipre, Túnez y los Estados Unidos. Pero se cree que también las amplias poblaciones existentes en Córcega y Cerdeña proceden de remotas introducciones humanas no intencionadas. Una cita en Grecia continental no ha sido recientemente confirmada. En la Península Ibérica hay poblaciones estables introducidas en los alrededores del puerto de Almería, rambla y parque Nicolás Salmerón de dicha ciudad y en la playa de Ris (Noja) y Santander, en Cantabria. El biogeógrafo mallorquín GUILLEM COLOM propuso en 1978 que la lagartija italiana habría ocupado Menorca como consecuencia de una conexión tirrenica entre esta isla y áreas insulares o continentales del Mediterráneo central, en un período geológico relativamente remoto. Sin embargo, todos los datos actuales indican una introducción reciente por parte del hombre, entre otras cosas porque existe una completa ausencia de restos fósiles o subfósiles de la especie en Menorca (KOTSAKIS, 1981). Incluso no es descartable una introducción medieval, entre los siglos XI y XIII, ya que en dicha época el comercio entre las repúblicas marítimas italianas y las Baleares era notablemente intenso. Hoy día, la lagartija italiana está presente en toda Menorca, desde las zonas interiores menos humanizadas hasta las áreas costeras. Casi todas las citas son relativamente recientes, ya que hace tan sólo 16 años únicamente se poseían datos concretos de tres localidades: Mercadal, Maó y Binisaid (HENLE & KLAVER, 1986). Apparently, sólo se encuentra en tres islotes costeros, el de Lazareto en Port Maó, artificialmente creado en el siglo XIX, en el Illot de Ses Mones en Port d'Addaia, y en l'Illa Plana o de Cuarentena, también en el puerto de Mahón donde, sorprendentemente, la población de lagartijas pertenece a esta especie y no a la balear, como ocurre en l'Illa del Rei, muy próxima y algo más reciente en su aislamiento que l'Illa Plana (PÉREZ-MELLADO *et al.*, 2000a).

Es muy probable una expansión reciente en Menorca ya que, al menos en el islote de Ses Mones, unido durante un tiempo a la cercana costa de Port d'Addaia, la especie presente hace tan sólo quince años era *Podarcis lilfordi* que hoy día ha sido sustituida por la lagartija italiana.



Ocupa una extraordinaria variedad de hábitats en Menorca, desde las zonas costeras arenosas, hasta el interior de los pinares, acebuchares y otras formaciones boscosas y arbustivas. Uno de los lugares dónde se observan mayores densidades son las denominadas “tancas”, vallas de piedras repartidas por toda la superficie insular. Probablemente, la población más densa de Menorca corresponde a uno de los dos enclaves microinsulares de la especie, la isla de Cuarentena.

Las poblaciones menorquinas se hallan en un estado de conservación adecuado. La única amenaza que se cierne sobre ellas, es el desmesurado crecimiento durante las últimas décadas de la población de gatos asilvestrados que son sus principales depredadores en la isla. No se posee información sobre el estado de conservación de las poblaciones introducidas en Almería y Cantabria, pero parecen relativamente densas y carentes de amenazas que comprometan su supervivencia inmediata. Se proponen, en el caso de Baleares, como medidas de conservación, las comunes a todo el resto de vertebrados silvestres de las islas, el control efectivo de las poblaciones de gatos asilvestrados con el inicio de una campaña de esterilización y formación de colonias controladas.

FICHA LIBRO ROJO

Podarcis sicula

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Justificación de los criterios: Especie introducida, probablemente en expansión.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie introducida en Cantabria, Almería y Menorca.

Factores de amenaza: El desmesurado crecimiento durante las últimas décadas de la población de gatos asilvestrados que son sus principales depredadores en la isla.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones menorquinas de lagartija italiana se hallan en un estado de conservación adecuado. No se posee información sobre el estado de conservación de las poblaciones introducidas en Almería y Cantabria, pero parecen relativamente densas y carentes de amenazas que comprometan su supervivencia inmediata.

Actuaciones para su conservación: Se proponen, en el caso de Baleares, como medidas de conservación, las comunes a todo el resto de vertebrados silvestres de las islas, el control efectivo de las poblaciones de gatos asilvestrados con el inicio de una campaña de esterilización y formación de colonias controladas.

Otros expertos consultados: M. A. Carretero.

Valentín Pérez-Mellado

Referencias más significativas

EISENTRAUT (1950); ESTEBAN *et al.* (1994); HENLE & KLAVER (1986); KOTSAKIS (1981); MARTÍNEZ-RICA (1967); MEIJIDE (1981); OLMEDO (1997); PÉREZ-MELLADO (1997p); PÉREZ-MELLADO *et al.* (2000a).

Familia *Lacertidae*

***Psammodromus algirus* (Linnaeus, 1758). Lagartija colilarga**

Sargantaner gros (cat.), *txaradi-sugandila* (eusk.), *lagartixa rabuda* (gal.)



L. J. Barbadillo

Macho de Madrid.

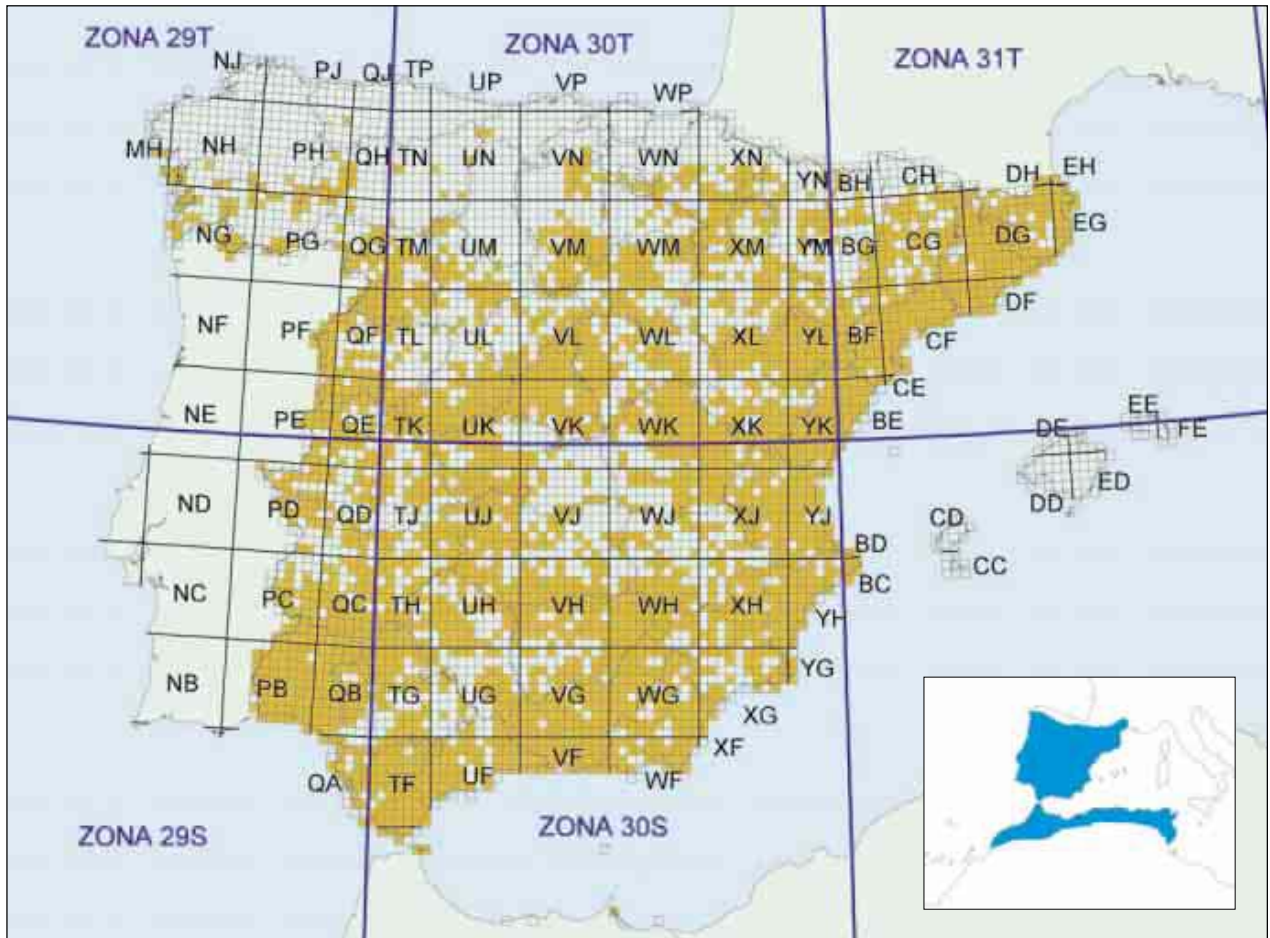
La distribución de este lacértido abarca la Península Ibérica, el SE de Francia (Rosellón y Languedoc) hasta el Ródano (GUILLAUME, 1997b) así como el Magreb mediterráneo (Marruecos, N Argelia y NW Tunicia, SCHLEICH *et al.*, 1996) incluyendo las islas, Isola dei Conigli (Lampedusa, Italia), Gallitone y Aguglia (Gallita), Zembra y Zembretta en Tunicia (CARRETERO *et al.*, 1997). En la Península, se halla en casi todas las regiones excepto las de influencia claramente atlántica o eurosiberiana (Pirineo, región cantábrica y una franja costera del NW de Portugal; PÉREZ-MELLADO, 1997q; BARBADILLO *et al.*, 1999; FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001). El límite norte de su distribución viene definido por las Rías Bajas, cuencas del bajo Miño y Sil en Galicia, vertiente sur de la Cordillera Cantábrica, Rioja Alavesa y contrafuertes meridionales del Pirineo (CARRETERO *et al.*, 1997). Se han descrito poblaciones insulares en las islas Grossa (Murcia) y Meda Gran (Girona). Dentro de su rango, se halla ampliamente distribuida y sólo se rarifica o desaparece en algunas áreas de ambas Mesetas y en puntos culminales y vertientes norte de las principales cordilleras.

Aunque el linaje evolutivo de esta especie iberomagrebí se separó tempranamente del resto de miembros del género, su pretendido origen europeo sigue siendo todavía poco claro. Por otra parte, parecen haberse mantenido contactos a través de Gibraltar tras el Mesiniense, al menos entre las poblaciones marroquíes y las del sur peninsular (BUSACK, 1986a). Su expansión hacia el norte debida al calentamiento climático en el actual período interglacial parece muy reciente.

Se halla ausente por debajo de los 8 °C de temperatura media anual y, aunque la precipitación no parece suponer una limitación absoluta, las poblaciones se rarifican por encima de los 1.000 mm de precipitación anual (CARRETERO *et al.*, 1997).

El mapa parece reflejar fielmente la distribución de la especie. Si bien es cierto que deberían intensificarse la prospección en la Meseta Norte y Andalucía; también puede haber desaparecido de ciertas zonas debido a modificaciones del hábitat. Aunque el número de localizaciones disponibles es considerable, aun es posible incrementarlas en áreas de Córdoba, Sevilla, Palencia y León. Estas dos últimas provincias son especialmente importantes para perfilar el límite norte de su distribución.

Posiblemente la lagartija mediterránea más abundante y ubicua, puede convivir con cualquier otro lacértido mediterráneo. Alcanza elevadas densidades cuando la cobertura arbustiva es importante (DÍAZ & CARRASCAL, 1991; CARRETERO & LLORENTE, 1997a; CARRETERO & BARTRALOT, 2000). Satisfecho tal



requerimiento, ocupa casi cualquier biotopo, excluidos los estrictamente eurosiberianos. Se halla en dunas costeras y marjales adyacentes (CARRETERO & LLORENTE, 1997b), tanto mediterráneos como termoatlánticos, estepas salinas continentales, herbazales naturales o artificiales, matorrales esclerófilos y pre-esteparios, así como cualquier tipo de bosque mediterráneo con sotobosque, sea esclerófilo, decídúo o de coníferas, en cualquier estadio sucesional. Puede también ocupar biotopos muy modificados como pinares de repoblación, márgenes de caminos y cultivos y, en general, cualquier ecotono. Los animales suelen observarse ligados a la vegetación que utilizan como refugio, fuente de alimento y elemento de termorregulación (DÍAZ & CARRASCAL, 1991; POLLO & PÉREZ-MELLADO, 1991; MARTÍN & LÓPEZ, 1998) y son capaces de trepar hasta alturas considerables.

Algunos autores sostienen que su expansión septentrional puede continuar incluso en la actualidad. Por el contrario, se ha constatado la extinción de la abundante pobla-



Ejemplar macho de Ferreira do Zezere, (Portugal)

Isabel Catáhalo

ción insular de la Meda Gran (Girona) en la década de 1980 coincidiendo con un gran incremento de la población nidificante de *Larus cachinnans* (CARRETERO *et al.*, 1993). Existe una observación, no confirmada, que indicaría su introducción en Mallorca (MASIUS, 1999).

En su distribución peninsular se halla de 0 a 2.400 m (en Sierra Nevada) si bien este límite varía latitudinalmente. Así, llega a los 2.500 m en el Atlas marroquí pero en el Pirineo sólo a los 1.500 m y en Francia a los 800 m (CARRETERO *et al.*, 1997).

El impacto que la antropogenización del hábitat ha supuesto para este lacértido es ambivalente. Por una parte, desde antiguo la degradación del bosque mediterráneo por pastoreo, recogida de leña e incendios, ha favorecido el aumento de zonas insoladas favorables. El abandono de tales actividades tradicionales en muchas áreas de montaña puede suponer una reducción de su densidad. Por otro lado, la transformación en cultivos, la eliminación del sotobosque, la destrucción de los márgenes de matorral y la urbanización descontrolada han diezmando las poblaciones en amplias zonas (SANTOS & TELLERÍA, 1988). En muchos casos, la creciente fragmentación del territorio está impidiendo la recolonización después de extinciones locales en aquellos casos en que tales causas han cesado (DÍAZ *et al.*, 2000). Aunque globalmente la especie no puede considerarse amenazada, resulta obvio que su conservación en el futuro depende de una política, a largo plazo, de gestión de la diversidad del paisaje.

Miguel A. Carretero, Albert Montori, Gustavo A. Llorente & Xavier Santos

FICHA LIBRO ROJO

Psammodromus algirus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC

Justificación de los criterios: Amplia distribución y, en general, buen estado de conservación.

Características biológicas relevantes para su conservación: Utiliza áreas de matorral denso o abierto y zonas de dunas costeras.

Factores de amenaza. Afectada por la agricultura intensiva (desaparición de setos, matorral, etc.), transformación de tierras en regadíos e incendios (SANTOS & TELLERÍA, 1989; GALÁN, 1999a).

Poblaciones amenazadas: La urbanización en las zonas costeras gallegas ha eliminado o rarificado a estas poblaciones (GALÁN, 1999a). La especie se ve afectada por la destrucción de matorrales para favorecer los pastos en los robledales y por adhesionamiento de los encinares, lo que supone también una disminución de la cantidad de hojarasca en el sustrato, que parece ser determinante como factor de selección de sus microhábitats (DÍAZ & CARRASCAL, 1991; MARTÍN & LÓPEZ, 1998).

Actuaciones para su conservación: Evitar la eliminación completa del matorral en los trabajos silvícolas; control de la urbanización y de la presión turística excesiva en las zonas costeras en el límite de su distribución en Galicia (GALÁN, 1999a).

Otros expertos consultados: J. Martín, P. López, L. J. Barbadillo & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); BUSACK (1986a); CARRETERO & BARTRALOT (2000); CARRETERO & LLORENTE (1997a, b); CARRETERO *et al.* (1993); CARRETERO *et al.* (1997a); DIAZ & CARRASCAL (1991); DIAZ *et al.* (2000); FERRAND DE ALMEIDA *et al.* (2001); GUILLAUME (1997b); MARTÍN & LÓPEZ (1998); PÉREZ-MELLADO (1997q); MASIUS (1999); POLLO & PÉREZ-MELLADO (1991); SANTOS & TELLERÍA (1988); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Lacertidae*

***Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826. Lagartija cenicienta**

Sargantaner petit (cat.), *espartzudi-sugandila* (eusk.), *lagartixa cinsenta* (gal.)



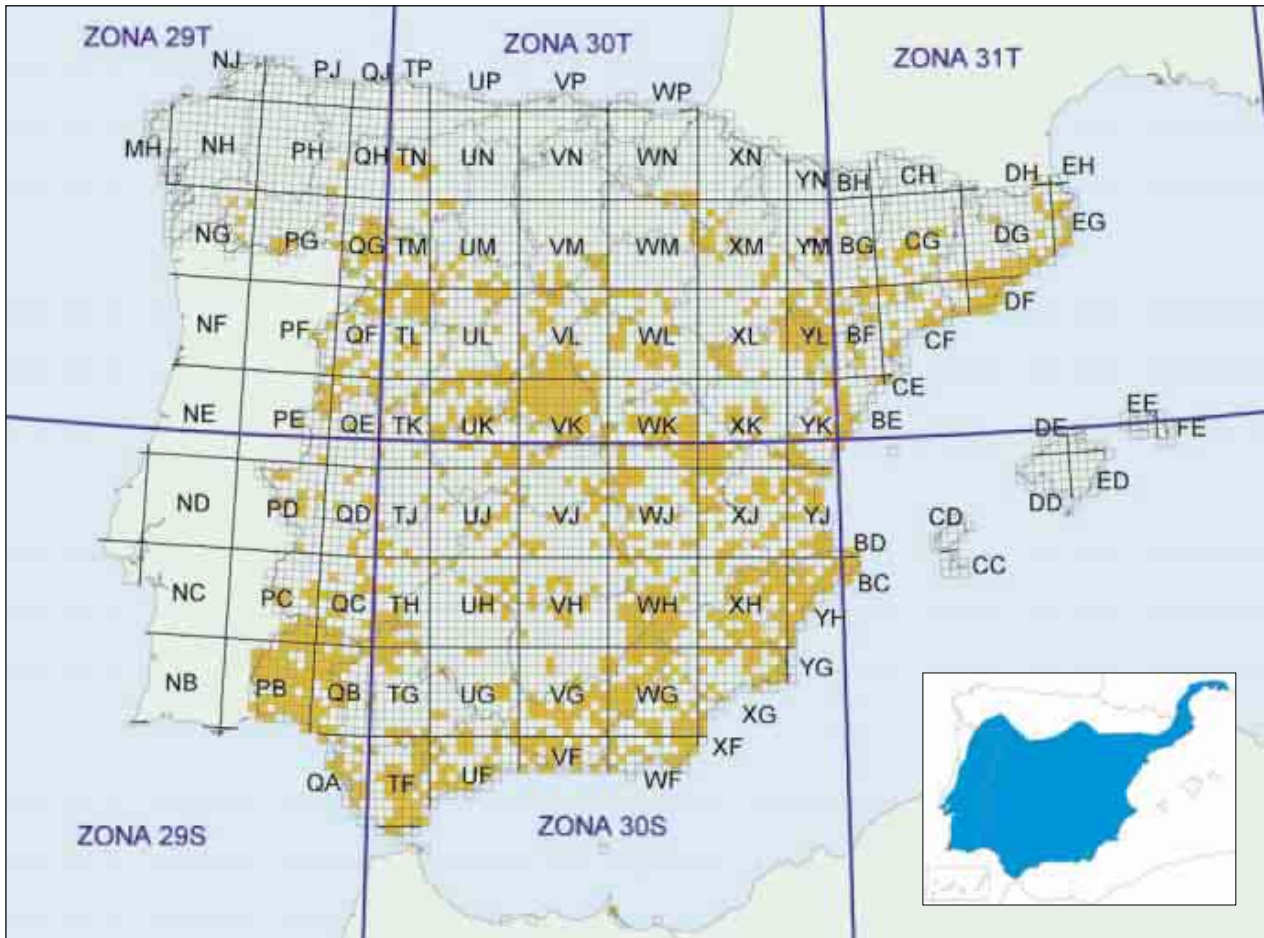
Albert Montori

Ejemplar de Cáceres

Aunque no estrictamente endémico, este lacértido es mayoritariamente ibérico y sólo se extiende por el Midi francés llegando hasta el departamento de Var (GUILLAUME, 1997c). En la actualidad, existe cierta desconexión entre las poblaciones ibéricas y las francesas en la costa norte de Girona (CARRETERO, 1992; LLORENTE *et al.*, 1995). En la Península falta del NW de Portugal, casi toda Galicia, Cornisa Cantábrica y áreas adyacentes de la submeseta norte, Sistema Ibérico Septentrional, Pirineo y Prepirineo, así como de las cotas elevadas de otras grandes unidades de relieve (PÉREZ-MELLADO, 1997r; BARBADILLO *et al.*, 1999; FERRAND DE ALMEIDA *et al.*, 2001). En su límite septentrional, sigue las cuencas del Sil (BALADO *et al.*, 1995), Duero y Ebro. Existen poblaciones insulares en las islas Barón y Perdiguera, Murcia (MATEO, 1990). Presenta una distribución dispersa que se rarifica hacia el norte y con la altitud, siendo localmente abundante en áreas costeras mediterráneas y en zonas abiertas de las dos Mesetas. La dispersión de sus citas se debe no sólo a las dificultades de detección, sino también a un componente aleatorio intrínseco ya que, en ocasiones, se halla ausente de áreas teóricamente favorables (CARRETERO *et al.*, 1997b).

Se trata de una especie iberomediterránea de origen probablemente bético-rifeño que comparte un antecesor común con sus congéneres norteafricanos de pequeña talla *P. microdactylus* y *P. blanci* de los que debió separarse con la formación del Estrecho de Gibraltar al final de Mesiniense (LLORENTE *et al.*, 1995). Su límite septentrional debe haber fluctuado considerablemente durante las glaciaciones pero, en su expansión septentrional por la costa mediterránea durante el actual período cálido, parece haberse anticipado a otros lacértidos como *Psammodromus algirus* o *Podarcis hispanica* pues, a diferencia de ellos, llega a atravesar el Ródano pese a que su capacidad colonizadora es escasa.

De carácter termófilo, aparece por encima de los 12 °C de temperatura media anual y por debajo de los 700 mm de precipitación anual (CARRETERO *et al.*, 1997b). El mapa refleja globalmente el rango de distribución de la especie si bien extensas áreas de Andalucía, Extremadura y la Meseta Norte requerirían más prospección para determinar si existe realmente tal rarificación de las poblaciones. En cuanto a la abundancia, se observa un sesgo importante debido a una mayor intensidad de la prospección, sobre todo en el Sistema Central y Cataluña. Posiblemente, una intensificación de la prospección incrementada en el futuro las localizaciones en muchas zonas del interior peninsular, particularmente en las provincias de Palencia, Cáceres, Zaragoza, Córdoba y Sevilla.



Las poblaciones más densas de esta especie se hallan en hábitats secos y abiertos (CARRASCAL *et al.*, 1989), especialmente aquellas con sustrato suelto que le permite enterrarse rápidamente. Puede, no obstante, hallarse también en áreas más forestadas, con sustrato compacto e incluso pedregosas. De esta manera, ocupa dunas costeras mediterráneas y termoatlánticas, estepas salinas continentales, matorrales esclerófilos y pre-esteparios, así como bosques mediterráneos esclerófilos o de coníferas, más o menos aclarados. También aparece en barbechos y en algunos cultivos de secano. Está típicamente asociada a manchas de vegetación subarborescente densa alternadas con espacios de terreno desnudo que atraviesa a gran velocidad (CARRETERO & LLORENTE, 1997/98).

Se desconocen cambios recientes en la distribución general pero se ha constatado su desaparición de algunas zonas norteñas como los Aiguamolls de l'Empordà (Girona) donde estaba presente a princi-



Albert Montori

Ejemplar del Delta del Llobregat (Barcelona)

prios del siglo XX (CARRETERO, 1992). En dicha área, se reintrodujo con éxito en 1990 y la población perdura en la actualidad (CARRETERO & BARTRALOT, 2000). Existen dos casos dudosos de introducción en el norte de África: Sidi Ifni y Melilla (BONS & GENIEZ, 1996). El primero puede sólo ser un error de etiquetado de un ejemplar de colección; el segundo fue correctamente identificado.

Su rango altitudinal abarca de 0 a 1.700 m (Guadarrama y Sierra Nevada, FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.*, 2000), aunque en áreas más septentrionales no sobrepasa los 800 m (CARRETERO *et al.*, 1997b).

La renovación casi anual de sus poblaciones (CARRETERO & LLORENTE, 1991) provoca fuertes fluctuaciones interanuales, particularmente en los biotopos con más vegetación donde la densidad es menor. Por el contrario, en zonas abiertas, las poblaciones son más abundantes y estables (CARRETERO, 1997/98). La destrucción de los márgenes de matorral, la puesta en regadío de áreas esteparias y la urbanización del litoral, son factores que ya han provocado la extinción de muchas poblaciones y el aislamiento de otras. Aunque globalmente no se halla amenazada, su particular demografía puede hacerla sensible a fenómenos de insularidad y extinción local, especialmente en el norte de su área. La conservación de la diversidad del hábitat, unida a actuaciones puntuales de mejora en las poblaciones más aisladas, serían las estrategias más adecuadas para la conservación de esta especie en el futuro.

Miguel A. Carretero, Xavier Santos, Albert Montori & Gustavo A. Llorente

FICHA LIBRO ROJO

Psammodromus hispanicus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC

P. hispanicus hispanicus Preocupación menor LC

P. hispanicus edwardsianus Preocupación menor LC

Justificación de los criterios. Es abundante en muchos lugares, aunque muchas veces pasa desapercibido.

Características biológicas relevantes para su conservación: Depende fuertemente de zonas de matorral bajo y abierto. Su eliminación provocaría su desaparición.

Factores de amenaza: Afectada por los cultivos agrícolas intensivos, transformación de tierras en regadíos e incendios. La especie se ve también afectada por la destrucción de las zonas con vegetación baja arbustiva (*Thymus*, *Lavandula*), su microhábitat preferido, que por ser etapas seriales de degradación del encinar no se consideran de importancia para la conservación de la fauna en general (DÍAZ & CARRASCAL, 1991).

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones del extremo septentrional de su distribución ibérica presentan a menudo falta de conectividad y están sujetas a extinciones locales (CARRETERO, 1992; CARRETERO *et al.*, 1997). En Galicia es escasa y existen poblaciones aisladas de las que no se conoce su situación.

Actuaciones para su conservación: Evitar la eliminación total de la vegetación arbustiva, proteger hábitats de matorral mediterráneo.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, J. Martín, P.López & I. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BALADO *et al.* (1995); BARBADILLO *et al.* (1999); BONS & GENIEZ (1996); CARRASCAL *et al.* (1989); CARRETERO (1992, 1997/98); CARRETERO & BARTRALOT (2000); CARRETERO y LLORENTE (1991, 1997/98); CARRETERO *et al.* (1997b); DÍAZ & CARRASCAL (1991); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); FERRAND DE ALMEIDA *et al.* (2001); GUILLAUME (1997c); LLORENTE *et al.* (1995); MATEO (1990); PÉREZ-MELLADO (1997r).

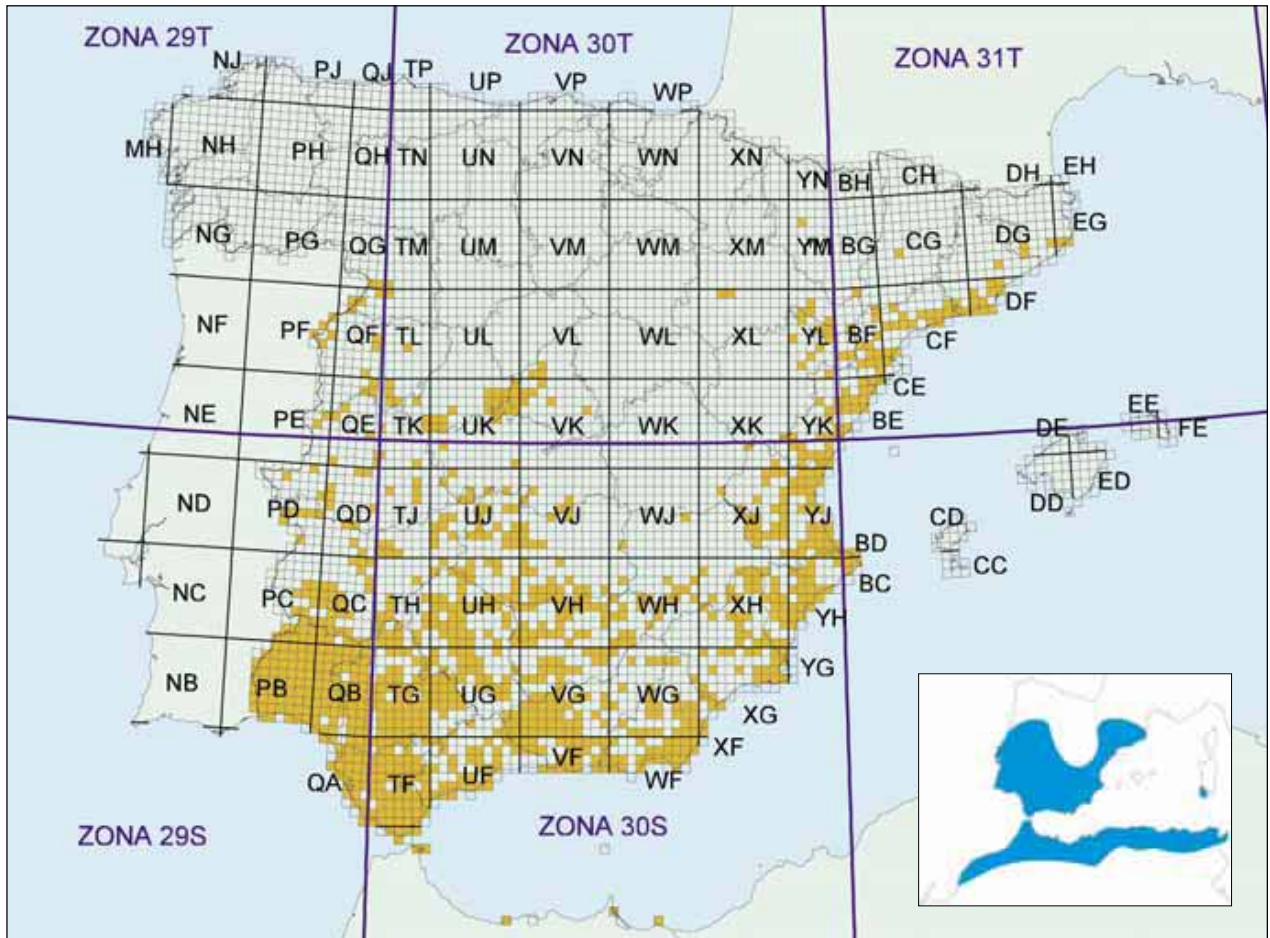
Familia *Colubridae****Coluber hippocrepis* Linnaeus, 1758. Culebra de herradura***Serp de ferradura* (cat.)

L. J. Barbadillo

Ejemplar de Alicante

Probablemente de origen africano, se distribuye por ambas orillas del Mediterráneo Occidental. En el sur ocupa una franja septentrional en Túnez, Argelia y Marruecos (SCHÄTTI, 1993); en éste último se distribuye además por el centro y oeste, llegando por el Sur hasta la cuenca del río Dra, donde se ha citado en simpatria con una especie congénica muy similar morfológicamente, *C. algirus* (SCHÄTTI, 1986; BONS & GENIEZ, 1996). En el norte del Mediterráneo sólo se encuentra en los dos tercios meridionales de la Península Ibérica. Presente en algunas islas mediterráneas (Zembra, Cerdeña, Pantellaria), probablemente introducida por el hombre.

En el occidente ibérico español asciende hasta los Arribes del Duero (Zamora), comarca de baja altitud y clima benigno (POLLO *et al.*, 1988). Hacia el Sur está relativamente bien distribuida por zonas bajas con vegetación mediterránea en la provincia de Salamanca (PÉREZ-MELLADO, 1983). Hacia el Este está ausente de la meseta castellana, ya que no sobrepasa la línea definida por el Sistema Central. Tan sólo se conoce una cita reciente en el Pinar de la Villa, Cuéllar (Segovia), que pudiera corresponder a un ejemplar trasladado. Es local en la provincia de Madrid y no aparece hacia el este hasta el Valle del Ebro, cuando este río discurre a baja altitud. Pero no se ha descubierto o bien no está presente de manera continua a lo largo de este río hasta su desembocadura; solo se han citado poblaciones aisladas en Morata de Jalón, alrededores de Sástago (Zaragoza), Albalate del Arzobispo (Teruel), y la ciudad de Huesca, aunque esta última puede ser una traslocación. Por el Este la cita más septentrional corresponde a Camarasa (Lérida) y Palamós (Gerona), a escasos 60 km del istmo peninsular. Descartamos por tanto su presencia actual en las localidades de Bagá, Greixa, Castell de l'Areny (Barcelona), Pont Claverol y Tremp (Lérida), donde fue citada principalmente a comienzos del siglo XX. Su presencia en las Bardenas (Navarra; FALCÓN & CLAVEL, 1987) no ha sido considerada aquí, al no haberse encontrado la especie en aquel lugar en los últimos 15 años. Por tanto no llega a estar en simpatria con *C. viridiflavus*. Hacia el Sur, a partir de Palamós, ocupa una franja próxima al Mediterráneo (LLORENTE *et al.*, 1995) que paulatinamente se ensancha hasta llegar a Andalucía. En la meseta manchega está prácticamente ausente de su mitad oriental, más elevada, y se encuentra bien distribuida en la mitad occidental, así como en las cuencas medias y bajas de los ríos Guadiana y Tajo, ya en Extremadura. En Andalucía está bien distribuida en cotas bajas y medias, y más localizada en comarcas con clima continental, como los llanos de Baza (PLEGUEZUELOS, 1997). Las lagunas en el mapa a nivel de Extremadu-



ra probablemente se corresponden con defectos de muestreo. Presente en Ceuta, Melilla, Peñón de Vélez de la Gomera e Islas Chafarinas (FAHD & PLEGUEZUELOS, 2001b). Las poblaciones ibéricas no parecen diferenciarse genéticamente de las norteafricanas (BUSACK, 1986).

Su área ibérica se encuentra dentro de los siguientes rangos climáticos: 2.500-3.050 horas de sol al año (Arribes del Duero-Valle del Guadalquivir), 170-1.800 mm de precipitación anual (Cabo de Gata-Serranía de Ronda), y 12,0-18,5 °C de temperatura media anual (Sistema Central-Sureste ibérico). El límite norte de su distribución coincide con la isoterma de 9 °C del mes de Enero (POZUELO, 1974), pues existe un condicionante fisiológico a su distribución; los machos, al poseer espermatogénesis primaveral, solo habitan comarcas con primaveras largas y térmicamente suaves (PLEGUEZUELOS & FERICHE, 1999). Al analizar su distribución, se ha encontrado correlacionada con las localidades de mayor temperatura media anual (PLEGUEZUELOS, 1989), y con la presencia de suelos arenosos, viñedos y barbechos (BUSACK & JAKSIC, 1982).

Es probablemente el ofidio más termófilo de la Península Ibérica según se manifiesta en su curva de distribución altitudinal: es más abundante a nivel del mar, disminuyendo



Miguel Lizama

Ejemplar de Zorita, Cáceres.

rápidamente el número de citas con la altitud hasta alcanzar, en enclaves muy favorables de las Sierras Béticas, 1.750 m.

Habita cualquier formación paisajística natural o modificada de los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneo, con tal de que tengan carácter fisiognómico abierto, piedras y sustratos tendentes a la verticalidad. Su cuerpo largo y delgado le permite trepar con facilidad en medios rocosos. Muy a menudo utiliza las construcciones humanas como sustituto de los medios rupícolas naturales. Por ello es común en zonas agrícolas, pueblos, incluso ciudades. Es bien conocida por la gente, y su carácter antropófilo la convierte en una especie potencialmente sujeta a introducciones.

Las poblaciones de la mitad sur ibérica no tienen problemas de conservación. En el borde norte de su areal existen poblaciones aisladas y escasas (valles del Duero y Ebro, norte de Cataluña) que merecen mayor atención conservacionista; algunas de ellas ya se han extinguido por el desarrollo de cultivos agrícolas intensivos. Las poblaciones de Ceuta y Melilla se benefician de inmigración desde Marruecos.

Como amenazas principales pueden destacarse el tráfico rodado, muerte directa en zonas pobladas por aversión a las serpientes, simplificación creciente de los medios agrícolas y abuso de pesticidas

Juan M. Pleguezuelos & Mónica Feriche

FICHA LIBRO ROJO

Coluber hippocrepis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Proporción de la población global en España: IV (20-40%). La responsabilidad de España en la conservación de la especie a escala global es alta, y al nivel de Europa es muy alta, pues aparte de la Península Ibérica, las otras poblaciones europeas son muy pequeñas y limitadas a islas (Pantellaria, suroeste de Cerdeña).

Factores de amenaza: Especie rupícola, utiliza muy a menudo construcciones humanas (desvanes, establos, minas), incluso ambientes urbanos, como sustituto de los medios rocosos naturales. Por ello se puede considerar el ofidio ibérico más antropófilo. Todo redundaría negativamente en su conservación, ya que esta proximidad con los humanos implica que muchos ejemplares son matados de forma directa.

Poblaciones amenazadas: Aunque resulta poco frecuente en sus límites de distribución (Madrid, por ejemplo), es bastante abundante en la mitad meridional ibérica (Cáceres, Toledo, Alicante, Cádiz, Málaga, por ejemplo). Algunas poblaciones aisladas en el borde norte de su área (Sur de los Pirineos) precisarían cierto grado de conservación, por su aislamiento y escasez. Las poblaciones presentes en la Península Ibérica y en las plazas de soberanía de Ceuta y Melilla pertenecen a la subespecie nominal. Está presente en algunos de los islotes de la costa norteafricana, pertenecientes a España.

Actuaciones para su conservación: Educación ambiental sobre su condición de especie protegida, especialmente en las comarcas del borde de su distribución.

Otros expertos consultados: S. Honrubia, X. Santos, L. J. Barbadillo & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); BUSACK (1986a); BUSACK & JAKSIC (1982); FAHD & PLEGUEZUELOS (2001); FALCÓN & CLAVEL (1987); LLORENTE *et al.* (1995); MALKMUS (1995a); PÉREZ-MELLADO (1983); PLEGUEZUELOS (1989, 1997b); PLEGUEZUELOS & FERICHE (1997, 1999); POLLO *et al.* (1988); POZUELO (1974); SCHÄTTI (1986; 1993).

Familia *Colubridae*

***Coluber viridiflavus* Lacépède, 1789. Culebra verdiamarilla**

Serp verd-groga (cat.), *suge berde-horia* (eusk.)



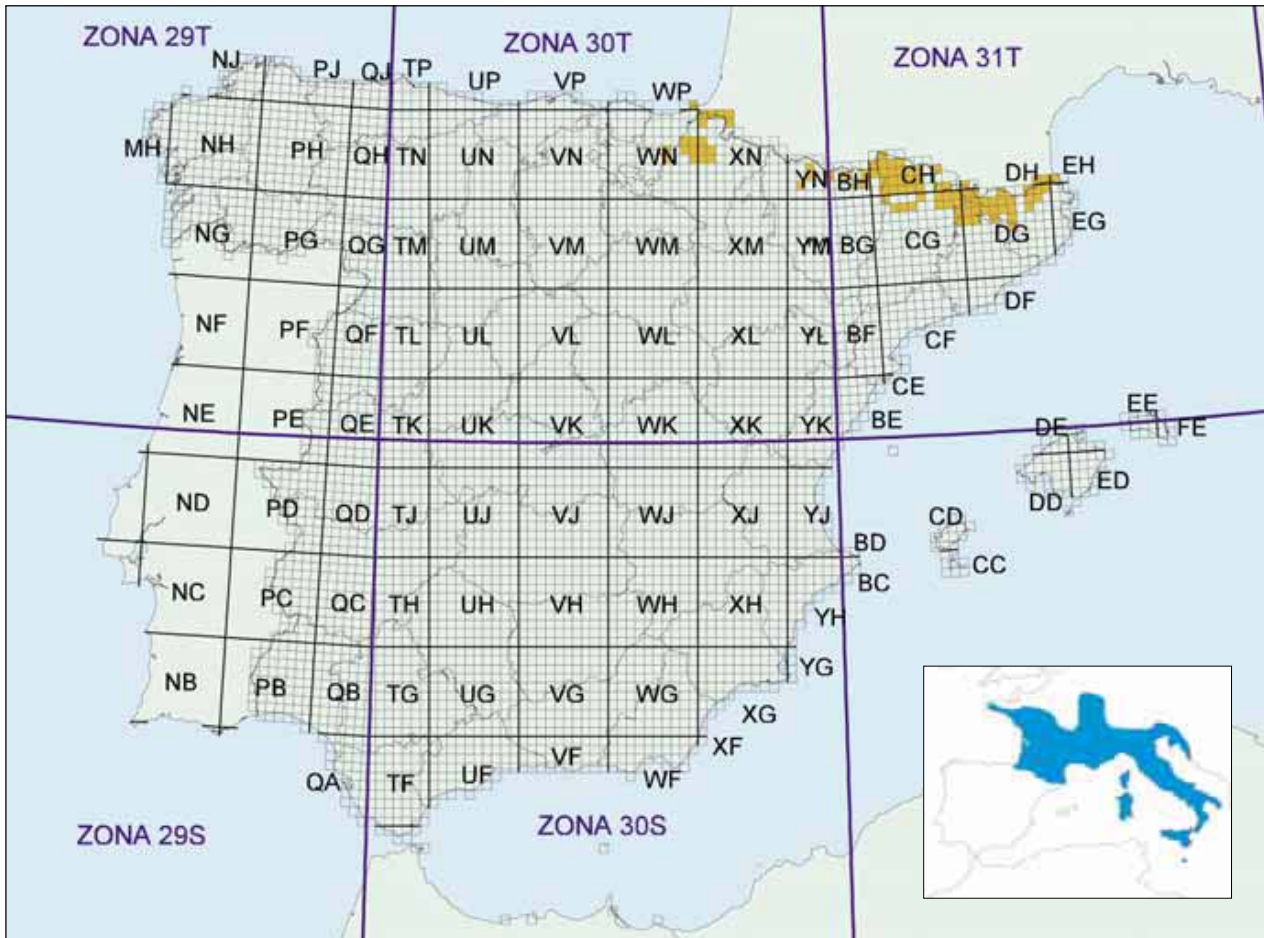
Ejemplar de Huesca.

La culebra verdiamarilla es una ágil y esbelta serpiente de tamaño medio que se localiza en los países europeos que bañan el Mediterráneo Occidental. Su área de distribución incluye toda la península Italiana, el centro y sur de Francia, norte de España, Andorra, Suiza, Eslovenia y Croacia. Una parte importante de su área incluye algunas islas del Mediterráneo Occidental como Malta, Córcega, Cerdeña y Sicilia, además de un buen número de pequeñas islas e islotes. En cambio, falta en el archipiélago balear.

En España presenta una distribución muy restringida y siempre cercana a la cordillera pirenaica, más al sur de la cual desaparece rápidamente, en contraste con su distribución en Italia donde está bien repartida y es muy común (BRUNO & MAUGERI, 1992). Por ello, cabe pensar que no son factores ambientales los que limitan la expansión de la especie hacia el Sur y hacia el Oeste de la Península Ibérica. Aunque no hay estudios que lo hayan analizado, se podría atribuir su limitación hacia el sur por la presencia de la culebra bastarda *Malpolon monspessulanus*, especie de parecidos requerimientos ecológicos, con distribución circummediterránea pero ausente en Italia, donde la culebra verdiamarilla es muy ubicua y común.

Su distribución peninsular comprende dos núcleos situados a cada lado de los Pirineos (BEA, 1998; MARTÍNEZ-RICA, 1983; SANTOS *et al.*, 1997). En el extremo occidental se halla en dos áreas disjuntas del cuadrante noroccidental de Navarra y zonas próximas de Guipúzcoa, separadas por las cabeceras de los ríos Leizarán y Urumea, aunque no existen condiciones ambientales que impidan el contacto de ambas áreas (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). En los Pirineos orientales y centrales se halla el núcleo más importante en extensión, pues la culebra verdiamarilla se encuentra en todo el Pirineo catalán y áreas prepirenaicas, además de una estrecha franja del norte de Huesca. En Cataluña, la distribución es casi continua desde el Parque Natural de l'Albera (Girona) hasta el valle de Arán (Lérida) (LLORENTE *et al.*, 1995), mientras que las poblaciones aragonesas parecen más aisladas. Los núcleos poblacionales de ambos extremos pirenaicos quedan interrumpidos de manera significativa en Huesca y cuadrante noreste de Navarra. Aparentemente no hay condiciones físicas o ambientales que expliquen su ausencia aunque tampoco puede explicarse estrictamente por una falta de prospección. Sin embargo, se mantienen conectados por la distribución continua de la especie en territorio francés (NAULLEAU, 1986).

En el territorio español, se trata de una culebra rara, más frecuente en robledales, bosques de ribera y bosques mixtos, así como zonas degradadas pero con buena cobertura arbustiva. En los ambientes fores-



tales, la culebra verdiamarilla busca zonas bien despejadas y soleadas como linderos, márgenes y claros en el interior de los bosques. También ocupa zonas rocosas y muros de piedra, generalmente bien orientados pero no exentos de un cierto grado de humedad. En las regiones más montañosas se halla principalmente en los valles, donde sus poblaciones pueden llegar a presentar densidades importantes. Tal es el caso de las poblaciones situadas en los alrededores de estaciones termales, en ocasiones antiguas termas romanas, donde la culebra verdiamarilla puede ser extremadamente común (FALCÓN, 1989). Ello hace



A. Montori

Ejemplar juvenil de Val d'Àràn (Lleida)

pensar que pudo ser introducida en algunos de estos puntos, donde habría sido utilizada como animal totémico dedicado a Esculapio y relacionado con curaciones y remedios médicos.

A pesar de su distribución pirenaica, raramente sobrepasa altitudes superiores a los 1.500 m, y el grueso de sus poblaciones se halla entre los 500 m (Navarra) (GOSÁ & BERGERANDI, 1994) y los 1.000 m (Cataluña) (LLORENTE, *et al.*, 1995). Alcanza localidades de muy baja altitud especialmente en Navarra, donde ha sido hallada a 70 m en el valle del río Bidasoa (GOSÁ & BERGERANDI, 1994).

Es una serpiente ágil y por tanto poco vulnerable a la muerte directa por parte del ser humano. No obstante en las poblaciones con elevada densidad de ejemplares se ha observado una notable mortalidad en las carreteras próximas.

Xavier Santos, Albert Montori, Gustavo A. Llorente & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Coluber viridiflavus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC

Justificación de los criterios: La especie está representada por la subespecie nominal en el territorio español. No cumple ninguno de los criterios de amenaza tabulados, por lo que sólo puede ser considerada como especie de menor riesgo.

Características biológicas relevantes para su conservación: La proporción de la población global en España es del tipo II (1-5%). La responsabilidad española en la conservación de la especie es baja debido al bajo porcentaje de su distribución coincidente con el territorio español, aunque a este nivel, su limitada área de distribución obliga a un estricto seguimiento de sus poblaciones.

Factores de amenaza: Se ve amenazada principalmente por los atropellos en carreteras de zonas pobladas o muy turísticas. Algunas de sus poblaciones son abundantes, especialmente las que coinciden con antiguas edificaciones en surgencias termales. En estos puntos, el número de ejemplares atropellados o aniquilados por la población puede ser elevado en algunos periodos del año.

Otros expertos consultados: J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

BARBADILLO (1987); BEA (1997a, 1997b, 1998); BRUNO & MAUGERI (1992); FALCÓN (1989); GOSÁ & BERGERANDI (1994); LLORENTE *et al.* (1995); MARTÍNEZ-RICA (1983); NAULLEAU (1986); SANTOS *et al.* (1997).

Familia *Colubridae****Coronella austriaca* Laurenti, 1768. Culebra lisa europea***Serp llista septentrional* (cat.), *iparraldeko suge leuna* (eusk.), *cobra lagarteira común* (gal.)

L. J. Barbadillo

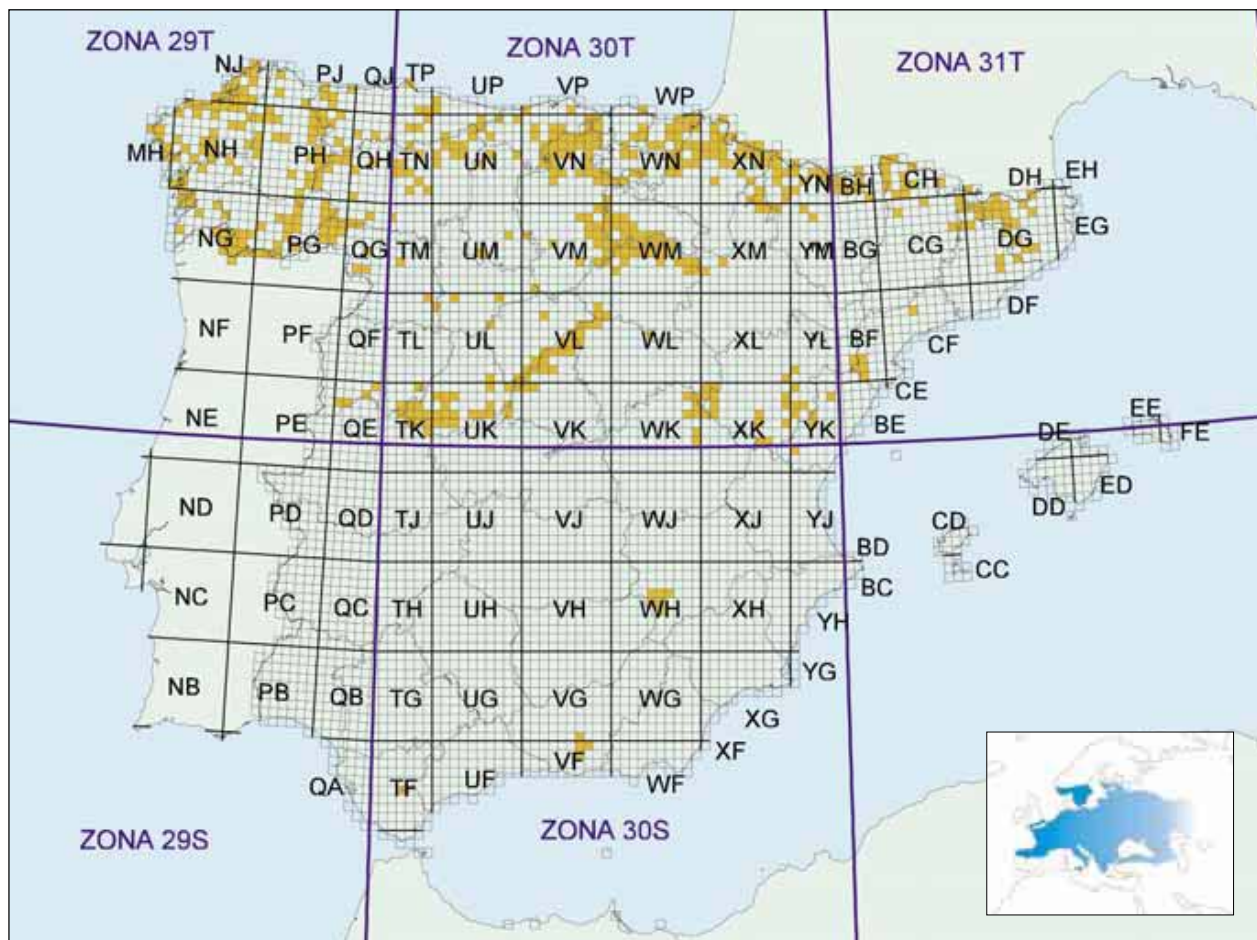
Ejemplar de Peñalara, Madrid.

Ampliamente distribuida en Europa, donde alcanza por el Norte el paralelo 64°; por el Este alcanza Asia Menor, Irán y el Cáucaso. Por el Oeste, el sur de Inglaterra. Por el Sur ocupa áreas meridionales de Italia y algunas islas mediterráneas como Elba y Sicilia (ENGELMANN, 1993; STRIJBOSCH, 1997). En la Península Ibérica se distribuye principalmente por la mitad norte, ocupando algunas cordilleras del centro y, muy puntualmente, del sur (GALÁN, 1997, 1998). Se ha descrito una subespecie en el área noroccidental ibérica: *C. a. acutirostris*, que estaría presente en Galicia, León, Zamora y Sistema Central Occidental, además del norte de Portugal (MALKMUS, 1995). Las poblaciones del resto de la Península pertenecerían a la subespecie nominal, *C. a. austriaca*.

En España se encuentra amplia y homogéneamente repartida por la región Eurosiberiana, tanto en el piso colino como en el montano, en la mayor parte de Galicia, toda la Cornisa Cantábrica, País Vasco y Pirineos. Más hacia el Sur, en la Región Mediterránea, su presencia se circunscribe mayoritariamente a los macizos montañosos, en el piso supramediterráneo y, principalmente, en el oromediterráneo, donde las poblaciones son escasas y están aisladas en zonas elevadas, de clima fresco y húmedo. Falta en gran parte de la meseta Castellano-leonesa, ocupando las distintas cordilleras del Sistema Central (sierras de Gata, Gredos, Guadarrama, Ayllón, etc.). Hacia el Este, hay citas en la serranía de Cuenca y en las sierras de Albarracín, Gúdar, Javalambre y Puertos de Beceite. En toda la mitad sur de la Península, únicamente aparece de manera muy puntual y aislada en algunas sierras, como Sierra Nevada, Cazorla o Alcaraz, con poblaciones residuales y muy escasas (MEJIDE, 1987; RUBIO & VIGAL, 1987; PLEGUEZUELOS, 1989), indicativas de una distribución mucho más amplia en el pasado, durante períodos más húmedos y fríos.

Dentro de las variables climáticas, la pluviometría media anual se correlaciona con la distribución de esta especie, que habita zonas con precipitaciones superiores a los 600-800 mm (según regiones), excepto en la mitad meridional ibérica, donde está ausente de diversas sierras que superan esta precipitación.

El mapa adjunto refleja adecuadamente su distribución, pero numerosas cuadrículas en blanco en zonas Eurosiberianas, como Galicia, Cornisa Cantábrica, Pirineos, etc., se deben a defectos de prospección más que a ausencia real. Es también posible su presencia en otras sierras de la mitad sur de España. La existencia de un ejemplar de esta especie depositado en la Estación Biológica de Doñana, procedente de la Serranía de Ronda (Cádiz), es indicativa de su eventual presencia en otras zonas de las sierras Béticas, donde sería necesario buscarla.



En la Región Eurosiberiana ibérica ocupa una gran variedad de hábitats, generalmente con una buena cobertura arbustiva o de matorral (*Rubus* spp., *Erica* spp., *Calluna vulgaris*, *Ulex* spp., etc.), desde linderos y claros de bosques caducifolios y mixtos hasta zonas de cultivos, praderas e incluso zonas arenosas, al borde del mar. En la Región Mediterránea, por el contrario, suele ser una especie montana, viviendo en pastizales con rocas, zonas de matorral (como piornos o enebros) o bosques abiertos de coníferas (*Pinus sylvestris*, *P. nigra*) y caducifolios (*Quercus rotundifolia*, *Acer granatense*, etc.).



Serra da Estrela, Portugal.

I. Catálio

Se encuentra desde el nivel del mar hasta la montaña, superando los 2.000 m de altitud en la Cordillera Cantábrica y los 2.400 en los Pirineos. En la región Mediterránea falta de las zonas más bajas, viviendo entre los 700 y los 2.500 m de altitud en el Sistema Central y entre los 900 y los 2.700 en las sierras del sur de España.

En gran parte de su distribución ibérica, coincide en simpatria con *C. giron dica*, aunque suele ocupar hábitats con mayor grado de cobertura vegetal, mayor humedad ambiental y menores temperaturas que esta especie. En Galicia es habitual que donde coinciden, *C. austriaca* viva en las laderas de umbría

y fondo de los valles, mientras que *C. girondica* ocupe las laderas de solana (GALÁN, 1988). En zonas de montaña, *C. austriaca* se distribuye a mayores altitudes que *C. girondica* (BALADO *et al.*, 1995).

Pedro Galán

FICHA LIBRO ROJO

Coronella austriaca

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación Menor LC
<i>C. a. austriaca</i>	Preocupación Menor LC
<i>C. a. acutirostris</i>	Preocupación Menor LC

Justificación de los criterios: No cumple ninguno de los criterios para ser considerada amenazada. Para *C. a. austriaca*, la proporción de la población global en España es de grado II (1-5%). Esta subespecie se distribuye por el cuadrante noroccidental de la Península Ibérica y el resto de la distribución europea extrapeninsular. Las poblaciones del centro y sur de la Península también corresponderían a la subespecie nominal. Aunque localmente escasas en efectivos y con poblaciones en ocasiones bastante fragmentadas, esta subespecie no muestra grandes problemas de conservación, debido a su carácter discreto y al hecho de habitar zonas montañosas con escaso impacto humano. Ahora bien, estas poblaciones merecen atención especial por su aislamiento en áreas montañosas y por el bajísimo número de efectivos: Todo ello induce a proponer la prospección de áreas favorables para localizar otras poblaciones aisladas y a realizar un notable esfuerzo para proteger los hábitats donde se hallan.

Para *C. a. acutirostris*, la proporción de la población global en España: V (>40%). Esta subespecie se localiza en el cuadrante nororiental de la Península donde constituye poblaciones en ocasiones abundantes y con una distribución continua. Por ello, y dado su carácter discreto, no ofrece especiales problemas de conservación, a excepción de los incendios forestales, frecuentes en esta zona, que tanto producen mortalidad directa de las culebras como afectan la calidad de su hábitat. Dado que la mayor parte de las poblaciones de esta subespecie se distribuyen por territorio español, la responsabilidad de España en su conservación es alta.

Factores de amenaza: Las poblaciones del área Eurosiberiana ibérica no se consideran amenazadas (BEA, 1998; GALÁN, 1999) en base a que es observada con relativa frecuencia, aunque no se han realizado estudios sobre sus tendencias poblacionales. En Galicia, GALÁN (1999) la considera abundante y común, y por tanto no amenazada. Dado que allí es una especie propia de zonas arbustivas y de matorral, la alteración de este hábitat es la principal amenaza (agricultura intensiva, incendios, etc.). Sin embargo, otros expertos consideran que podría estar experimentando un retroceso en varias zonas, especialmente en sus límites de distribución y en los sistemas montañosos del sur de la Península (ganadería intensiva en alta montaña, ampliación de pistas de esquí, etc.), pero es difícilmente cuantificable y menos aún predecible. En algunas localidades (Madrid, Burgos) donde antes sólo se encontraba *C. austriaca*, se ha encontrado en los últimos años también a *C. girondica*, especie que probablemente por la mejora del clima debido al cambio climático, esté colonizando recientemente estos enclaves. Habrá que esperar para saber qué consecuencias tiene este fenómeno.

Poblaciones amenazadas: En el área Mediterránea es mucho más escasa y muy sensible a la alteración del medio, debido a lo localizado y aislado de su distribución, lo que se agudiza en las poblaciones relictas de las Sierras Béticas (PLEGUEZUELOS *et al.*, 2001).

Actuaciones para su conservación: En estas últimas zonas sería necesario desarrollar un plan de conservación de la especie que incluyese la protección estricta de los hábitats que utiliza, así como incrementar la información sobre el estatus y la tendencia de estas poblaciones.

Otros expertos consultados: Juan R. Fernández-Cardenete.

Referencias más significativas

BALADO *et al.* (1995); BARBADILLO (1987); BEA (1998); ENGELMANN (1993); GALÁN (1997a, 1997b, 1998a, 1988, 1999); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); HOPKINS (1974); MALKMUS (1995); MEIJIDE (1987); PLEGUEZUELOS (1989); PLEGUEZUELOS *et al.* (2001); RUBIO & VIGAL (1987, 1988); STRIJBOSSCH (1997).

Familia *Colubridae*

***Coronella girondica* (Daudin, 1803). Culebra lisa meridional**

Serp llista meridional (cat.), *hegoaldeko suge leuna* (eusk.), *cobra lagarteira meridional* (gal.)



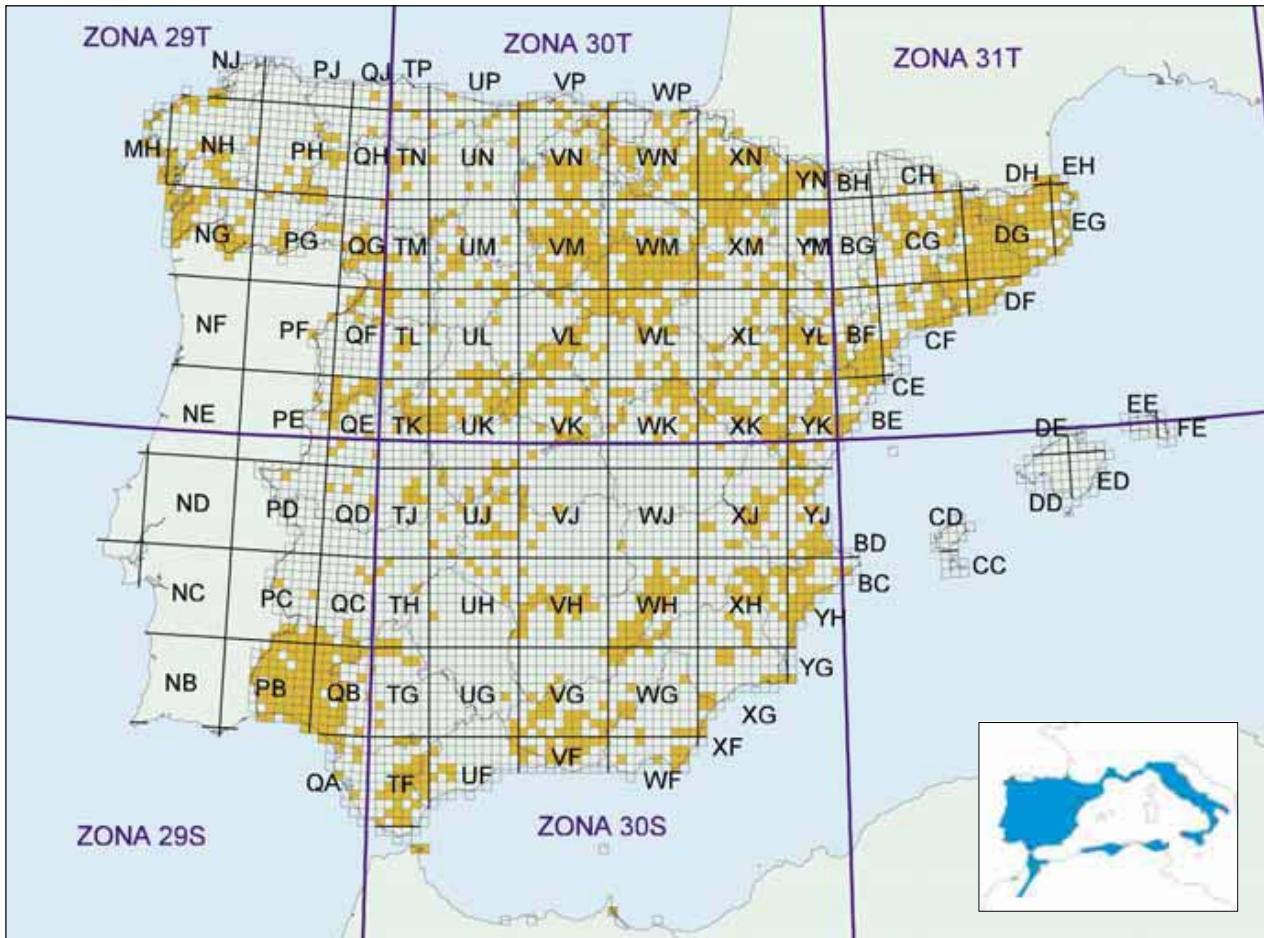
L. J. Barbadillo

Ejemplar de Albacete.

La culebra lisa meridional es un ofidio de pequeño tamaño, discreta en sus hábitos, principalmente sauriófaga y de hábitos lapidícolas. Presenta una distribución circunmediterránea occidental. En Europa se localiza en buena parte de Italia –a excepción de algunas zonas de la costa adriática–, el sur de Francia y prácticamente toda la Península Ibérica (DUSEJ, 1993). En África se halla de manera discontinua en el litoral mediterráneo de Marruecos, Argelia y Túnez, y de modo más continuo en las cordilleras del Rif, Medio y Alto Atlas (BONS & GENIEZ, 1996; SCHLEICH *et al.*, 1996). Presente en algunas islas mediterráneas, como Sicilia.

En la Península Ibérica ha sido citada en gran parte de Portugal, aunque la escasez de citas (sólo el 15% de cuadrículas UTM 10x10, GODINHO *et al.*, 1999), refleja tanto su carácter discreto y bajo número de efectivos poblacionales, como una ausencia real en zonas muy modificadas del sur del país. En España está presente en todas las comunidades autónomas peninsulares y solamente cabe citar una ausencia real en parte de la costa cantábrica, así como en los puntos más elevados de las principales cordilleras. También se halla en algunas pequeñas islas de la costa gallega (Cíes, Cortegada, Ons, Sálvora), en Nueva Tabarca (Alicante), y Meda Gran (Gerona), islas caracterizadas por la abundancia de pequeños saurios, su presa principal. En general está mejor distribuida y es más frecuente en la región bioclimática Mediterránea que en la Eurosiberiana.

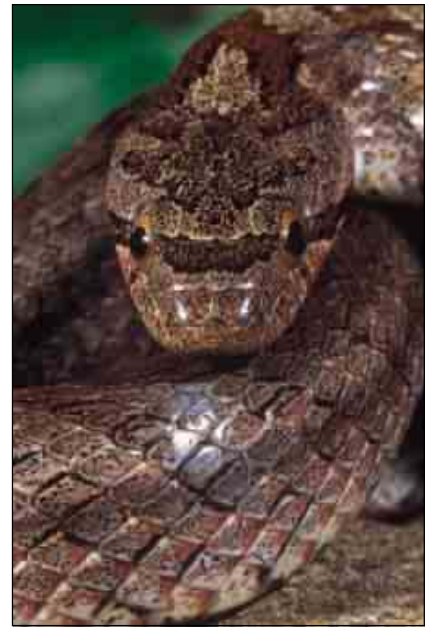
Normalmente no es una especie abundante, aunque en algunas zonas puede llegar a ser común en los hábitats más óptimos (GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS, 1993). En gran parte de las Áreas Importantes para los anfibios y reptiles ha sido catalogada como frecuente, pero en ningún caso como abundante, aunque en aquellas áreas con hábitats favorables, la culebra lisa meridional se halla ampliamente distribuida (SANTOS *et al.*, 1998). La mayor densidad de citas en regiones como Andalucía, Castilla y León, Navarra y Cataluña, en parte se debe a una abundancia real y en otra parte corresponde a zonas intensamente prospectadas (ej. Barcelona, Burgos, Huelva, Navarra, Soria). Algunas citas del litoral barcelonés son antiguas y se refieren a localidades donde en la actualidad la especie se ha rarificado mucho debido a la modificación antrópica de los hábitats naturales. En buena parte de Badajoz, Sevilla, Córdoba y Jaén, su ausencia es real, correspondiendo con las comarcas agrícolas de los Valles del Guadiana y del Guadalquivir. El bajo número de citas en las provincias de Huesca, Cuenca, Toledo y Ciudad Real puede atribuirse a un menor esfuerzo de prospección respecto a otras regiones, y no a una ausencia real debida a facto-



res climáticos o antrópicos. Sin embargo, la ausencia de cobertura vegetal en amplias zonas del centro y sur peninsular también puede contribuir a la escasez de este ofidio (DA SILVA, 1995a). Igualmente es muy escasa o está ausente en zonas áridas de Almería y Murcia.

En el sur peninsular habita paisajes abiertos con matorral y zonas boscosas, a veces en vertientes soleadas, pero normalmente en umbrías. En el norte siempre está en zonas despejadas y orientadas a mediodía. Como se comentaba para el caso de las islas, su presencia parece mediatizada por la abundancia de pequeños saurios.

Se encuentra desde el nivel del mar, pero es más frecuente en claros de bosque y matorral mediterráneo en zonas de media montaña. Alcanza moderada altitud en vertientes soleadas de las cordilleras ibéricas, siendo la cota máxima más elevada cuanto más al sur de halla. No alcanza más de 1.500 metros en vertientes bien orientadas de los Pirineos y en cambio llega hasta los 2.150 metros en las Sierras Béticas, normalmente por debajo de la distribución altitudinal de su congénere.



L.J. Barbadillo

Ejemplar de Madrid

Xavier Santos & Juan M. Pleguezuelos

FICHA LIBRO ROJO

Coronella girondica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

Justificación de los criterios: Su discreción, pequeño tamaño y actividad crepuscular y nocturna, hacen difícil su localización y por tanto la evaluación del estado de sus poblaciones. Pero esta misma dificultad de localización, junto a su amplia distribución y la gran variedad de hábitats que ocupa, hacen pensar que no presenta graves problemas de conservación. Sus poblaciones nunca son densas, siendo más común en aquellos lugares con importantes contingentes de lagartijas, sus presas mayoritarias.

Características biológicas relevantes para su conservación: Proporción de la población global en España: IV (20-40%). La responsabilidad española en la conservación de la especie a escala global es relativamente importante.

Factores de amenaza: Incendios forestales. Proliferación del jabalí. Debido a su estenofagia, cualquier reducción de sus presas podría afectar muy negativamente a la especie. Al ser parcialmente crepuscular y nocturna, utiliza a menudo el asfalto de las carreteras para desplazarse y tomar calor, por lo que es atropellada con cierta frecuencia por el tráfico rodado.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones de Ceuta y Melilla son muy reducidas.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, J. R. Fernández-Cardente, S. Honrubia & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); DA SILVA (1995a); DUSEJ (1993); FAHD & PLEGUEZUELOS (2001); FERICHE (1998); GALÁN (1997f, 1997g); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); GODINHO *et al.* (1999); LUISELLI *et al.* (2001); MALKMUS (1995a); MATEO (1990); SANTOS & PLEGUEZUELOS (1997); SANTOS *et al.* (1998); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Colubridae****Elaphe longissima* (Laurenti, 1768). Culebra de Esculapio***Serp d'Esculapi* (cat.), *eskulapioren sugea* (eusk.), *cobra-de-Esculápio* (gal.)

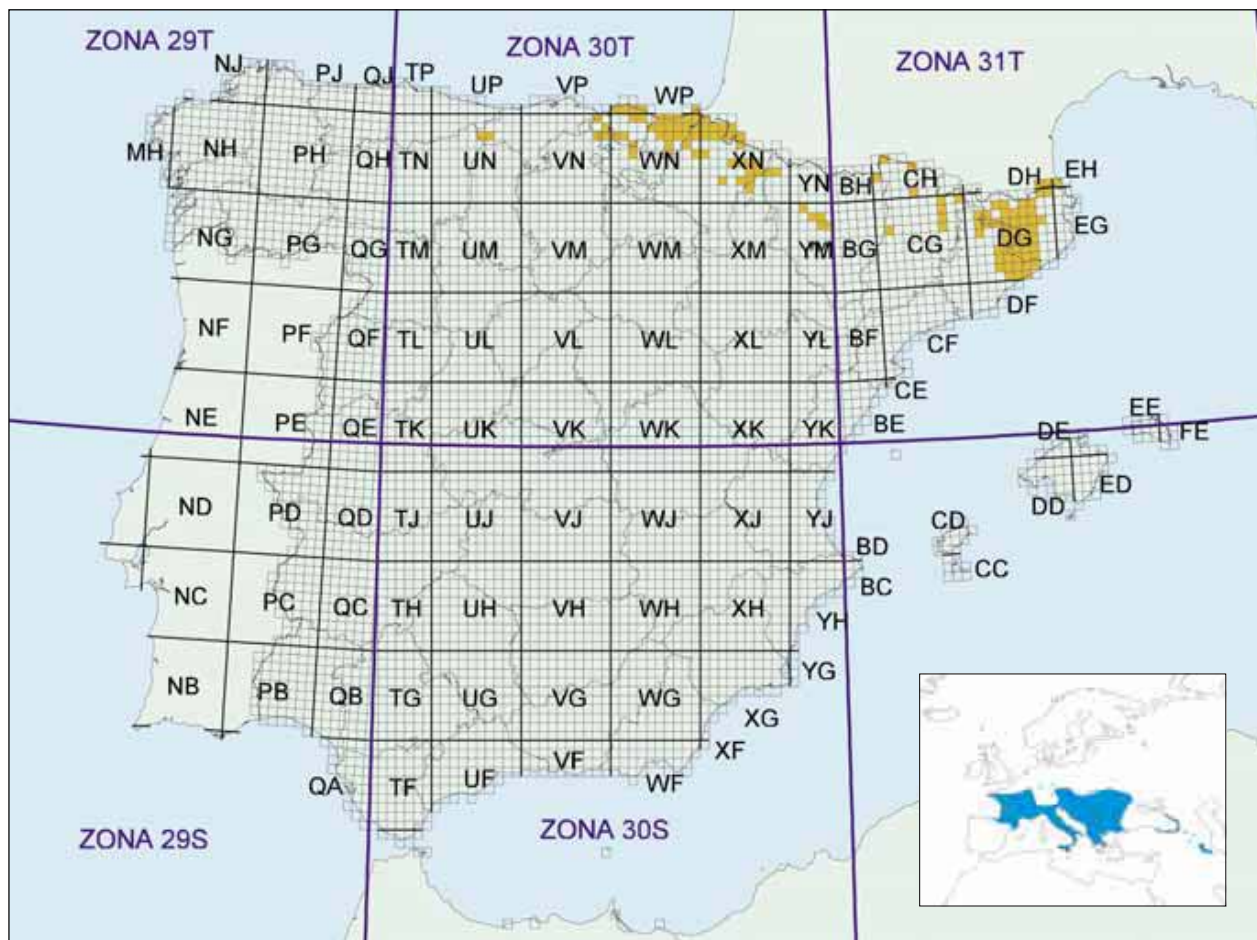
J. C. Muñoz

Ejemplar de Navarra

Es una culebra de amplia distribución se encuentra desde Europa Central (por debajo de 49° de latitud norte) hasta el sur de Europa, donde penetra en las penínsulas de Italia y Grecia. Hacia el este llega hasta Irán, mientras que por el oeste ocupa prácticamente toda Francia. En la Península Ibérica apenas cubre parte del cuadrante nororiental. También se halla en algunas islas mediterráneas entre las que destaca Sicilia y cerdeña.

En la Península Ibérica ocupa dos núcleos disjuntos, situados en ambos extremos de los Pirineos. En el núcleo occidental, está al norte de Navarra, gran parte de Guipúzcoa y Vizcaya, y el extremo norte de Burgos. En Navarra ocupa dos áreas diferenciadas, una al norte de la comunidad entre los valles del Araxes y del Nive, que conecta con su amplia distribución en el norte de Guipúzcoa, y la otra en el extremo nororiental entre la cuenca baja del Irati y el Roncal, en la frontera con la provincia de Huesca (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). En el núcleo oriental, ocupa principalmente la provincia de Gerona y este de Barcelona. Desde la vertiente sur de los Pirineos gerundenses, su distribución continúa hacia el sur por la Serralada Transversal, Serralada Prelitoral (Montseny) y Serralada Litoral (Montnegre), donde alcanza su límite meridional (LLORENTE *et al.*, 1995). Entre los dos núcleos poblacionales señalados, sorprende la escasez de observaciones en Lérida y Huesca, donde se localizan pequeñas poblaciones, en ocasiones muy residuales y aisladas en macizos montañosos de moderada altitud como el Montsec (ARRIBAS, 1992). En la vertiente norte de los Pirineos su distribución es muy parecida a la descrita en España, con poblaciones consolidadas en ambos extremos de la cordillera y poblaciones aisladas en el centro (NAULLEAU, 1986). También ha sido citada en el extremo oriental de Cantabria; se trata de una población aislada y muy lejana del núcleo pirenaico, por lo que su estatus merece una especial atención.

Su distribución en España hace pensar en una colonización por las cotas bajas de ambos extremos pirenaicos que favorecen su penetración hacia regiones prepirenaicas con índices de pluviosidad superior a los 700 mm. Hacia el oeste de la Península desaparece rápidamente a pesar de que se mantienen condiciones físicas parecidas a zonas donde está presente. Por ello, su ausencia aparentemente no responde a factores climáticos desfavorables y podría estar relacionada con la presencia de su congénere la culebra de escalera *Elaphe scalaris* (PASCUAL, 1997).



La culebra de Esculapio ocupa una gran variedad de masas forestales, como bosques caducifolios (hayedos y robledales principalmente) y bosques mixtos, pero también encinares y pinares. Debido a sus hábitos trepadores, es frecuente en zonas con abundante cobertura arbórea y arbustiva, aunque aparece también en zonas húmedas más expuestas y soleadas, como linderos de bosque, márgenes de campos, pistas y carreteras, e incluso alrededores de construcciones aisladas.

Aunque en la Península Ibérica el área de distribución prácticamente se limita a la región pirenaica, no se halla en el Pirineo axial y por eso no alcanza cotas elevadas (BEA *et al.*, 1978). En Navarra la cota media es de 461 m, con un rango altitudinal entre 60 y 840 m (GOSÁ & BERGERANDI, 1994). Parecidos resultados se dan en Cataluña donde es especialmente abundante a 600 metros de altitud y su rango altitudinal abarca de 200 a 1.200 m (LLORENTE *et al.*, 1995).

Presenta, como en la mayor parte de su área de distribución, poblaciones fragmentadas y, en general, con pocos efectivos poblacionales. No obstante, es globalmente frecuente en Navarra, Euskadi y en algunas zonas de Cataluña (BEA, 1998). En otros puntos del área de distribución peninsular es rara. Sin embargo, su capacidad trepadora y carácter reservado hacen que a menudo pase desapercibida y por tanto su abundancia puede ser en ocasiones mayor a la estimada (NAULLEAU, 1989). En las zonas con abundancia de ejemplares, los atropellos en las carreteras constituyen el problema más grave para la conservación de la especie.

Xavier Santos, Albert Montori, Gustavo A. Llorente & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Elaphe longissima

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Datos insuficientes DD

Justificación de los criterios: se desconocen numerosos aspectos de la biología y estado de conservación de las poblaciones de esta serpiente en las poblaciones del territorio español.

Características biológicas relevantes para su conservación: Proporción de la población global en España: II (1-5%). Por ello, la responsabilidad de España en la conservación global de la especie es baja.

Factores de amenaza: El número de observaciones de esta especie es muy pequeño, y por ello cabe suponer que las poblaciones en general presentarían densidades bajas. Por ello, los ejemplares aniquilados en las carreteras o directamente por el hombre han podido conducir a una regresión y rarificación notable de la especie que podría ser la causa de su distribución muy fragmentada, tal y como parece suceder en numerosas regiones europeas. Urge conocer el grado de conservación de las poblaciones españolas.

Otros expertos consultados: J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

ARRIBAS (1992); BARBADILLO (1987); BEA (1985b, 1997b, 1998); BEA *et al.* (1978); BÖHME (1993); GOSÁ & BERGERANDI (1994); LLORENTE *et al.* (1995); MARTÍNEZ-RICA (1983); NAULLEAU (1986, 1989, 1997); PASCUAL (1997).

Familia *Colubridae*

***Elaphe scalaris* (Schinz, 1822). Culebra de escalera**

Serp blanca (cat.), *eskailera-sugea* (eusk.), *serpe riscada* (gal.)

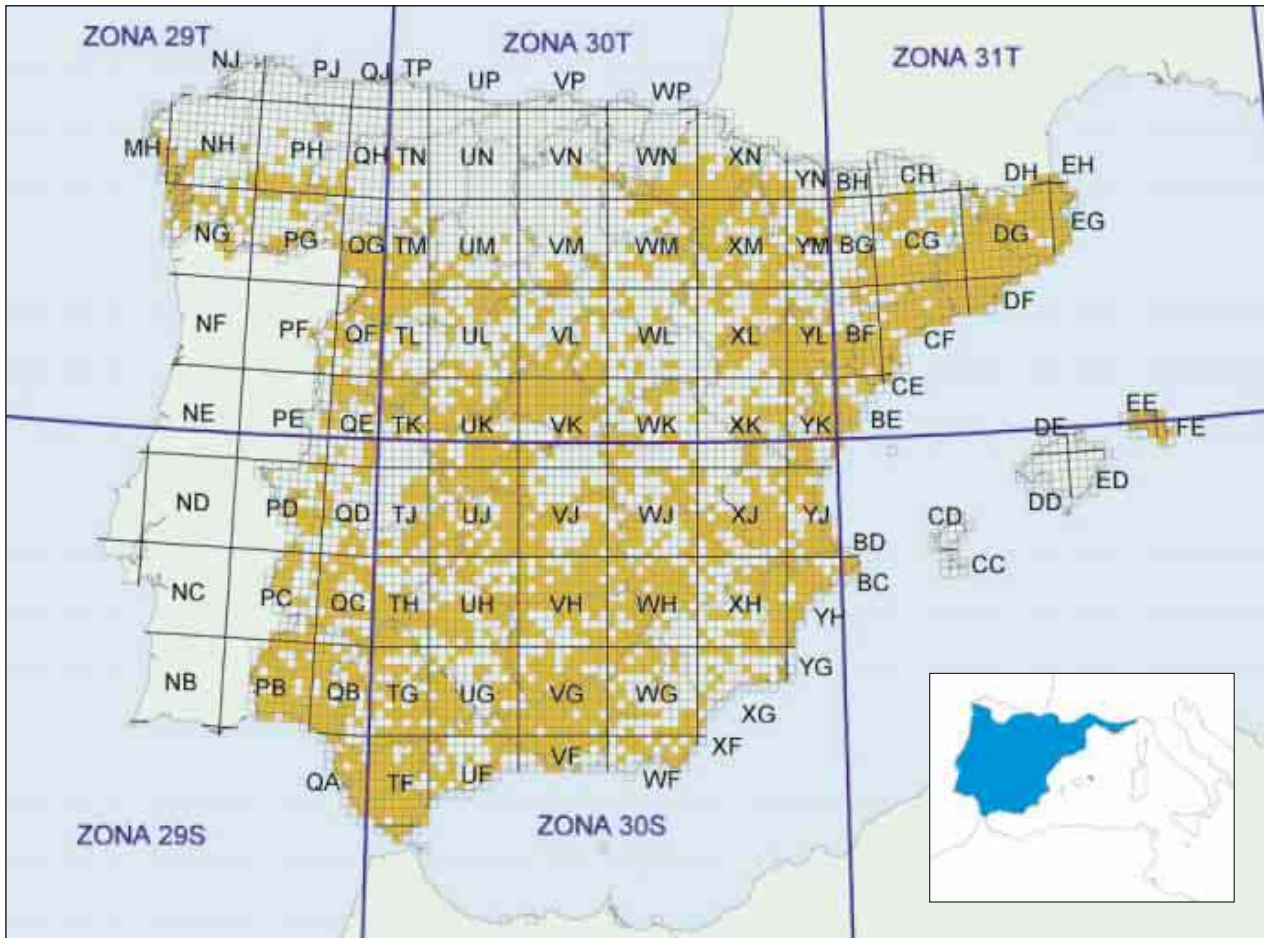


A. Montori

Ejemplar adulto de Santa Coloma de Farners (Girona)

Cuasi endemismo ibérico, está presente también en una estrecha franja del sudeste francés (Rosellón, Provenza, Alpes Marítimos), y puntualmente en el noroeste de Italia (Liguria Occidental; CHEYLAN & GUILLAUME, 1993). En el noroeste español asciende hasta los Montes del Pindo y Ría de Corcubión (MH86, A Coruña); al sur de esta localidad su distribución es costera, penetrando un poco hacia el interior a través del valle del Río Ulla y ampliamente a través de los valles del Miño, Sil y Támega. Su presencia en Vilachá de Mera (PH26, Lugo) hace suponer que su distribución en el sur de esta provincia podría ser algo más amplia. La localidad más septentrional y única en la vertiente cantábrica de Galicia es Negueira de Muñíz (PH77, Lugo), valle con carácter térmico. Hacia el Este está ausente de la Cornisa Cantábrica y de las comarcas más altas, de clima continental, de las provincias de León, Palencia y Burgos (áreas de 80-85 días de heladas al año), donde sólo penetra hacia el Norte a través de los valles de los Ríos Esla, Órbigo, Pisuerga, Arlanza y Ebro. En el País Vasco está distribuida en ambientes mediterráneos próximos al Río Ebro. Al norte del Río Ebro alcanza las sierras prepirenaicas y llega a los Pirineos a través de valles, en una distribución que se ajusta muy bien a la de la coscoja (MARTÍNEZ-RICA, 1983). En el extremo oriental su distribución alcanza el istmo peninsular, y en las laderas de los Montes Albares, la Sierra de Balmeta, y el litoral gerundense, las poblaciones españolas contactan con las francesas (POLLS, 1985; PLEGUEZUELOS, 1997c). Al sur de esta línea su distribución es casi homogénea, evitando las cumbres de sistemas montañosos. Las lagunas en el mapa corresponden a falta de prospección (Cáceres, Guadalajara, Cuenca, Murcia, Córdoba) y a zonas donde está presente pero es escasa, luego más difícil de detectar (Soria, Valle del Guadalquivir). Habita las dos islas más grandes de Galicia (Ons y Arousa, en Pontevedra; GALÁN, 1999), y Menorca, donde fue introducida en época prehistórica (VIGNE & ALCOVER, 1990). En esta última está bien repartida y es abundante (FILELLA *et al.*, 1994). En el área ibero-balear la precipitación media anual oscila entre 170-2.000 mm (Cabo de Gata-Serranía de Ronda) y la temperatura media anual no baja de 10 °C. Su distribución coincide, de manera muy precisa, con la de la culebra bastarda. Está en simpatria con la culebra de Esculapio en una estrecha franja al sur de El Pirineo Oriental (LLORENTE *et al.*, 1995).

La curva de su distribución altitudinal indica que es escasa a nivel del mar y abundante a niveles medios (400-1.000 msm), hasta alcanzar 2.200 msm en las Sierras Béticas.



Ocupa todo tipo de suelos en ambientes mediterráneos de matorral y borde de bosque, pues precisa de cierta cobertura vegetal y de lugares relativamente húmedos. Por ello, en las comarcas de vocación agrícola, es típico habitante de los sotos ribereños. En el Norte habita ambientes más despejados y áridos (BEA, 1986), mientras que en el sur su abundancia está correlacionada con la precipitación anual (BUSACK & JAKSIC, 1982).

En la mayor parte de su distribución es abundante, lo que no ocurre en el borde norte, pues la desaparición de setos y linderos que separan cultivos le afecta negativamente (BEA, 1986).



Ejemplar de Cáceres

L. J. Barbadillo

Juan M. Pleguezuelos & Santiago Honrubia

FICHA LIBRO ROJO***Elaphe scalaris***

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación Menor LC.

Las poblaciones de Menorca (introducida en tiempos históricos) y de Ons (Pontevedra) se consideran como Datos Insuficientes (DD) en el Libro Rojo de los vertebrados de Baleares (MEJÍA & AMENGUAL, 2000) y GALÁN, respectivamente.

Justificación de los criterios: No cumple ninguno de los criterios de amenaza.

Características biológicas relevantes para su conservación: Proporción de la población global en España: V (> 40%). La responsabilidad de España en la conservación de la especie a escala global es máxima, pues sobre el 75% del área global de su distribución se encuentra en territorio español (Península Ibérica, Islas de Ons y Menorca).

Factores de amenaza: La especie se encuentra bien distribuida en Iberia (excepto la Cornisa Cantábrica), siendo relativamente abundante. En zonas áridas o agrícolas el encauzamiento de ríos y la tala de sotos produce pérdida de su principal hábitat. Por sus hábitos nocturnos (CHEYLAN, 1986) utiliza a menudo las carreteras para desplazarse, beneficiándose del calor retenido por el asfalto; por ello numerosos ejemplares son atropellados. Se conocen verdaderos puntos negros para esta especie en las carreteras que podrían dejar de serlo con medidas correctoras en los viales.

Poblaciones amenazadas: GALÁN (1999) indica que la población insular de Ons (Pontevedra) podría haber sufrido regresión entre 1980 y 1990, debido al reducido número de ejemplares y la persecución humana, y propone para esta población la categoría de Datos insuficientes (DD). Idéntica situación para las poblaciones del archipiélago balear, introducidas en tiempos históricos.

Actuaciones para su conservación: Medidas correctoras en los puntos negros de la red vial.

Otros expertos consultados: X. Santos, L. J. Barbadillo & Í. Martínez Solano.

Referencias más significativas

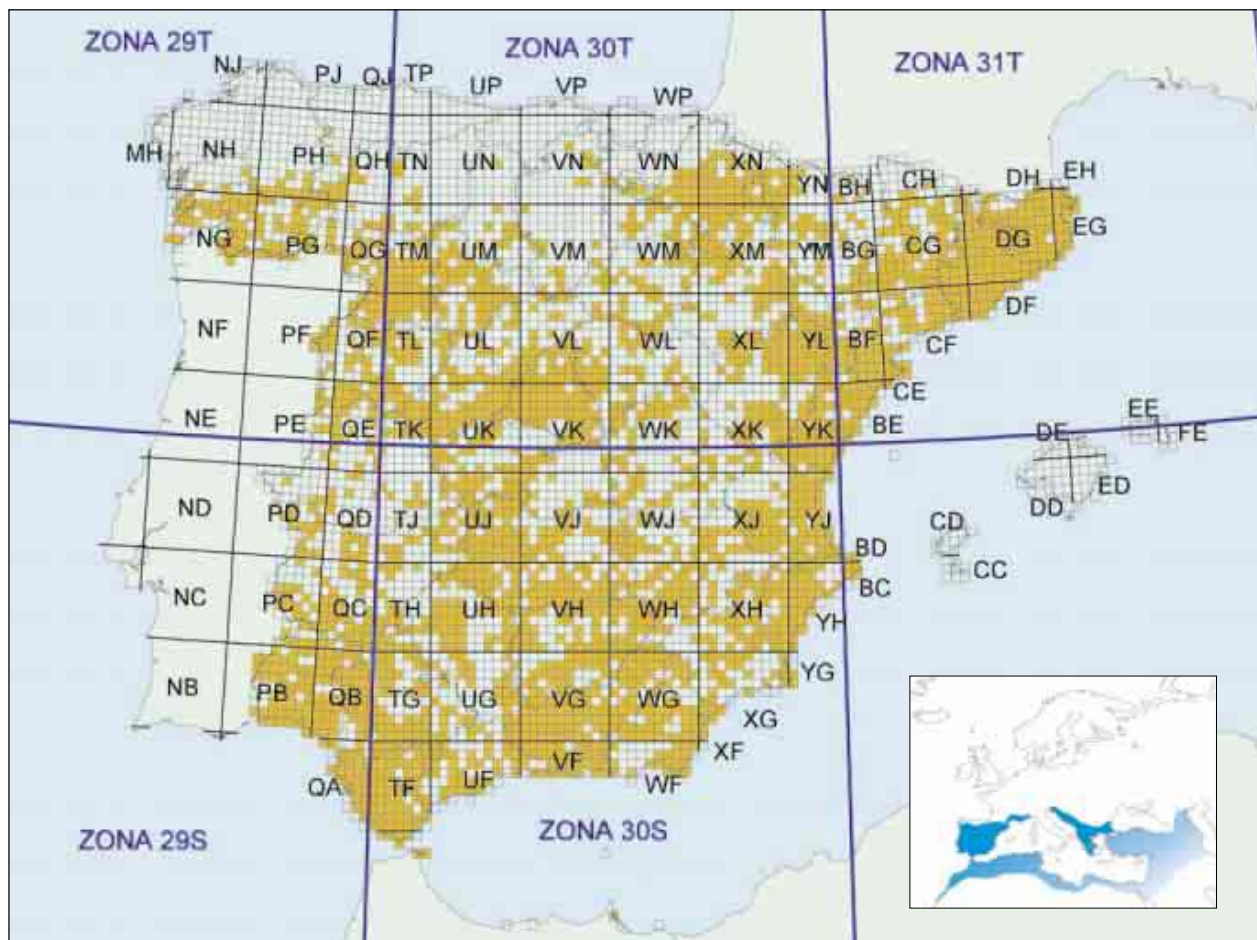
BEA (1986); BLÁZQUEZ (1993, 1995b); BUSACK & JAKSIC (1982); CHEYLAN (1986); CHEYLAN & GUILLAUME (1993); FILELLA *et al.* (1994); GALÁN (1999b); LLORENTE *et al.* (1995); MARTÍNEZ-RICA (1983); PLEGUEZUELOS (1997c); PLEGUEZUELOS & HONRUBIA (1997); POLLS (1985); VIGNE & ALCOVER (1985).

Familia *Colubridae****Malpolon monspessulanus* (Hermann, 1804). Culebra bastarda***Serp verda* (cat.), *montpellierko sugea* (eusk.), *cobregón* (gal.)

Ejemplar adulto de Santa Coloma de Farners (Girona)

Tiene distribución perimediterránea, siendo el reptil mediterráneo cuya área mejor se ajusta a la extensión de este dominio zoogeográfico (BRUNO, 1977). De oeste a este se le encuentra desde la Península Ibérica hasta Irán, Azerbayán y Dagestán. Ocupa todo el norte de África, desde la costa atlántica del Sáhara occidental, donde baja hasta Daklha; siguiendo ininterrumpidamente hacia oriente, alcanza el oeste de Arabia, Israel, Líbano y norte de Egipto (PLEGUEZUELOS, 1997). Se le citaba en Chipre, pero en las últimas prospecciones no se ha encontrado (BAYRAM *et al.*, 1996). Se encuentra en las islas de Corfú, Cefalonia, Lesbos, Zante, Thasos, Eubea, Escopelos, Skiathos (AUGUSTO, 1998, 2001; KASAPIDIS *et al.* 1996) e isla de Lampedusa (CORTI *et al.* 2001).

Ocupa la mayor parte de la Península Ibérica. En Portugal está ampliamente distribuida, faltando sólo de algunas zonas montañosas del norte (OLIVEIRA & CRESPO, 1989). En el noroeste peninsular se encuentra en las zonas bajas de las provincias de Orense y Pontevedra. En A Coruña sube por la costa hasta Pindo, y por la Ría de Arosa hasta Padrón. Alcanza la provincia de Lugo por el valle del río Sil (GALÁN, 1999). Sigue por valle del río Ullá y ocupa el sur de la provincia. Hay una población, probablemente aislada, en los valles de los ríos Masama y Eo, constituyendo la única que actualmente ocupa la vertiente septentrional de la Cordillera Cantábrica. Falta en la costa del Cantábrico. Las estribaciones occidentales de la Cordillera Cantábrica y los Ancares interrumpen su distribución, que se ve desplazada hacia el sur, conectando con León a través de la Sierra del Caurel, encontrándose también en el Bierzo. En Asturias se le ha citado en el valle del Ibia. En Cantabria se citó en Bielba y en el valle del río Nansa, en la vertiente Cantábrica de la cordillera (BLÁZQUEZ, 1997). Pero su presencia actual en Asturias es dudosa y en Cantabria no hay confirmación reciente de su presencia. El límite septentrional de su distribución sigue hacia el este por el sur de la Cordillera Cantábrica y va subiendo por los valles de los ríos Porma, Esla y, ya en Palencia, Carrión, y Pisuerga. Presente a lo largo del Río Ebro aunque no se le encuentra en las montañas del Sistema Ibérico, sí reaparece al norte del mismo en los valles de los ríos Najerilla e Iregua. Sube por el este de la provincia de Burgos hasta las inmediaciones de Vitoria. Se encuentra prácticamente en toda la Rioja. En el País Vasco se distribuye sólo por las zonas estrictamente mediterráneas, próximas al Río Ebro. BEA (1985a) considera que la cita debida a Silva y recogida por BOSCA (1880) de un ejemplar en la costa cantábrica (Irún) es verosímil, pero no ha sido confirmada recientemente. Ocupa la mitad sur de Navarra y penetra hacia el norte por los valles de los ríos, lo mismo



que en Huesca y en todo el Pirineo, alcanzando casi la frontera con Francia en Sallent de Gállego (MARTÍNEZ-RICA, 1983, LLORENTE *et al.*, 1995). Al sur de esta línea ocupa toda la Península Ibérica, excepto las partes más elevadas de los macizos montañosos. Se ha citado en la isla de Nueva Tabarca en Alicante, isla del Barón, Mayor, el Ciervo e isla Perdiguera en el Mar Menor, Murcia (MATEO, 1990).

En su área ibérica, la precipitación media anual varía entre 170 mm en el cabo de Gata y 2.000 mm en Grazalema. La temperatura media anual varía entre 10 °C en León y 18,5 °C en la costa de Granada. Evita zonas del interior con una isoterma anual de 8-9 °C y más de 90 días de helada al año (PLEGUEZUELOS, 1997). Independientemente de las adaptaciones térmicas que esta especie tenga para otras funciones, el ciclo espermatogénico particular que muestran los machos le impide extenderse hacia el norte, a regiones donde la estación cálida sea corta (CHEYLAN *et al.*, 1981) y por debajo de la isoterma de 22 °C de las temperaturas medias del mes de julio.



Isabel Cárabalo

Ejemplar de Évora, Portugal.

Es muy posible que los claros que aparecen en el mapa por debajo de la línea que marca el límite norte de su distribución, sean por falta de prospección (provincias de Sevilla, Málaga).

Es común en casi toda su distribución y puede vivir cerca de asentamientos humanos. Es una especie típicamente mediterránea que prefiere zonas de matorral, con cobertura media o baja, y espacios abiertos. Frecuenta casi todos los ambientes mediterráneos, desde dunas litorales hasta dehesas y campos de cultivo. El límite norte de su distribución en la Península va asociado al límite de elementos de bosque mediterráneo como la encina o la coscoja.

Altitudinalmente se le puede encontrar desde el nivel del mar hasta los 2.160 msn de Sierra Nevada. Más al norte sólo se encuentra en las laderas soleadas y alcanza altitudes menores.

Es muy difícil evaluar el estado de las poblaciones de ésta o de cualquiera culebra. Esta especie es bastante grande y longeva, de hábitos diurnos y muy termófila, por lo que es relativamente fácil de ver. Puede que esta circunstancia sea su peor enemigo, puesto que por lo mismo los campesinos tienden a matarla, y es uno de los vertebrados más frecuentemente atropellados en las carreteras durante los meses de verano. No está en peligro, pero al igual que todos los demás reptiles sus poblaciones se ven afectadas por la destrucción y fragmentación del hábitat, por la acumulación de pesticidas en sus tejidos y huevos, y por la persecución y muerte directas. Al ser una especie muy termófila (temperatura corporal preferida entre 28-32 °C; BLÁZQUEZ, 1995), frecuente y prefiere espacios abiertos, con el riesgo de ser atropellada en las carreteras cuando acude a ellas en busca de calor, especialmente en primavera y otoño. Al tardar casi 5 años en adquirir la madurez sexual, cada vez es menos frecuente que las culebras lleguen a esas edades sin antes haber sufrido algún tipo de agresión mortal por actividades humanas. Ello hace que cada vez los animales vivan menos, y sus tamaños y capacidad reproductora se vayan reduciendo con el paso de los años. A pesar de todo ello, es el ofidio terrestre que mejor se mantiene en ambientes de cultivos y en general, antropizados.

M. Carmen Blázquez & Juan M. Pleguezuelos

FICHA LIBRO ROJO

Malpolon monspessulanus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie de amplia distribución, que está presente en gran número de hábitats incluyendo zonas muy humanizadas. Acostumbra a calentarse sobre el asfalto de carreteras.

Factores de amenaza: Sensible a los atropellos por tráfico rodado y a la eliminación directa por humanos.

Otros expertos consultados: L.J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

AUGUSTO (1998, 2001); BAYRAM *et al.* (1996); BEA (1985a); BLÁZQUEZ (1995b, 1997); BOSCA (1880); BRUNO (1977); CHEYLAN *et al.* (1981); CORTI *et al.* (2001); GALÁN (1999a); KASAPIDIS *et al.* (1996); LLORENTE *et al.* (1995); MARTÍNEZ-RICA (1983); MATEO (1990); OLIVEIRA & CRESPO (1989); PLEGUEZUELOS (1997f).

Familia *Colubridae*

Macroprotodon cucullatus (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827). Culebra de cogulla

Serp de caputxó (cat.), *Cobra de capuz* (gal.)



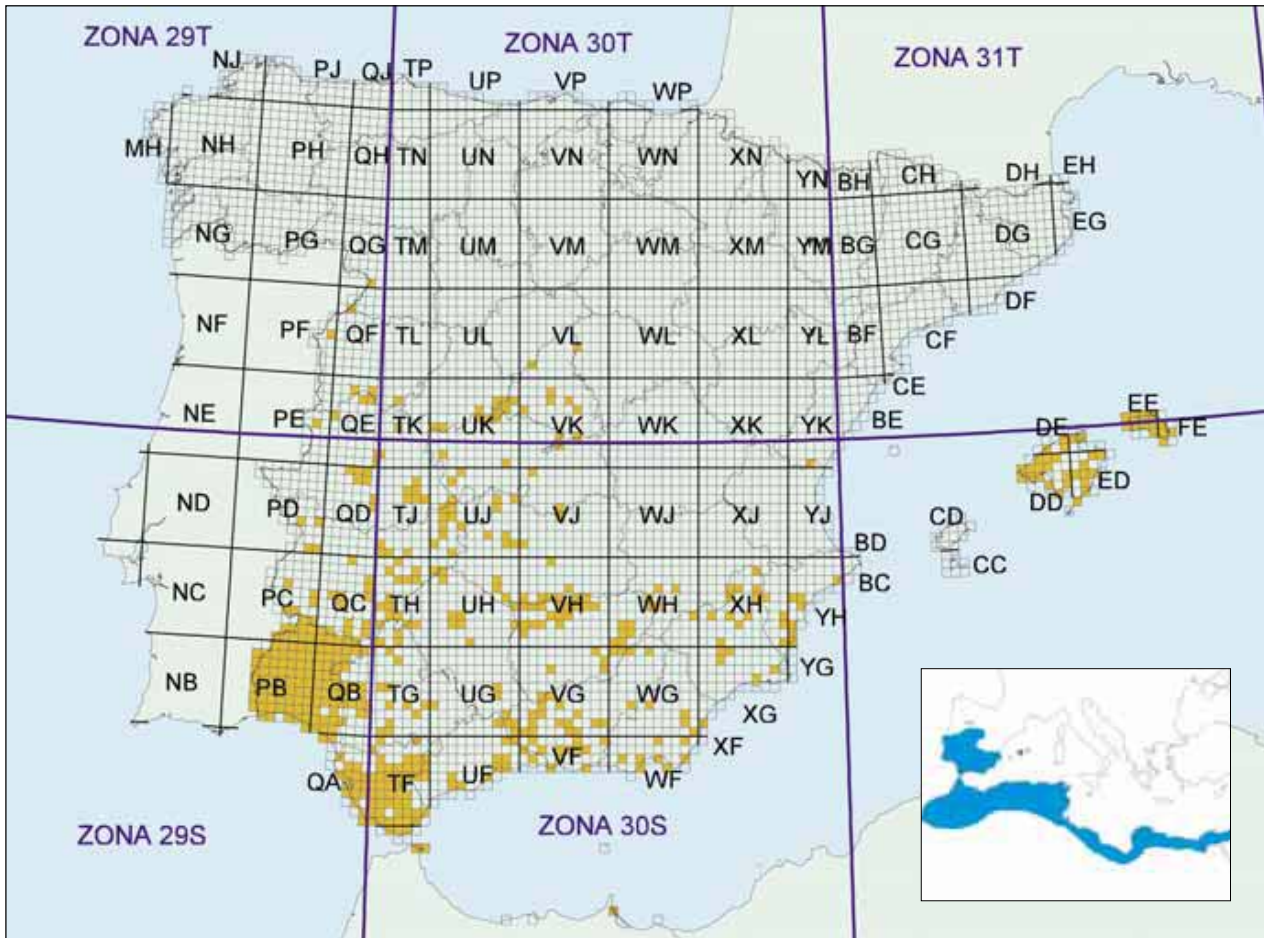
Jainne Bosch

Ejemplar de Facinas, Cádiz.

El género *Macroprotodon* ha sufrido recientemente una revisión (WADE, 2001), con la definición de tres especies nuevas por elevación de rango de las subespecies *M. c. mauritanicus* y *M. c. brevis*, y por el descubrimiento de una nueva, *M. abubakeri*, a partir de poblaciones del extremo noreste de Marruecos y noroeste de Argelia. Según este autor, en España estaría presente la especie *M. brevis* para la Península Ibérica, y *M. mauritanicus* para el archipiélago balear. Sin embargo, al tratarse de una revisión muy reciente, aún no contrastada por la comunidad científica, en la presente obra conservamos la taxonomía anterior, con tres subespecies presentes en nuestro territorio: *M. c. ibericus*, en la Península Ibérica, *M. c. mauritanicus*, en las Baleares, y *M. c. brevis*, en los territorios transfretanos. Las poblaciones baleáricas podrían tener una posición taxonómica diferente, pendiente de un futuro examen.

Ofidio de distribución mediterránea, se encuentra desde la fachada atlántica de Marruecos hasta Egipto y sur de Israel, con poblaciones relictas en el sur de Argelia y sur de Marruecos (macizo del Hoggar y Río de Oro, respectivamente). Aparece también en varias islas mediterráneas, como las Gimnesias, Lampedusa, Djerba, Galita y Zembra (JÖGER, 1999). En la orilla norte sólo está presente en la Península Ibérica, donde ocupa aproximadamente la mitad meridional.

En la Península Ibérica española su distribución es irregular por las escasas citas disponibles. Por el occidente, su límite norte se sitúa en la cuenca baja del Río Duero (comarca de Los Arribes, Zamora), con poblaciones aisladas del resto de las españolas, aunque en conexión con las portuguesas. Hacia el Este se halla ausente de la mayor parte de Castilla y León. Más al Sur reaparece en el extremo suroriental de la provincia de Salamanca. En Extremadura está bien distribuida y no sobrepasa hacia el Norte el Sistema Central (Sierra de Gredos, presentando incluso una distribución muy esporádica en su vertiente sur, dentro de la provincia de Madrid, (GISBERT & GARCÍA PEREA, 1986). En Castilla-La Mancha, región que altitudinalmente está inclinada de este a oeste, falta en las zonas orientales, más altas y frías, y está mejor distribuida en la cuenca media y baja de los ríos Guadiana y Guadalquivir, así como en Sierra Morena. En general, resulta mejor distribuida y es más abundante en el cuadrante suroccidental ibérico. En provincias como Sevilla, Córdoba o Málaga, probablemente se halle minusvalorada su presencia. Escasa en el sureste ibérico y Levante, resulta esporádica en Alicante. Entre las provincias de Valencia y Castellón se tiene cita actual de una población. Aunque aceptamos la verosimilitud de la cita, no consideramos sin embargo aquí la población del río Gállego (Peñaflor, Zaragoza, XM 82; FALCÓN, 1982), por no haber sido reencontrada en los



últimos 30 años.

En el archipiélago balear aparece sólo en las Gimnesias, donde está bien representada, sobre todo en Menorca. En los territorios transfretanos está en las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla, donde es escasa.

Falta de las comarcas de mayor continentalidad, con una isoterma inferior a 12 °C. Su área de distribución peninsular posee una precipitación media anual de 170-2.000 mm (respectivamente, Cabo de Gata y las Sierras Béticas occidentales [PLEGUEZUELOS, 1997e]). Altitudinalmente, se distribuye desde el nivel del mar hasta 1.500 msn en las Sierras Béticas. Hacia el Norte este rango disminuye notablemente.

Especie de amplia valencia ecológica, habita desde arenas litorales en ambientes subáridos como los de Cabo de Gata, hasta zonas de baja y media montaña con ombroclima subhúmedo-húmedo (Sierra de Grazalema). Es un ofidio típicamente sublapidícola y de hábitos fosoriales; con frecuencia ocupa la base de murallas, ruinas e incluso escombreras, aunque también se encuentra en prados húmedos, dehesas, borde de bosque y series de degradación del matorral mediterráneo, siempre asociada a refugios donde ocultarse (piedras). En algunos campos de cultivo aparece al ser rotu-



Ejemplar de Cádiz

L. J. Barbadillo

rada la tierra. En Andalucía Occidental su distribución parece coincidir con áreas de suelos arcillosos (BUSACK & MC COY, 1990).

Su costumbre de buscar refugios en núcleos humanizados la ha llevado a ser transportada por el hombre, ya desde las primeras culturas de navegantes del Mediterráneo, lo que explicaría su presencia en varias islas y la aparición en orillas opuestas de individuos con caracteres pertenecientes a subespecies transmediterráneas. Tal es el caso de poblaciones en la comarca del Estrecho de Gibraltar, con individuos melanocéfalos, característica propia de la subespecie *M. c. brevis*. Las poblaciones de las islas Gimnésicas (Mallorca y Menorca) tienen su origen con toda probabilidad en una introducción en tiempos históricos (s. II a.C.), a partir de poblaciones argelinas (BUSACK & MC COY, 1990; PLEGUEZUELOS, 1997e).

Es el colúbrido mediterráneo más escaso en la Península Ibérica, probablemente también en Ceuta y Melilla, aunque moderadamente abundante en Mallorca y Menorca. En la proliferación reciente del jabalí se encuentra la mayor amenaza a sus poblaciones. Las hembras sólo se reproducen cada dos años y con un pequeño tamaño de puesta (PLEGUEZUELOS & FERICHE, 1998), por lo que biológicamente posee poca capacidad de respuesta a mortandades o a modificaciones en el hábitat.

Juan M. Pleguezuelos & Juan R. Fernández-Cardenete

FICHA LIBRO ROJO

Macroprotodon cucullatus

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Casi amenazada NT.
<i>Macroprotodon cucullatus ibericus</i>	Casi amenazada NT
<i>Macroprotodon cucullatus mauritanicus</i>	Datos insuficientes DD
<i>Macroprotodon cucullatus brevis</i>	Preocupación menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: De hábitos discretos y difícil de detectar, a menudo está asociada a pastizales y claros de bosque (encinas, pinos o alcornoques) de los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneo. Las poblaciones del sudeste ibérico se encuentran especialmente amenazadas por la fragmentación del hábitat y por el efecto borde de su distribución. Por su reproducción bianual y su pequeño tamaño de puesta, sus poblaciones tienen poca capacidad de recuperación. Posiblemente en expansión en algunas zonas (Suroeste de Madrid), pero en general parece muy escasa en el oriente ibérico.

Poblaciones amenazadas: La población de los Arribes del Duero es escasa, y está probablemente aislada del resto del área de la especie. Las poblaciones de las Baleares no plantean problemas de conservación; por evolución en medio insular, son biológicamente muy interesantes. Escasa en Ceuta y Melilla, aunque aquí sus poblaciones se pueden beneficiar de inmigración desde Marruecos

Factores de amenaza. Sensible a las altas densidades de jabalí y a la modificación del hábitat (roturaciones, repoblaciones forestales, pérdida de pastizales naturales, aridez creciente).

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, M. I. Feriche, F.J. Martínez-Medina & Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BUSACK & MCCOY (1990); FALCÓN (1982); GISBERT & GARCÍA-PEREA (1986); GONZÁLEZ DE LA VEGA (1988); JOGER (1999); PLEGUEZUELOS (1997d, 1997e); PLEGUEZUELOS & FERICHE (1998); PLEGUEZUELOS *et al.* (1994); POLLO *et al.* (1990); WADE (1988, 2001).

Familia *Colubridae*

***Natrix maura* (Linnaeus, 1758). Culebra viperina**

Serp d'aigua (cat.), *suge biperikara* (eusk.), *cobra viperina* (gal.)



I. Catábalao

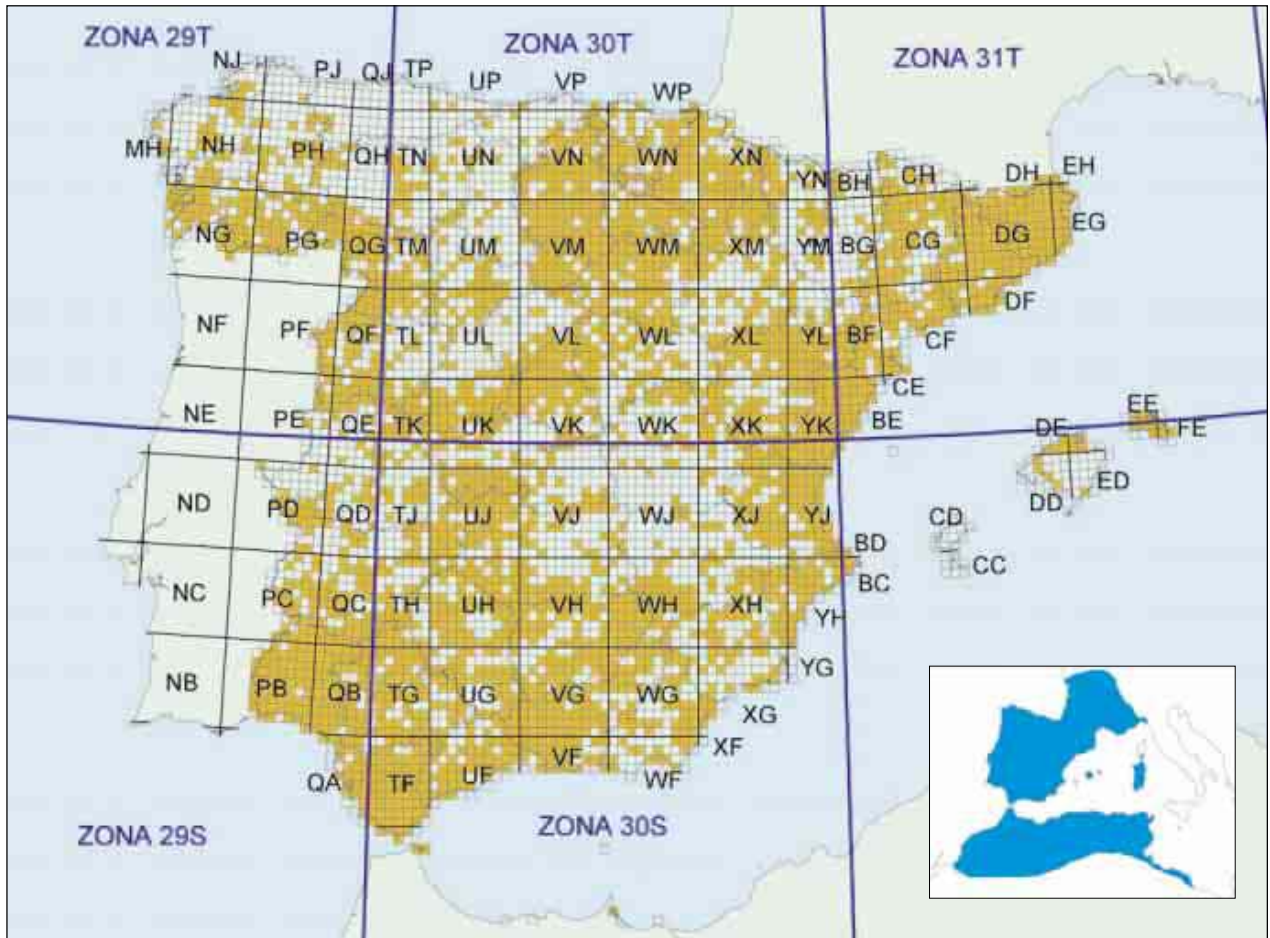
Ejemplar de Évora, Portugal.

Culebra de tamaño medio, de hábitos acuáticos y muy común en toda su área de distribución. En Europa se halla en toda la Península Ibérica y gran parte de Francia excepto la costa norte y los Alpes. Penetra en Italia (Liguria) por la costa mediterránea. Entre las islas destaca su presencia en Cerdeña, Mallorca y Menorca, además de otras pequeñas islas. En África esta culebra se extiende por las regiones de clima mediterráneo de Marruecos, Argelia y Túnez (SCHLEICH *et al.*, 1996). Cuanto más al sur, más localizada se encuentra en los pocos puntos donde hay agua.

En España ha sido observada en todas las provincias. El alto número de cuadrículas en las que ha sido citada indica que es una especie común y de fácil observación, a excepción de la franja litoral de Asturias, Cantabria y Lugo, donde es muy escasa. En Galicia está presente en algunas cuencas fluviales pero falta inexplicablemente en otras (GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS, 1993). En Almería y Murcia, su rarefacción se debe a la escasez de puntos de agua, consecuencia de la alta xericidad ambiental. El bajo número de citas en algunas provincias de Castilla La Mancha y Aragón se debe a una insuficiente uniformidad en el esfuerzo de prospección. En el archipiélago balear está presente en Menorca y en torrentes de montaña y zonas húmedas de Mallorca. También ha sido observada en Ceuta y Melilla.

El elevado número de localizaciones se debe a su fácil observación, su ubicuidad en todo tipo de medios acuáticos y la elevada densidad de efectivos en muchas de sus poblaciones. Se trata de una culebra que frecuenta ríos, riachuelos, pantanos, balsas y marismas, siendo menos frecuente lejos de los puntos de agua (BRAÑA, 1997a; SANTOS *et al.*, 1997). Tolera las aguas salobres. A esta presencia generalizada en los puntos de agua se corresponde una dieta muy variada en su conjunto, que cubre todo tipo de presas acuáticas, tanto invertebrados (principalmente lombrices), como vertebrados (anfibios, renacuajos y peces) (BRAÑA, 1998; PLEGUEZUELOS & MORENO, 1989; SANTOS, 2000; SANTOS *et al.*, 2000). En algunos ecosistemas muy productivos, las comunidades de peces son muy importantes y por ello, la culebra viperina puede ser extremadamente común, con densidades poblacionales muy elevadas. En el río Jalón (Alicante) se han observado 240 adultos/ha en un área que incluye el río y una franja de 5 m a cada lado (HAILEY & DAVIES, 1987). La densidad es mucho mayor si se mide solamente la superficie del río (4.800 adultos/ha).

Aunque no se dispone de información documentada, las poblaciones baleáricas probablemente sean debidas a introducciones (ALCOVER & MAYOL, 1981).



La culebra viperina está presente desde el nivel del mar –donde se ha observado el consumo ocasional de presas marinas (Islas Cíes; P. GALÁN, com. pers.)– hasta altitudes superiores a los 1.500 m en diversas cordilleras ibéricas.

Dada su amplia distribución y elevada abundancia parece no ofrecer graves problemas de conservación. Sin embargo en amplias zonas del litoral mediterráneo donde los ríos se han degradado notablemente por contaminación y/o pérdida de caudal, la desaparición de peces y anfibios puede originar la pérdida de las poblaciones de culebras. Esto mismo puede suceder en los humedales litorales, donde la rarefacción de ranas y peces, la transformación antrópica del paisaje y la contaminación del ecosistema –se han cuantificado elevados niveles de pesticidas en su tejido muscular en el Delta del Ebro (SANTOS & LLORENTE, 1999)– deben haber contribuido en la disminución de sus poblaciones. Pese a su docili-



Jaime Bosch

Ejemplar de Teruel.

dad, sufre la muerte directa a manos del ser humano, especialmente en aquellos puntos donde es abundante.

Xavier Santos, Gustavo A. Llorente, Albert Montori & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Natrix maura

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie muy acuática, su hábitat está estrechamente ligado a los medios acuáticos. Se alimenta de invertebrados, peces y anfibios. Buena capacidad de colonización de los medios acuáticos artificiales.

Factores de amenaza: Probablemente es el ofidio más común en España, pero la degradación generalizada de los ríos y hábitats húmedos puede afectarle. En el Delta del Ebro se ha encontrado acumulo de pesticidas en sus tejidos corporales, y una drástica disminución de sus efectivos en los últimos años, paralelo al aumento de fitosanitarios en los cultivos de arroz. Sensible a los atropellos, aunque menos que su especie congénérica, y a la eliminación directa por el hombre, al ser confundida con una víbora.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, Í. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

ALCOVER & MAYOL (1981); BRAÑA (1997a); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); HAILEY & DAVIES (1987); PLEGUEZUELOS & MORENO (1989); SANTOS (2000); SANTOS & LLORENTE (1999); SANTOS *et al.* (1997, 2000); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Colubridae*

***Natrix natrix* (Linnaeus, 1758). Culebra de collar**

Serp de collaret (cat.), *suge gorbataaduna* (eusk.), *cobra de colar* (gal.)



Isabel Catalão

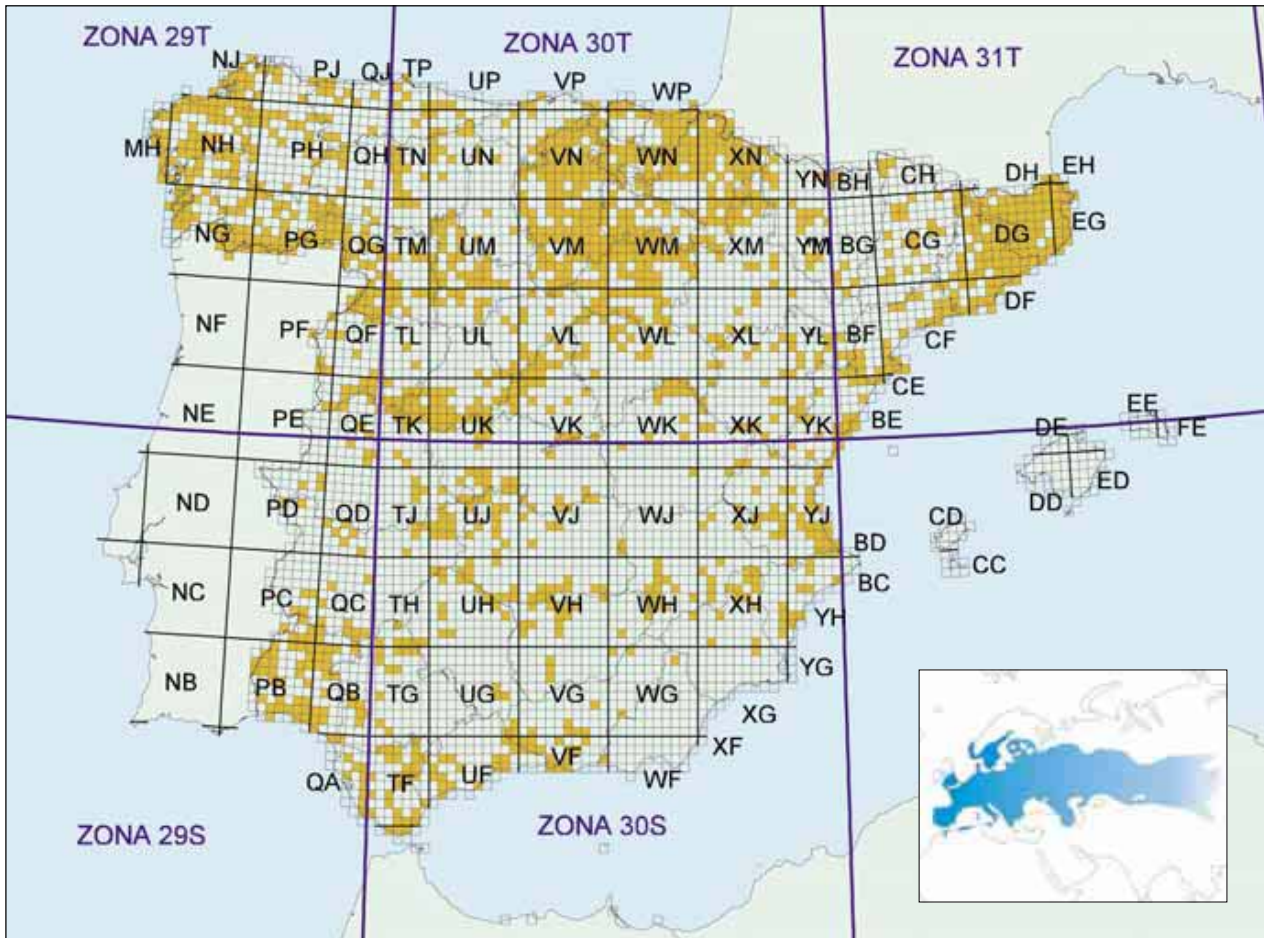
Ejemplar de Évora, Portugal.

La culebra de collar presenta una extensa área de distribución eurasiática que va de Este a Oeste, desde el Lago Baikal, en la frontera entre Rusia y China, hasta la práctica totalidad de Europa. Igualmente amplia es su distribución latitudinal, pues se halla prácticamente desde el Círculo Polar Ártico en Suecia hasta el Atlas Medio en Marruecos. En África, presenta poblaciones relictas en ambientes paleárticos del Rif y Atlas Medio (Marruecos; FAHD & PLEGUEZUELOS, 2001) así como en poblaciones muy aisladas de la franja litoral de Argelia y Túnez.

En España ha sido localizada en todas las provincias aunque el número de observaciones es mayor en la mitad norte (BRAÑA, 1997b; SANTOS *et al.*, 1997). Igual patrón se observa en Portugal. En Galicia, el bajo número de cuadrículas en la Galicia interior no responde a la realidad ya que es una especie abundante y bien distribuida por toda la comunidad (GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS, 1993). Igual de ubicua es en otras comunidades con elevada pluviosidad del norte peninsular, como Euskadi y Navarra, aunque rápidamente se rarifica hacia el Sur por falta de medios frescos y húmedos. En Cataluña está bien distribuida pero es globalmente rara en todo el territorio (LLORENTE *et al.*, 1995).

En el centro y especialmente en el sur de la Península la escasez de la culebra de collar se hace muy notoria y en general responde a una situación real derivada de la mayor aridez de estas zonas (PLEGUEZUELOS, 1989); tampoco en zonas más montañosas y húmedas del centro ha sido muy citada (ej. Sierra de Gredos). En Castilla-La Mancha, Extremadura, Andalucía y Murcia es extremadamente local, más abundante en algunas sierras (ej. Sierra Morena) y ausente en amplias zonas de Badajoz, Sevilla, Córdoba, norte Granada, Murcia y Almería. En esta última provincia, cuya pluviosidad no alcanza los 400 mm anuales en gran parte de su superficie, la culebra de collar no ha sido citada más que en el río Adra (PARACUELLOS, 2001). A excepción de la zona cantábrica, la culebra de collar es una especie localmente escasa, con baja densidad de efectivos y en muchas ocasiones con un reducido número de observaciones aún en zonas bien prospectadas, de manera que nuevos registros en estas zonas no aparecen más que de tarde en tarde (PLEGUEZUELOS, com. pers.). Como excepción, algunos hábitats acuáticos, tanto en la franja litoral como hacia el interior, albergan poblaciones donde la especie puede considerarse como localmente abundante, como la Sierra de Cabra (Córdoba).

Es una serpiente de hábitos acuáticos pero a menudo desarrolla su actividad fuera del agua y esto incluye la captura de anfibios anuros, su presa principal (BRAÑA, 1997b). Por todo ello, aunque es de amplísima distribución y por tanto adaptada a gran variedad de situaciones climáticas, su distribución peninsular pare-



ce condicionada por factores ambientales y por tanto no responde exclusivamente a la existencia de puntos de agua.

Se halla en una gran variedad de hábitats forestales, en general asociados a un importante grado de humedad, como hayedos, robledales, bosques de ribera y bosques mixtos pero también en herbazales, prados y en general biotopos palustres. En ecosistemas más secos, principalmente en el centro y sur peninsulares, se encuentra estrechamente ligada a ríos, riachuelos, charcas y otras masas de agua, en general con abundante vegetación ribereña.

Se han observado ejemplares de culebra de collar desde el nivel del mar hasta los 3.060 m (Laguna de la Caldera, Sierra Nevada), lo que la convierte en el ofidio que mayor altitud alcanza en la Península, junto con *Vipera latasti*. Este amplio rango altitudinal y elevada cota máxima están ligados a la gran tolerancia medioambiental de la especie. Al igual que en otros repti-



Ejemplar juvenil de Burgos

L. J. Barbadillo

les de amplia distribución peninsular, se observa un gradiente latitudinal norte-sur en la máxima cota alcanzada (PLEGUEZUELOS & VILLAFRANCA, 1997).

En el territorio español, la culebra de collar está representada por la subespecie *N. n. helvetica* (THORPE, 1979, 1984).

Xavier Santos, Gustavo A. Llorente, Albert Montori & Miguel A. Carretero

FICHA LIBRO ROJO

Natrix natrix

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie de amplia distribución, ligada al medio acuático, aunque más terrestre que su congénérica en ambientes húmedos. Se halla presente en gran número de hábitats higrófilos. Se alimenta principalmente de anfibios.

Factores de amenaza: Es especialmente vulnerable a la degradación de las masas de agua en aquellas zonas donde la aridez ambiental la hace muy dependiente del medio acuático. Ello es aun más grave debido a que en general sus poblaciones son escasas. En las regiones húmedas del norte peninsular es en muchos casos una especie abundante y ubicua, y por ello sensible a los atropellos en carreteras y a la muerte directa por parte del ser humano.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo, S. Honrubia, Í. Martínez-Solano & J. M. Pleguezuelos.

Referencias más significativas

BRAÑA (1997b); FAHD & PLEGUEZUELOS (2001); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993); LLORENTE *et al.* (1995); PARACUELLOS (2001); PLEGUEZUELOS (1989); PLEGUEZUELOS & VILLAFRANCA (1997); SANTOS *et al.* (1997); THORPE (1979, 1984).

Familia *Viperidae****Vipera aspis* (Linnaeus, 1758). Víbora áspid***Escurçó pirinenc* (cat.), *aspis sugedorria* (eusk.)

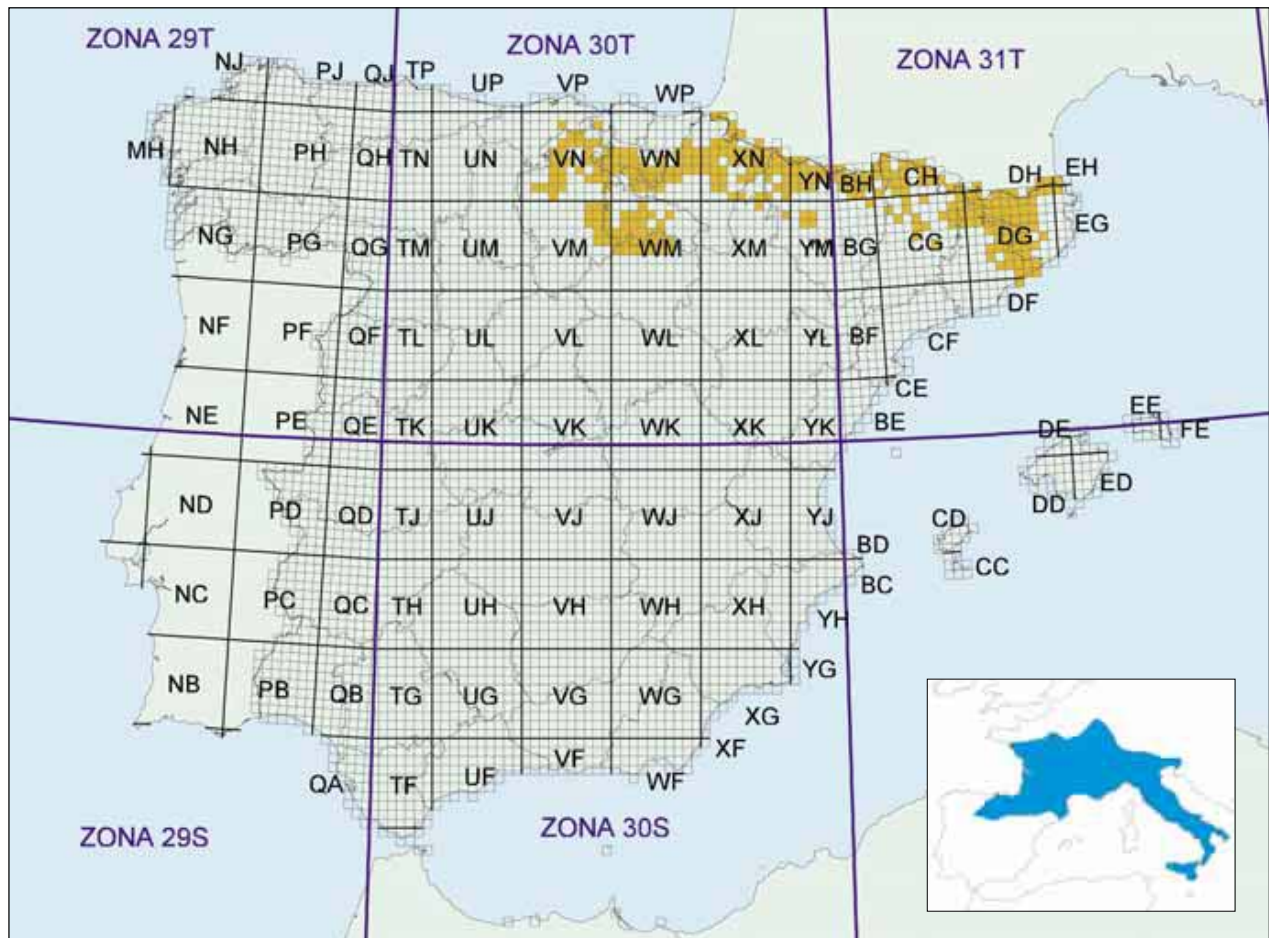
L. J. Barbadillo

Ejemplar de Huesca.

Especie europea distribuida en la zona septentrional del sector mediterráneo occidental (SAINT GIRONS, 1997), ocupando amplios territorios de Francia, Suiza, Alemania e Italia y algunas islas (Oléron, Sicilia, Elba, Montecristo). Se encuentra pendiente de confirmación en el área de los Balcanes. Penetra en los Pirineos y coloniza el nordeste ibérico montañoso (BEA, 1985, 1997; DUGUY *et al.*, 1979; FALCÓN & CLAVEL, 1987; GOSÁ & BERGERANDI, 1994; GOSÁ, 1997; LLORENTE *et al.*, 1995; MEIJIDE *et al.*, 1994), incluyendo las cuencas prepirenaicas. Alcanza las estribaciones de la cordillera Cantábrica por el norte y centro de Burgos (BARBADILLO *et al.*, 1999), y desciende al sistema Ibérico septentrional (ZALDÍVAR *et al.*, 1988), por el este de Burgos, La Rioja y norte de Soria, donde se han obtenido los registros latitudinales más bajos, junto con los núcleos cercanos a la costa mediterránea, en Barcelona (Montnegre). Todas las poblaciones, a excepción de las del norte de Burgos y del norte de Navarra, se encuentran en la vertiente mediterránea. La especie es sustituida por *Vipera seoanei* en las áreas de marcada influencia atlántica de la vertiente cantábrica.

El mapa refleja bastante adecuadamente la abundancia por regiones, destacando las de la zona de Sedano (Burgos), las sierras comprendidas entre la Demanda y Urbión (Burgos-La Rioja), montes Obarenes (Burgos) y el Pirineo centro-occidental, entre el valle de Hecho y el Parque Nacional de Ordesa (Huesca).

Las primitivas víboras asiáticas produjeron a finales del Mioceno oleadas de invasión del continente europeo. De una de ellas, compuesta por especies originadas por vicarianza, surgirían dos grupos colonizadores del Mediterráneo. El del sector occidental originaría durante las glaciaciones del Pleistoceno dos especies: *V. aspis* y *V. latasti* que, como es común en las víboras europeas, han repartido su nicho ecológico evitando situaciones de simpatria, sólo ocasionalmente superadas, bajo una estricta separación espacial, igualmente producida cuando el encuentro es con *V. seoanei*, la otra especie cogenérica en la zona occidental de distribución ibérica. Se conocen diversas zonas de contacto directo con esta especie, implicadas en sus respectivos patrones de distribución a escala microgeográfica: Murguía (Álava), Sierra de Aralar, valles de Basaburúa y Ultzama, Roncesvalles, zona de Irati (Navarra) y San Juan de Luz (Pirineos Atlánticos). *V. aspis* ocupa entonces las áreas más insoladas y abiertas; por el contrario, se recluye en los hábitats más frescos cuando coincide con *V. latasti*, lo que ocurre en la zona de Sedano y montes Obarenes (Burgos), Sierra de Peña (Navarra) y región de Moia (Barcelona).



La víbora áspid es una especie forestal termófila, cuya capacidad de uso del hábitat es notable, y de los antiguos bosques de coníferas y pastizales subalpinos del norte ibérico ha pasado a colonizar los diversos bosques de frondosas, que alcanzaron la Península en etapas posteriores. Pero sus requerimientos ecológicos van dirigidos hacia los sustratos rocosos e insolados, en orientación sur, sobre canchales y laderas pedregosas, claros forestales y matorrales marginales, bordes y taludes de pistas rurales, muros de piedra de separación de fincas e, incluso, bosques de ribera y pequeños humedales, a los que accede a refrescarse en los períodos más secos. Aunque es una especie de hábitos montanos se encuentra desde las proximidades del nivel del mar hasta los 2.600 m en el Pirineo central y los 2.000 m en el sistema Ibérico. En la vertiente pirenaica francesa ha sido localizada a 2.900 m (macizo de Néouvielle). En Aragón y Cataluña ciertas poblaciones disjuntas podrían ampliar ligeramente su distribución en algunas cuencas prepirenaicas. El área de distribución no manifiesta alteraciones apreciables en cuanto a extensión, y sólo podrían haberse producido pequeñas contracciones locales en áreas bajas y poblaciones puntuales de montaña en las últimas décadas, desde que el Pirineo ha comenzado a sufrir la expansión turística y urbanizadora.

El conjunto de la población ibérica de víbora áspid no presenta en la actualidad problemas de conservación. El descenso de efectivos apreciable en algunas áreas humanizadas contrasta con el incremento poblacional que parece detectarse en su extremo suroriental de distribución (El Corredor y Montseny).

Alberto Gosá

FICHA LIBRO ROJO

Vipera aspis

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación menor LC.
<i>Vipera aspis aspis</i>	Preocupación menor LC
<i>Vipera aspis zinnikeri</i>	Preocupación menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Presente en amplia variedad de biotopos incluyendo zonas de alta montaña.

Factores de amenaza: En algunas zonas bajas está en regresión por destrucción y fragmentación de hábitat. En expansión en el sudeste de su distribución. Sensible a la eliminación directa por humanos. Un factor tradicional de amenaza a las serpientes ha sido la muerte directa producida por el hombre en el entorno rural. El abandono de las tierras de cultivo en áreas de montaña ha debido paliar los posibles efectos que sobre poblaciones locales pudiera tener este hábito tan extendido, por lo que el asilvestramiento, modificación y destrucción de hábitats y refugios (muros, vallados de fincas) podría traer consigo algunas alteraciones en la dinámica y comportamiento de las víboras. Los atropellos son igualmente causa de mortalidad constatada, aunque la valoración de su incidencia no resulta fácil.

Actuaciones para su conservación: Como medidas propuestas, la realización de estudios de campo en poblaciones de áreas rurales de las que se tenga constancia de su alteración resulta necesaria para la correcta evaluación de la afección. En áreas de montaña sometidas al creciente uso turístico se debería prestar especial atención a la vigilancia y aplicación de medidas correctoras en los proyectos de urbanización que requieran la declaración de impacto ambiental.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999) BEA (1985, 1997); DUGUY *et al.* (1979); FALCÓN & CLAVEL (1987); GOSÁ (1997); GOSÁ & BERGERANDI (1994); LLORENTE *et al.* (1995); MEIJIDE *et al.* (1994); SAINT GIRONS (1997); ZALDÍVAR *et al.* (1988).

Familia *Viperidae*

***Vipera latasti* Boscá, 1878. Víbora hocicuda**

Escurçó iberic (cat.), *lataste sugegorria* (eusk.), *víbora fuciñuda* (gal.)

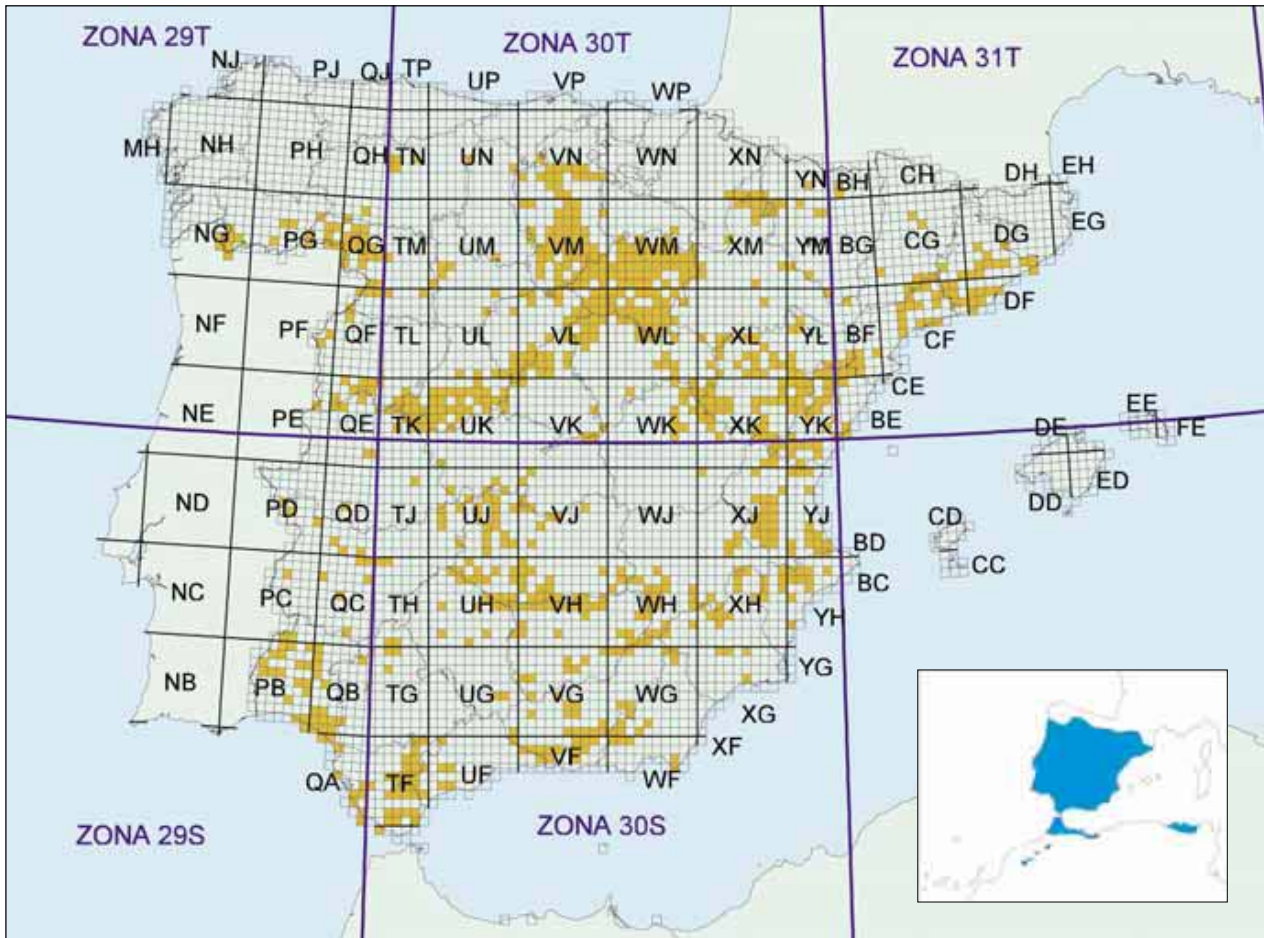


L. J. Barbadillo

Ejemplar de Alicante.

Típica especie iberomagrebí. Al norte del Mediterráneo se distribuye exclusivamente por la Península Ibérica y al sur, por una franja septentrional, principalmente montañosa, desde Marruecos a Túnez (BONS & GENIEZ, 1996). Las poblaciones del Medio Atlas poseen caracteres intermedios entre esta especie y el endemismo del Alto Atlas. *V. monticola* que es la especie más próxima filogenéticamente; a su vez, estas dos estarían próximas a *V. ammodytes*, del Mediterráneo Oriental (HERRMANN *et al.*, 1992).

En la Península Ibérica está presente al sur de una estrecha franja marcada por la mayor parte de Galicia, Cornisa Cantábrica y el eje de los Pirineos. En Galicia solo se conocen tres núcleos poblacionales en el sur y oeste de Orense: Serra de Xures, Serra de Invernadeiro, y las sierras periféricas a A Gudiña (GALÁN, 1999). Es posible su presencia en otras sierras del sur de Orense, como Serra da Pena, Serra de Larouco, Serra das Penas Libres, y Serra de Queixa (P. GALÁN, com. pers.), pero aún no se ha encontrado. Hacia el Este está ausente de los extremos septentrionales de León, Palencia, Burgos y todo el País Vasco. Aquí la línea norte de su distribución no queda bien dibujada, pues es escasa y sólo se han encontrado poblaciones aisladas; la abundancia de citas en provincias bien prospectadas de Castilla y León, como Burgos y Soria, hacen suponer que su distribución es más amplia de lo que refleja el mapa. En la Rioja se ha citado en las cuencas altas de los ríos Alhama, Linares y Cidacos. Hacia el Este, al norte del Río Ebro no ha sido confirmada su presencia actual en las Bardenas (Navarra), reapareciendo en las sierras de la Petilla y la Peña, con citas aisladas en otras sierras prepirenaicas, siempre orientadas al sur (sierras de Riglos y de Balces). En Cataluña no alcanza las sierras prepirenaicas más que en enclaves muy aislados de la provincia de Lérida (LLORENTE *et al.* 1995). Descartamos por tanto citas de los Pirineos, bien por posibles confusiones con *V. aspis* (Sant Joan de l'Erm, Coll de la Basseta, en Lérida), bien por ser anteriores a 1985 y no confirmadas recientemente (Olot, en Gerona). Por debajo de este borde septentrional, se encuentra bien distribuida en la Península Ibérica, aunque con matices. Las citas se concentran en zonas montañosas (sierras de La Cabrera, de la Culebra, Sistema Ibérico, Sistema Central, Sierra Morena, Sierras Béticas), y en zonas poco pobladas (Burgos, Montes de Toledo). Por tanto su distribución no es montana; sencillamente está limitada en la actualidad a las comarcas con menor presencia humana. Prueba de ello es que aún se mantiene en algunas localidades costeras o de baja altitud poco pobladas, como Garraf, Calella (Barcelona), Estivella (Valencia), interior de Mazarrón (Murcia), y Cabo de Gata (Almería), en la costa mediterránea. En la atlántica, mucho más favorecida por la humedad, su



presencia es casi continua, especialmente en espacios naturales protegidos y despoblados (Marismas del Guadalquivir). Su areal en la parte española de la Península Ibérica coincide con la Región bioclimática Mediterránea. Tan solo en el norte de Portugal penetra tímidamente en el dominio de la Eurosiberiana.

Presenta simpatria con *V. aspis* en el norte del Sistema Ibérico (Montes Obarenses, Burgos), Navarra (Sierra de Peña), Aragón (Sierra de Balces), y Cataluña (sur de Gerona y el Moianés, en Barcelona), aunque no sintopía, pues *V. latasti* habita laderas orientadas a mediodía, con abundante litosuelo y escasa cobertura de vegetación, biotopos que evita la otra especie. Con respecto a *V. seoanei*, la distribución encontrada para ambas especies es parapátrida. Se han evocado fenómenos de competencia para explicar esta distribución complementaria de las víboras españolas; en las zonas de contacto se han observado ciertas convergencias de diseño (DUGUY *et al.* 1979).

Es uno de los reptiles con mayor rango altitudinal en Iberia y Europa; se halla desde el nivel del mar y se han encontrado ejemplares adultos próximos a 3.000 msnm en Sierra Nevada. La altitud media de las citas (1.040 msm) y la curva de su abundancia altitudinal (más abundante entre 600-1.800 msnm) indica su actual distribución eminentemente montana. Aunque es una especie típicamente mediterránea, el viviparismo le permite afrontar exitosamente las condiciones montanas, climáticamente desfavorables para la reproducción de los reptiles.

Habita suelos silíceos y calizos, tendiendo a ocupar medios psammófilos a baja altitud y en el occidente ibérico, y medios saxícolas en montaña. Probablemente se encuentre en estos ambientes al estar relegada por el hombre de otros más productivos para la agricultura y ganadería. En el Sur habita cualquier tipo de formación vegetal, siempre que existan claros para el asoleamiento. En el Norte busca formaciones más abiertas y suelo desnudo (BEA & BRAÑA, 1997), pero siempre con abundantes refugios (piedras o matorral).

En el Sur se hallan ejemplares en lugares húmedos próximos a fuentes y abrevaderos de ganado, aunque ello puede ser un artefacto derivado de que estos enclaves son los más prospectados.

La víbora hocicuda parece ser escasa en toda su área ibérica (SAINT GIRONS, 1980); su distribución actual principalmente relegada a las montañas, implica poblaciones en parches, aisladas reproductivamente. Por bibliografía y tradición oral se conoce su desaparición en zonas costeras y en comarcas antropizadas. En el siglo XIX fue exterminada la numerosa población de las Islas Columbretes (Castellón) con motivo de la construcción del faro (BERNIS, 1968). La urbanización del litoral ha conducido a la desaparición de poblaciones costeras, especialmente en la costa atlántica. Pastores y caminantes siguen aniquilando los individuos encontrados, amenaza que sólo puede combatirse con campañas educativas. En las últimas décadas las repoblaciones con coníferas le han restado hábitat; en estos medios homogéneos sólo encuentran en taludes y carriles lugares para el asoleamiento, siendo a veces atropellados. En general la víbora hocicuda, por su lento desplazamiento y las muchas horas que las hembras grávidas dedican al asoleamiento, son víctimas frecuentes del tráfico rodado. El abandono de la ganadería de montaña que se produce en algunas comarcas puede favorecer a la especie (PLEGUEZUELOS & SANTOS, 1997).



B. Bisto

Ejemplar de Doñana

Juan M. Pleguezuelos & Xavier Santos

FICHA LIBRO ROJO

Vipera latasti

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazada NT.

Características biológicas relevantes para su conservación: Asociada a zonas abiertas o con buena insolación. Generalmente ligada a las fuentes o lugares húmedos.

Factores de amenaza: En Burgos sus poblaciones fluctúan en sentido opuesto a las de *V. aspis* (que está en expansión), sugiriendo competencia. Sensible a los incendios y la eliminación directa por humanos. Las repoblaciones forestales con coníferas crean extensas zonas de umbría que restringen el hábitat de esta especie y aumentan su tendencia a solearse en carreteras y pistas forestales, con el consiguiente riesgo de atropellos.

Poblaciones amenazadas: Pese a su amplia distribución, existen poblaciones en declive; por ejemplo, en las provincias de Madrid y Toledo, y en Levante.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & Í. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BEA & BRAÑA (1997); BERNIS (1968); BONS & GENIEZ (1996); BRITO *et al.*, (2001); DUGUY *et al.* (1979); GALÁN (1999); GOSÁ & BERGERANDI (1994); HERRMANN *et al.* (1992); LLORENTE *et al.* (1995); PARELLADA (1995); PLEGUEZUELOS & SANTOS (1997); SAINT GIRONS (1980).

Familia *Viperidae****Vipera seoanei* Lataste, 1879. Víbora de Seoane***Seoane sugegorria* (eusk.), *víbora de Seoane* (gal.)

L. J. Barbadillo

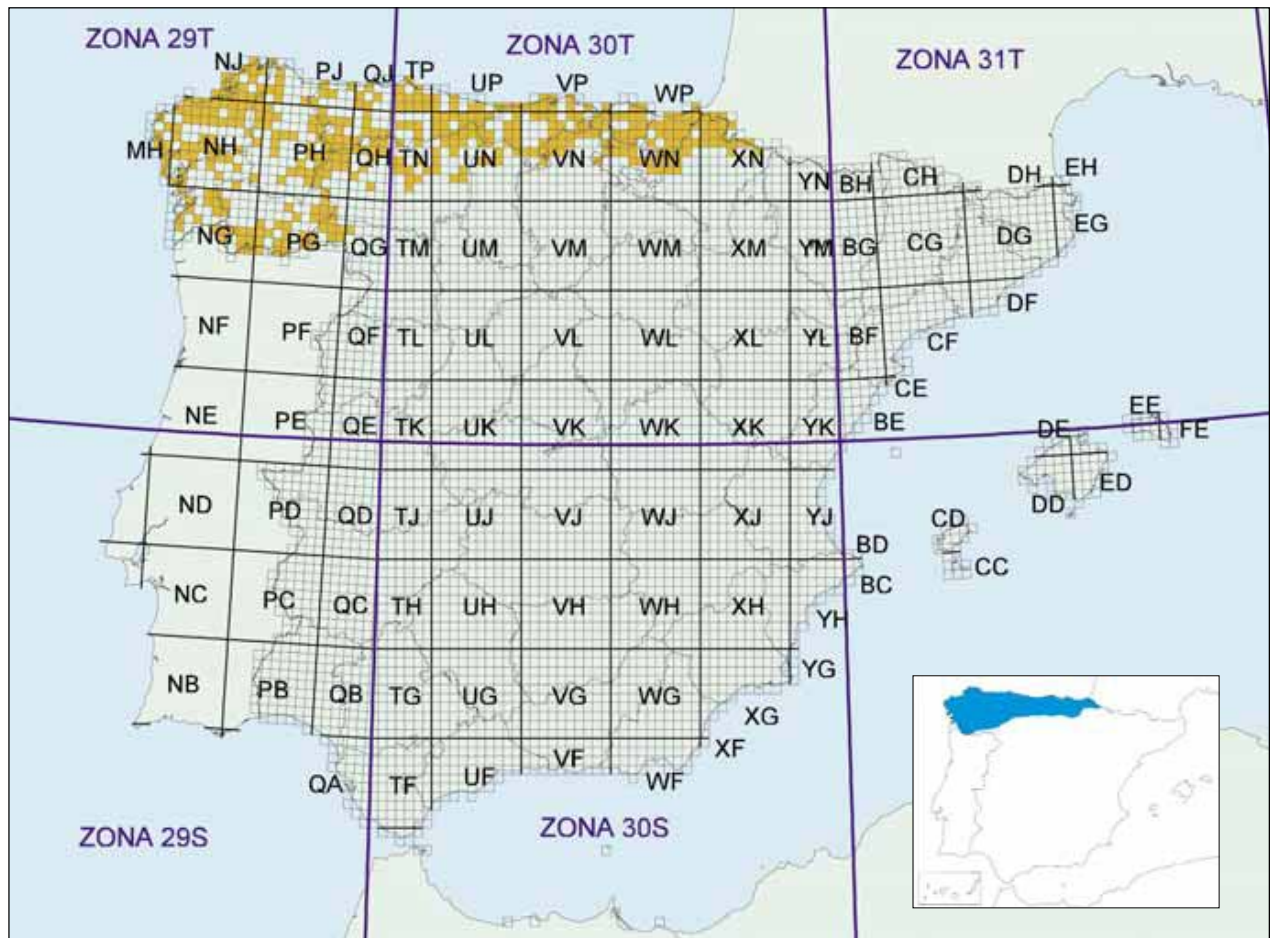
Ejemplar de Burgos.

La víbora de Seoane es una especie endémica en la Península Ibérica, cuya área de distribución se extiende por toda Galicia, las regiones costeras del Cantábrico, y las partes de montaña no mediterráneas de las regiones limítrofes: norte de León, Palencia, Burgos, Álava y Navarra, así como el extremo oeste de Zamora (BEA *et al.*, 1984; BRAÑA, 1998). Penetra apenas unos kilómetros en el sudoeste de Francia y el norte de Portugal. En general, la víbora de Seoane es abundante y puebla de forma prácticamente continua este territorio, salvo las zonas de alta montaña y tal vez algún área de clima marcadamente mediterráneo. En este sentido cabe interpretar la ausencia de registros en una amplia zona del sur de Lugo y el norte de Orense, en las cuencas de los ríos Sil y Miño, a pesar de un aceptable nivel de prospección de reptiles (BALADO *et al.*, 1995). El límite altitudinal se sitúa en torno a los 1.900 m, pero en muchos tramos de la Cordillera Cantábrica la presencia de víboras se detiene a unos 1.500 m por delimitación de hábitat. En general, el mapa de *V. seoanei* muestra un área de aspecto compacto y con una definición nítida de todo el contorno meridional, lo que sugiere que, a pesar de ciertas lagunas de prospección, la cobertura actual del Atlas describe razonablemente la distribución de la especie. Esta distribución es esencialmente complementaria de las de las otras víboras ibéricas (*V. aspis* y *V. latasti*), con las que *V. seoanei* mantiene áreas de simpatria muy reducidas, mostrando el mismo esquema de distribución parapátrida que ha sido descrito en otras víboras europeas (SAINT GIRONS, 1980).

La coherencia geográfica de la variabilidad en algunas características de coloración, lepidosis, y toxicidad del veneno, entre otros rasgos, ha llevado a la descripción de la subespecie *V. s. cantabrica* que ocupa el norte de León y las montañas del sudoeste de Asturias y el este de Galicia (BRAÑA & BAS, 1983; BEA *et al.*, 1984; DETRAIT *et al.*, 1990), así como al reconocimiento de otras poblaciones con un grado menor de diferenciación en el entorno de los Picos de Europa (SAINT GIRONS *et al.*, 1986).

El tipo de hábitat característico de la víbora de Seoane es bastante homogéneo en toda su área de distribución, ocupando setos, matorrales aclarados, bordes de praderas o bosques, y en general zonas con abundante cobertura de vegetación basal pero en las que sea posible una buena insolación. Es menos lapidícola que otras víboras europeas (GALÁN, 1988; BRAÑA, 1997c).

El estado de conservación de las poblaciones de *V. seoanei* puede considerarse aceptable o bueno en la mayor parte del área de la especie. La destrucción directa por el hombre, práctica que es extensiva a otras víboras y aún al conjunto de los ofidios, solamente ocasiona problemas de conservación a escala local. Una amenaza más importante y bastante generalizada en el área de esta especie son los incendios



accidentales o provocados como sistema de manejo de los pastos. Algunas poblaciones del límite sur de distribución (por ejemplo, en la Llanada alavesa; BEA, 1985) se han reducido por la destrucción de hábitat debida a la mecanización agrícola y a la extensión de los cultivos.

Florentino Braña

FICHA LIBRO ROJO

Vipera seoanei

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC

Vipera seoanei seoanei Preocupación menor LC

Vipera seoanei cantabrica Preocupación menor LC

Características biológicas relevantes para su conservación: Hábitat de zonas arbustivas y matorral.

Factores de amenaza: Pérdida de hábitat por incendios y destrucción de setos vivos.

Otros expertos consultados: L. J. Barbadillo & I. Martínez-Solano.

Referencias más significativas

BALADÓ *et al.* (1995); BEA (1985); BEA *et al.* (1984); BRAÑA (1997c); BRAÑA & BAS (1983); DETRAIT *et al.* (1990); GALÁN (1988); SAINT GIRONS (1980); SAINT GIRONS & DUGUY (1976); SAINT GIRONS *et al.* (1986).

Bibliografía

- AHE (1989): El atlas provisional de de los anfibios y reptiles de España y Portugal (APAREP). Presentación y situación actual. *Monografías de Herpetología*, 1: 1-73.
- AHE (1992): Áreas importantes para los anfibios y reptiles de España. Informe original inédito. Madrid, 250 pp.
- ALBERCH, P. & GONZÁLEZ, D. (1973): Notas sobre la distribución, biotopo, morfología y biometría del *Pleurodeles waltli* Michaelles en el NE. de la Península Ibérica. (Amphibia, Salamandridae). *Misc. Zoologica*, 3: 71-82.
- ALBERT, E. & GÓMEZ-SERRANO, M. A. (1999): Estudio y conservación de las poblaciones del galápago europeo (*Emys orbicularis*, L., 1758) y el galápago leproso (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) en la provincia de Castellón. Informe inédito de la Consellería de Medio Ambiente. Valencia. 37 pp.
- ALCOBENDAS, M., DOPAZO, H. & ALBERCH, P. (1994): Genetic structure and differentiation in *Salamandra salamandra* populations from the northern Iberian Peninsula. *Mertensiella*, 4: 7-23.
- ALCOVER, J. A. & MAYOL, J. (1981): Espècies relíquies d'amfibis i rèptils a les Balears i Pitiüses. *Bol. Soc. Hist. Nat. Bal.*, 25: 151-167.
- ALCOVER, J.A. & MAYOL, J. (1982): Espècies relictuelles d'amphibiens et de reptiles des Iles Baléares et Pityuses: une extension des résultats. *Bulléin de la Société Herpétologique de France*, 22: 69-73.
- ALCOVER, J. A., MAYOL, J., JAUME, D., ALOMAR, G., POMAR, G. & JURADO, J. (1984): Biología i ecologia de les poblacions relictos de *Baleophryne muletensis* a la muntanya mallorquina, pp. 129-151, in: Hemmer, H. & Alcover, J. A. (eds.), *Història biològica del Ferreret*, Editorial Moll, Palma de Mallorca.
- ALCOVER, J. A., MOYÁ-SOLÁ, S. & PONS-MOYÁ, J. (1981): *Les quimeres del passat. els vertebrats fòssils del Plió-Quaternari de les Balears i Pitiüses*. Editorial Moll, Mallorca. 260 pp.
- ALEXANDRINO, J., FROUFE, E., ARNTZEN, J. W. & FERRAND, N. (2000): Genetic subdivision, glacial refugia and postglacial recolonization in the golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica* (Amphibia: Urodela). *Mol. Ecol.*, 9: 771-781.
- ALMEIDA, A.P., ROSA, H. D., PAULO, O. S. & CRESPO, E.G. (2001): Genetic differentiation of populations of Iberian rock-lizards *Iberilacerta sensu* Arribas (1999). *J. Zool. Syst. Evol. Research*, 39: 1-8.
- ALOMAR, G. & REYNES, A. (1992): Noves aportacions al coneiximent de la distribució del Ferreret (*Alytes muletensis*) (Sanchiz & Adrover 1977) a l'illa de Mallorca. *Bol. Soc. Hist. Nat. Bal.*, 34: 109-111.
- ÁLVAREZ, J., BEA, A., FAUS, J.M., CASTIÉN, E. & MENDIOLA, I. (1985): *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa. (excepto Chiroptera)*. Viceconsejería de medio Ambiente, Gobierno Vasco, Bilbao.
- ÁLVAREZ, J. & SALVADOR, A. (1984): Cría de anuros en la laguna de Chozas de Arriba (León) en 1980. *Mediterranea Ser. Biol.*, 7: 27-48.
- ÁLVAREZ, J., SALVADOR, A. & ARGUELLO, J. A. (1988): Desarrollo larvario del gallipato (*Pleurodeles waltli*) en una charca temporal del noroeste Iberico (Amphibia: Salamandridae). *Ecologia (Madrid)*, 2: 293-301.
- ÁLVAREZ, J., SALVADOR, A., MARTÍN, J. & GUTIÉRREZ, A. (1990): Desarrollo larvario del sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en charcas temporales del NW de la península Ibérica (Anura: Pelobatidae). *Rev. Esp. Herp.*, 4: 55-66.
- 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 Strait of Gibraltar. *J. Heredity*, 91: 39-41.
- AMANN, T., RYKENA, S., JOGER, U., NETTMANN, H. K. & VEITH, M. (1997): Zur artlichen Trennung von *Lacerta bilineata* Daudin, 1802 und *L. viridis* (Laurenti, 1768). *Salamandra*, 33 (4): 255-269.
- AMAT, F. (2000): Aproximació a la biologia del llangardaix pirineenc als Pirineus. *Bioma*, 3: 24-27.
- AMAT, F., LLORENTE, G. A. & CARRETERO, M. A. (1996): *Temperaturas corporales y ambiente térmico en una población de Lacerta agilis del Pirineo*. Libro de resúmenes. Herpetologia IV Congresso Luso-Espanhol /VIII Congresso Espanhol, Oporto (Portugal).
- AMAT, F., LLORENTE, G. A. & CARRETERO, M. A. (1998): *Characterization of thermal, temporal and spatial niche of Lacerta agilis in a subalpine environment*. Libro de resúmenes. The Third International Symposium on the Lacertids of the Mediterranean Basin. Cres (Croacia).
- AMAT, F., LLORENTE, G. A. & CARRETERO, M. A. (2000): Reproductive cycle of *Lacerta agilis* in its southeastern boundary. *Amphibia-Reptilia*, 21: 463-476.

- ANDREU, A. C., DÍAZ-PANIAGUA, C. & KELLER, C. (2000): *La tortuga mora* (Testudo graeca L.) en Doñana. Monografías de Herpetología, 5: 1-70.
- ANDREU, A. C. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1997): *Testudo hermanni* Gmelin, 1789, pp. 117-123., in: Salvador, A. (ed.), *Fauna Ibérica*. Vol. 10: *Reptiles*. CSIC, Madrid.
- ANTÚNEZ, A., REAL, R. & VARGAS, J. M. (1988): Análisis biogeográfico de los Anfibios de la vertiente sur de la Cordillera Bética. *Misc. Zool.*, 12: 261-272.
- ANTÚNEZ, A., VARGAS, J. M. & ROMERO, J. (1982): Algunos datos sobre la reproducción de *Alytes obstetricans* Laur. en Sierra Tejeda (Andalucía). *P. Cent. pir. Biol. exp.*, 13: 47-49.
- ARANO, B. & ARNTZEN, J. W. (1987): Genetic differentiation in the alpine newt, *Triturus alpestris*, pp. 21-24, in: Van Gelder, J. J., Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds.), *Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Societas Europaea Herpetologica, Faculty of Sciences, Nijmegen.
- ARANO, B., ARNTZEN, J. W., HERRERO, P. & GARCÍA-PARÍS, M. (1991): Genetic differentiation among Iberian populations of the alpine newt, *Triturus alpestris*. *Amph.-Rept.*, 12: 409-421.
- ARANO, B. & ASTUDILLO, G. (1997): *Triturus alpestris*, pp. 115-116, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, Granada.
- ARANO, B., ESTEBAN, M. & HERRERO, P. (1993): Evolutionary divergence of the Iberian brown frogs. *Ann. Sc. Nat., Zool.*, 14: 49-57.
- ARANO, B. & LLORENTE, G.A. (1995): Hybridogenetical processes involving *Rana perezi*: Distribution of the P-RP system in Catalonia, pp. 41-44, in: Llorente, G. A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M. A (eds.), *Scientia herpetologica*. Societas Europaea Herpetologica-Asociación Herpetológica Española.
- ARANO, B., LLORENTE, G.A., GARCÍA-PARÍS, M & HERRERO, P. (1995): Species translocation menaces Iberian waterfrogs. *Conserv. Biol.*, 9 (1): 196-198.
- ARAÚJO, A.P. (1996): Avaliação de situação de *Emys orbicularis* e *Mauremys leprosa* em Portugal. INCN / LIFE-CEE, Lisboa. Informe técnico.
- ARAÚJO, P. R., SEGURADO, P. & RAIMUNDO, N. (1997): *Bases para a conservação das tartarugas de água doce* *Emys orbicularis* e *Mauremys leprosa*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 24. ICNC, Lisboa. 72 pp.
- ARNOLD, E. N. (1987): Resource partitioning among lacertids in Southern Europe. *J. Zool. Lond.*, 1: 739-782.
- ARNOLD, E. N. (1989): Towards a phylogeny and biogeography of the Lacertidae: relationships within an Old-World family of lizards derived from morphology. *Bull. Br. Mus. nat. Hist. (Zool.)*, 55 (2): 209-257.
- ARNOLD, S. J. (1987): The comparative ethology of courtship in salamandrid salamanders. *Salamandra* and *Chioglossa*. *Ethology*, 74: 133-145.
- ARNTZEN, J.W. (1981): Ecological observations on *Chioglossa lusitanica* (Caudata, Salamandridae). *Amphibia-Reptilia*, 1: 187-203.
- ARNTZEN, J.W. (1995): Temporal and spatial distribution of the golden-striped salamander (*Chioglossa lusitanica*) along two mountain brooks in northern Portugal. *Herpetol. J.*, 5: 213-216.
- ARNTZEN, J.W. (1999): *Chioglossa lusitanica* Bocage, 1864 – Goldstreifensalamander, pp. 301-321, in: Grossenbacher, K. & Thiesmeier, B. (eds.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas* 4 (1): Urodela I. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- ARNTZEN, J. W. & GARCÍA-PARÍS, M. (1989): *Biochemical systematics of midwife toads (genus Alytes, Discoglossidae)*. Comm. IV Congreso Español de Herpetología, Madrid, Diciembre 1989.
- ARNTZEN, J. W. & GARCÍA-PARÍS, M. (1995): Morphological and allozyme studies of midwife toads (genus *Alytes*), including the description of two new taxa from Spain. *Contr. Zool.*, 65 (1):5-34.
- ARNTZEN, J. W. & GARCÍA-PARÍS (1997): Phylogeny and biogeography of midwife toads (*Alytes*, Discoglossidae): a rebuttal. *Contr. Zool.*, 66 (4): 263-268.
- ARNTZEN, J. W. & WALLIS, G. P. (1999): Geographic variation and taxonomy of crested newts (*Triturus cristatus* superspecies): morphological and mitochondrial DNA data. *Contr. Zool.*, 68: 181-203.

- ARRAYAGO, M. J. & BEA, A. (1997): *Lacerta viridis* (Linnaeus, 1758), pp. 231-233, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada. Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ARRAYAGO, M. J. & BEA, A. (1985): Caracterisation du biotope des grenouilles rousses dans le Pays Basque. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 33: 33-36.
- ARRIBAS, O. 1991. Estatus y distribución del galápago europeo (*Emys orbicularis* L.) en Cataluña. VIII Trobada de Joves Naturalistes. Ponències i actes. Depana, Barcelona. p. 35-39.
- ARRIBAS, O. (1992): *Elaphe longissima* en las sierras exteriores de Lleida. *Bol. Asoic. Herp. Esp.* 3: 3-4.
- ARRIBAS, O. (1993): Intraspecific variability of *Lacerta* (*Archaeolacerta*) *bonnali* Lantz, 1927 (*Squamata: Sauria: Lacertidae*). *Herpetozoa. Wien*, 6 (3-4): 129-140.
- ARRIBAS, O. (1994): Una nueva especie de lagartija de los Pirineos Orientales: *Lacerta* (*Archaeolacerta*) *aurelioi* sp. nov. (*Reptilia: Lacertidae*). *Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino* 412 (1): 327-351.
- ARRIBAS, O.J. (1995): Estado actual del conocimiento sobre *A. bonnali bonnali* (*Squamata: Sauria: Lacertidae*) en Cataluña. *La investigació al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. III Jornades sobre recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Boí.* 26, 27 i 28 d'Octubre de 1994: 203-214.
- ARRIBAS, O. (1996): Taxonomic revision of the Iberian "Archaeolacerta" I: A new interpretation of the geographical variation of "Lacerta" *monticola* Boulenger, 1905 and "Lacerta" *cyreni* Müller & Hellmich, 1937 (*Squamata: Sauria: Lacertidae*). *Herpetozoa*, 9 (1/2) : 31-56.
- ARRIBAS, O. (1997a): *Lacerta aranica* Arribas, 1993, pp. 213-215, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada. Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ARRIBAS, O. (1997b): *Lacerta aurelioi*, pp. 216-218, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ARRIBAS, O. (1997c): *Morfología, filogenia y biogeografía de las lagartijas de alta montaña de los Pirineos*. Ph. Dr. Thesis. Universidad Autónoma de Barcelona. (Bellaterra), 353 pp.
- ARRIBAS, O. (1998a): Osteology of the Pyrenaean Mountain Lizards and comparison with other species of the collective genus *Archaeolacerta* Mertens, 1921 s.l. from Europe and Asia Minor (*Squamata: Lacertidae*). *Herpetozoa, Wien*, 11 (1/2): 47-70.
- ARRIBAS, O. (1998b): Estudio sobre la morfología y diferenciación local de las poblaciones de lagartija pirenaica ("Lacerta" *bonnali* Lantz, 1927, *Squamata: Lacertidae*) en el Macizo de la Maladeta y el Parque Nacional de Aigüestortes y Lago de San Mauricio. pp. 225-235, in: *Actas IV Jornades sobre la Recerca al Parc Nacional d'Aigüestortes i Estany de Sant Maurici. Espot (Pallars Sobirà)*, 22, 23 i 24 d'octubre de 1997.
- ARRIBAS, O. (1998c)[2000]: Caracterización de los factores fisiográficos, geológicos y climáticos del área de distribución de las lagartijas de alta montaña de los Pirineos (*Iberolacerta* Arribas 1997, subgen. *Pyrenesaura* Arribas, 1999) y otros lacértidos del piso alpino de los Pirineos. *Lucas Mallada*, 10: 67-85.
- ARRIBAS, O. (1999a): Taxonomic revision of the Iberian "Archaeolacertae" II: Diagnosis, morphology, and geographic variation of "Lacerta" *aurelioi* Arribas, 1994. *Herpetozoa*, 11 (3/4): 155-180.
- ARRIBAS, O. (1999b): Distribución y estatus de *Lacerta agilis* y *Zootoca vivipara* en Cataluña. *But. Soc. Cat. d'Herp.*, 14: 10-21.
- ARRIBAS, O. (1999c): Phylogeny and relationships of the mountain lizards of Europe and Near East (*Archaeolacerta* Mertens, 1921, *Sensu Lato*) and their relationships among the Eurasian Lacertid Radiation. *Rus. J. Herp., Moscow*, 6 (1): 1-22.
- ARRIBAS, O. (1999d): Biogeografía del Piso Alpino y su congruencia con la distribución y diferenciación geográfica de las lagartijas de alta montaña de los Pirineos (*Archaeolacerta*, s.l.). *Lucas Mallada*, 9: 9-33.
- ARRIBAS, O. (2000a): Morfología externa y variabilidad geográfica de las lagartijas de alta montaña de los Pirineos (*Iberolacerta* Arribas, 1997) (*Squamata, Lacertidae*). *Boll. Mus. reg. Sci. nat. Torino*, 17 (2): 287-328.

- ARRIBAS, O. (2000b): Taxonomic revision of the Iberian “*Archaeolacertae*” III: Diagnosis, morphology, and geographic variation of *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (*Squamata: Sauria: Lacertidae*). *Herpetozoa, Wien*, 13 (3/4): 99-131.
- ARRIBAS, O. (2000c): *Podarcis hispanica* (Lagartija ibérica), altitud excepcional en la Cordillera Pirenaica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (2): 67-68.
- ARRIBAS, O. (2001a): Morphology and taxonomic revalidation of *Lacerta agilis garzoni* Palacios and Castroviejo, 1975, pp. 39-49, in: Vicente, L. & Crespo, E. G. (eds.), *Mediterranean Basin Lacertid Lizards. A Biological Approach*. ICN, Lisboa.
- ARRIBAS, O. (2001b): Taxonomic revision of the Iberian “*Archaeolacertae*” (Iberolacerta Arribas, 1997) IV: Diagnosis, morphology and geographic variation of *Iberolacerta aranica* (Arribas, 1993). (*Squamata: Lacertidae*). *Herpetozoa, Wien*: 14 (1/2): 31-54.
- ARRIBAS, O. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1997): *Lacerta bonnali*, pp. 219-221, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, vol. 3. Universidad de Granada- Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ASENSIO, J. M. (1990): Impacto de la captura del cangrejo rojo sobre otras poblaciones animales del Brazo del Este, pp. 107-115, in: *Jornadas de Zonas Húmedas Andaluzas*. Sevilla.
- ASTUDILLO, G. (1997): *Hyla arborea*, pp. 146-148, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ASTUDILLO, G., GARCÍA-PARÍS, M. & ARANO, B. (1997): *Triturus marmoratus* Latreille, 1800, pp. 123-125, in: Pleguezuelos, J.M. (ed), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología 3. Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ASTUDILLO, G., GARCÍA-PARÍS, M., PRIETO, J., & RUBIO, J. L. (1993): Primeros datos sobre la distribución de anfibios y reptiles en la provincia de Guadalajara (Castilla-La Mancha, España). *Rev. Esp. Herp.*, 7: 75-87.
- AUGUSTO, C. (1998): The Amphibians and Reptiles of the Greek islands of Skyros, Skopeos and Alonissos (Northern Sporades). *Atti della Societa Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale in Milano*, 139 (2): 127-149.
- AUGUSTO, C. (2001): The herpetofauna of the Aegean islands of Thassos, Samothraki and Lemnos. *Bolletino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia*, 52: 155-181.
- AVILÉS, J. M., PAREJO, D. & LAVADO, F. (1999): Análisis mediante escuchas de la distribución de *Pelodytes punctatus* en la provincia de Badajoz. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 14-16.
- AYLLÓN, E. & DOMÍNGUEZ, C. (2001): Situación actual y problemas de conservación de *Rana patilarga* en la C.A.M. *Boletín SCV*, 8-9: 7-15.
- AYRES, C. & CORDERO, A. (2001): Sexual dimorphism and morphological differentiation in European pond turtle (*Emys orbicularis*) populations from northwestern Spain. *Chel. Cons. Biol.*, 4: 100-106.
- AYRES, C. & CORDERO, A. (en prensa): La situación de los galápagos en Galicia. *Quercus*.
- BÁEZ, M. (1987): Les Reptiles des Iles Canaries. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 112 (1-2): 153-164.
- BÁEZ, M. (1997a): *Tarentola (Makariogecko) delalandii* (Duméril & Bibron, 1836), Perinquén Común, Osga, pp. 397-399, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Tierras del Sur, Universidad de Granada, Granada.
- BÁEZ, M. (1997b): *Tarentola (Makariogecko) gomerensis* Joger & Bischoff, 1983 Perinquén Gomero, Osga de Gomera, pp. 400-401, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Tierras del Sur, Universidad de Granada, Granada.
- BÁEZ, M. (1997c): *Gallotia galloti* (Oudart, 1839), Lagarto Tizón, Lagarto tiçao, pp. 407-408, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Tierras del Sur, Universidad de Granada, Granada.
- BÁEZ, M. (1998): *Chalcides viridanus* (Gravenhorst, 1851) – Kanarenskin, pp. 215-227, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-inseln und des Madeira-Archipels*. Colección Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Quelle-Verlag, Wiebelsheim.

- BÁEZ, M., HIELEN, B. & RYKENA, S. (1998): *Tarentola delalandii* (Duméril & Bibron, 1836) – Kanarengoeko, pp. 163-175, in: Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 6. Aula-Verlag Wiesbaden.
- BAILÓN, S. (1986): Los anfibios y reptiles del yacimiento de Cueva-Horá (Darro, Granada). *Antrop. Paleocol. Humana*, Univ. de Granada, 4: 131-155.
- BAILÓN, S. (2001): Revisión de la asignación a *Testudo graeca* del yacimiento del Pleistoceno Superior de Cueva Horá (Darro, España). *Rev. Esp. Herp.*, 15: 000-000
- BALADÓ, R., BAS, S. & GALÁN, P. (1995): Anfibios e Réptiles, pp. 65-170, in: Sociedade Galega de Historia Natural & Consello da Cultura Galega (eds.), *Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación a distribución dos vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85*. Vol. 11: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos. Agencia Gráfica, S.A. Santiago de Compostela.
- BALCELLS, E. (1975): Observaciones en el ciclo biológico de anfibios de alta montaña y su interés en la detección del inicio de la estación vegetativa. *P. Cent. Pir. Biol. Exp.*, 7 (2): 55-135.
- BALMORI, A. (2000): *Pelodytes punctatus* (sapillo moteado): nuevas citas y hábitat en Valladolid y Palencia. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 24.
- BANNERT, B. (1998): *Gallotia steblii* (Lehrs, 1914) - Kleine Kanareneidechse., pp. 370-386, in: W. Bischoff (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens - Inseln und des Madeira-Archipels*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- BARAHONA, F., EVANS, S., MATEO, J. A., GARCÍA-MÁRQUEZ M. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (2000): Endemism, gigantism and extinction in lizards islands: the genus *Gallotia* on the Canary Islands. *J. Zool., (London)*, 250: 373-388.
- BARBADILLO, L. J. (1983). Sobre la distribución de anfibios y reptiles en la provincia de Burgos. *Butll. Soc. Cat. Ictio. Herp.* (5): 10-17.
- BARBADILLO, L. J. (1987): *Guía de INCAFO de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. INCAFO, Madrid, 694 pp.
- BARBADILLO, L. J. (2000). Nacimiento y ocaso de los anfibios. *Mundo Científico*, 215: 63-69.
- BARBADILLO, L. J., LACOMBA, J.I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V., & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1999): *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta, Barcelona. 419 pp.
- BARBADILLO, L.J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & LAPENA, M. (2000): Primeros datos sobre la presencia de la rana ágil en Castilla y León. *Quercus*, 176: 38.
- BARBADILLO, L. J. & SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M. J. (1997a): *Triturus helveticus* (Razoumowsky, 1789), pp. 120-122, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada. Asociación Herpetológica Española, Granada.
- BARBADILLO, L. J. & SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M. J. (1997b): *Anguis fragilis* (Linnaeus, 1758). Lución, Licranço, pp. 187-189, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada & Asociación Herpetológica Española, Granada.
- BARBERÁ, J. C., AYLLÓN, E., TRILLO, S. & ASTUDILLO, G. (1999): Atlas provisional de distribución de los anfibios y reptiles de la provincia de Cuenca (Castilla-La Mancha, España). *Zool. Baet.*, 10: 123-122.
- BAS, S. (1982). La comunidad herpetológica de Caurel: Biogeografía y Ecología. *Amphibia-Reptilia*, 3: 1-26.
- BAUWENS, D, HERTZ, P. E. & CASTILLA, A. M. (1996): Thermoregulation by a lacertid lizard: the relative contribution of different behavioural mechanisms. *Ecology*, 77: 1.818-1.830.
- BAYRAM, G., VAROL, T. C., UGUR, K. & MURAT, T. (1996): A preliminary report on the herpetofauna of northern Cyprus. *Turkish J. Zool.*, 20: 161-176.
- BEA, A. (1985a): Anfibios y Reptiles, pp. 57-99, in: Álvarez, J., Bea, A., Faus, J.M., Castián, E. & Mendiola, I. (eds.), *Atlas de los vertebrados continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto Chiroptera)*. Viceconsejería de medio Ambiente, Gobierno Vasco, Guipúzcoa.
- BEA, A. (1985b): La repartición de las víboras *Vipera aspis* (Linnaeus, 1758) y *Vipera seoanei* Lataste, 1879, en el País Vasco. *Cuadernos de Sección, Ciencias Naturales, Eusko Ikaskunza*, 2: 7-20.
- BEA, A. (1986): Anfibios y Reptiles, pp. 103-145, in: *Vertebrados continentales de la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Viceconsejería del Medio Ambiente, Gobierno Vasco. Vitoria.

- BEA, A. (1997a): *Coluber viridiflavus* Lacépède, 1789, pp. 358-363, in: Salvador, A. (coord.), vol.10: *Reptiles*. Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BEA, A. (1997b): *Elaphe longissima* (Laurenti, 1768), pp. 384-390, in: Salvador, A. (coord.), vol.10: *Reptiles*. Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BEA, A. (1997c): *Vipera aspis* (Linnaeus, 1758), pp. 469-480, in: Salvador, A. (coord.), vol.10: *Reptiles*. Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BEA, A. (1998a): *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758. Lución, p. 84, in: Gobierno Vasco (ed.), *Vertebrados Continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria.
- BEA, A. (1998b): *Coronella austriaca* Laurenti, 1768, pp. 86-87, Culebra lisa europea. in: Gobierno Vasco (ed.), *Vertebrados Continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio de Publicaciones del Gobierno Vasco, Vitoria.
- BEA, A., BAS, S., BRAÑA, F. & SAINT GIRONS, H. (1984): Morphologie comparée et répartition de *Vipera seoanei* Lataste, 1879, en Espagne. *Amphibia-Reptilia*, 5: 395-410.
- BEA, A., PASCUAL, X., VILELLA, J. F., GONZÁLEZ, D. & ANDREU, C. (1978): Estudio preliminar sobre biometría y distribución de *Elaphe longissima* (Laur. 1768) en la Península Ibérica (Reptilia, Colubridae). Notas sobre reptiles ibéricos. III. *Misc. Zool.* 4 (2): 191-204.
- BEA, A., MONTORI, A & PASCUAL, X. (1994): Herpetofauna dels Aiguamolls de l'Empordà, pp. 359-407, in: ICHN *Els sistemes naturals dels Aiguamolls de l'Empordà*. Treb. Inst. Cat. Hist. Nat. n1 13.
- BEEBEE, T. J. C. (1983): *The Natterjack toad*. Oxford University Press. Oxford. 150 pp.
- BEEBEE, T. J. C. & ROWE, G. (2000): Microsatellite analysis of natterjack toad *Bufo calamita* Laurenti populations: consequences of dispersal from a Pleistocene refugium. *Biol. J. Lin. Soc.*, 69: 367-381.
- BEHLER, J. L. & KING, F.W. (1988): *The Audubon Society Field Guide to North American Reptiles and Amphibians*, seventh reprint. Alfred A. Knopf, New York.
- BENAVIDES, J., VIEDMA, A., CLIVILLES, J., ORTIZ, A. & GUTIERREZ, J. M. (2000): Albinismo en *Alytes dickbilleni* y *Salamandra salamandra* en La Sierra de Castril (Granada). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 11: 83.
- BERGERANDI, A. (1981): Estudio herpetológico de Navarra (biometría, distribución y biología de la herpetofauna navarra). *Príncipe de Viana* (Suplemento de Ciencias), 1:105-124.
- BERTOLERO, A. (1999): The monitoring of a population of European pond terrapin, *Emys orbicularis*, inhabiting the Ebro Delta (NE Spain). *Abs. II Int. Symp. on E. orbicularis*, S. 7.
- BEZAL, J. & SALVADOR, A. (Ed.) (1998): *Plan de Acción de los Anfibios y Reptiles de la Comunidad de Madrid, Informe inédito, realizado por el Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC)*. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid. 127 pp.
- BISCHOFF, W. (1973): Über eine bemerkenswerte Verhaltensweise von *Lacerta simonyi steblini*. *Aquar. Terrar.* 20: 278-279.
- BISCHOFF, W. (1984): *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758 Zauneidechse, pp. 23-68, in: Böehme, W. (ed.) *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Vol. 2 (1). Aula Verlag, Wiesbaden.
- BISCHOFF, W. (1985a): Die Herpetofauna der Kanarischen Inseln. II. Die Geckos der Gattung *Tarentola*. *Herpetofauna (Weinstadt)*, 7: 27-34.
- BISCHOFF, W. (1985b): Bemerkungen zur innerartlichen Variabilität von *Gallotia atlantica* (Peters & Doria, 1882) (Lacertidae). *Bonn. Zool. Beitr.*, 36 (3/4): 489-506.
- BISCHOFF, W. (1988): Zur Verbreitung und Systematik der Zauneidechse, *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758. *Mertensia*, 1: 11-30.
- BISCHOFF, W. (1998a): Bemerkungen zu den "fossilen" Rieseneidechsen der Kanarischen Inseln, pp. 387-407, in: W. Bischoff (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.

- BISCHOFF, W. (1998b): *Gallotia caesaris* (Lehrs, 1914) - Kleine Kanareneidechse. pp. 265-286, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- BLANCO, J. C. & GONZÁLEZ, J. L. (eds.), (1992): *Libro rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Madrid. 714 pp.
- BLANCO, J. M., MÁRQUEZ, A., SÁEZ, J., SÁNCHEZ-GARCÍA, B. & SÁNCHEZ-GARCÍA, I. (1995): *Los anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz*. Junta de Andalucía-CMA, Cádiz. 113 pp.
- BLASCO, M. (1997): *Chamaeleo Chamaeleon*, pp. 190-192, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, Granada.
- BLASCO, M., CRESPILO, E., ROMERO, J. & SÁNCHEZ, J.M. (1985): *El camaleón común (Chamaeleo chamaeleon L.) en la península ibérica*. Monografía 43, ICONA, Madrid.
- BLASCO, M., CRESPILO, E. & SÁNCHEZ, J.M. (1987): The growth dynamics of *Testudo graeca* L. (Reptilia, Testudinidae) and other data on its populations in the Iberian Peninsula. *Isr. J. Zool.*, 34:139-147.
- BLÁZQUEZ, M.C. (1993): *Ecología de dos especies de colúbridos Malpolon monspessulanus y Elaphe scalaris en Doñana (Huelva)*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla. XII + 282 pp.
- BLÁZQUEZ, M. C. (1997): Culebra bastarda, *Malpolon monspessulanus*, pp. 273-275, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada. Granada.
- BLÁZQUEZ, M. C. (1995a): Body temperature, activity and movements in gravid and non-gravid females of an oviparous snake, *Malpolon monspessulanus*. *J. Herp.*, 29: 264-266.
- BLÁZQUEZ, M. C. (1995b): Movement patterns in *Elaphe scalaris* at Doñana National Park, South West Spain. *Isr. J. Zool.*, 41 (2): 125-130.
- BÖHME, W & CORTI, C. (1993): Zoogeography of the lacertid lizards of the western mediterranean basin. in: Vakkos, Pérez-Mellado & Maragou (eds.), *Lacertids of the mediterranean region. A biological approach*, Atenas.
- BÖHME, W. & EISENTRAU, M. (1981): Vorläufiges ergebnis eines unter natürlichen bedingungen aufgesetzten Kreuzungsversuchs bei Pityusen-Eidechsen, *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883) (Reptilia: Lacertidae). *Bonn. Zool. Beit.*, 32: 145-155.
- BONS, J. (1968): Revision du statut du lacértide nord-africain *Lacerta perspicillata* Dum. & Bibr., 1839. *Bulletin de la Société des Sciences Naturelles et Physiques du Maroc*, 48: 81-92.
- BONS, J. & GENIEZ, P. (1996): Anfibios y Reptiles de Marruecos (incluido Sahara Occidental). Atlas biogeográfico. Asociación Herpetológica Española, Barcelona. 320 pp.
- BOSCH, J. & LÓPEZ-BUEIS, I. (1994): Comparative study of the dorsal pattern in *Salamandra salamandra bejarae* (Wolterstorff, 1934) and *S. s. almanzoris* (Muller & Hellmich, 1935). *Herp. J.*, 4 (2): 46-48.
- 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. *Biol. Conserv.*, 97: 331-337.
- BOULENGER, G. A. (1887): *Catalogue of the Lizards in the British Museum (Natural History)*, 2^a ed., 3: 398-407.
- BOULENGER, G. A. (1920): *Monograph of the Lacertidae*, Vol. I, London. 352 pp.
- BOZHANSKY, A. T. & ORLOVA, V. F. (1998): Conservation status of the european pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), in European Russia, pp. 41-46, in: Fritz, U., Joger, U., Podloucky, R. & Servan, J. (eds.), *Proceedings of the I Intern. Symp. Emys orbicularis – Mertensiella*, 10.
- BRAITMAYER, N. (1998): *Morphometrische und molekularbiologische Untersuchungen zum Unterartstatus der Europäischen Sumpfschildkröte (Emys orbicularis Linnaeus, 1758) auf der Baleareninsel Menorca*. Tesina no publicada. Univ. Hohenheim, Stuttgart. 99 pp.
- BRAÑA, F. (1986): Ciclo reproductor y oviparismo de *Lacerta vivipara* en la Cordillera Cantábrica. *Rev. Esp. Herp.*, 1: 273-291.
- BRAÑA, F. (1991): Summer activity patterns and thermoregulation in the wall lizard, *Podarcis muralis*. *Herpetol. J.*, 1: 544-549.

- BRAÑA, F. (1993): Shifts in body temperature and escape behaviour of female *Podarcis muralis* during pregnancy. *Oikos*, 66: 216-222.
- BRAÑA, F. (1997a): *Natrix maura* (Linnaeus, 1758), pp. 440-454, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Vol. 10, *Fauna Ibérica*, Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BRAÑA, F. (1997b): *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758). pp. 454-466, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Vol. 10, *Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BRAÑA, F. (1997c): *Vipera seoanei* Lataste 1879, pp. 489-497, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Vol. 10, *Fauna Ibérica*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- BRAÑA, F., ARRAYAGO, M. J., BEA, A. & BARAHONA, A. (1990): Ciclo reproductor y de cuerpos grasos de *Lacerta monticola cantabrica*. Comparación entre dos poblaciones situadas a diferente altitud. *Amphibia-Reptilia*, 11: 41-52.
- BRAÑA, F. & BAS, S. (1983): *Vipera seoanei cantabrica* ssp. nov. *Munibe*, 35: 87-88.
- BRAÑA, F. & BEA, A. (1987): Bimodalité de reproduction chez *Lacerta vivipara*. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 44: 1-5.
- BRAÑA, F., BEA, A. & ARRAYAGO, M. J. (1991): Egg retention in lacertid lizards: relationships with reproductive ecology and the evolution of viviparity. *Herpetologica*, 47: 218-226.
- BRAÑA, F.; FRECHILLA, L. & ORIZAOLA, G. (1996). Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of northern Spain. *Herpetol. J.*, 6: 145-148.
- BRINGSOE, H. (1993): Nachweis der Kanareneidechse *Gallotia galloti* auf Madeira. *Salamandra*, 29 (2): 143-145.
- BRITO, J. C., BRITO, F., PAULO, O.S., DA ROSA, H. D. & CRESPO, E. G. (1996): Distribution of Schreiber's green lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal: a predictive model. *Herpetol. J.*, 6: 43-47.
- BRITO, J. C., GODINHO, R., LUIS, C., PAULO, O. S. & CRESPO, E. G. (1999): Management strategies for conservation of the lizard *Lacerta schreiberi* in Portugal. *Biol. Conserv.*, 89: 311-319.
- BRITO, J.C., REBELO, A. & CRESPO, E.G. (2001): Viper killings for superstitious reasons in Portugal. *Bol. Asoc. Herp. Esp.* 12: 101-104.
- BROWN, R. P., CAMPOS, R & PESTANO, J. (2000): Mitochondrial DNA evolution and population history of the Tenerife skink *Chalcides viridanus*. *Molecular Ecology*, 9: 1.061-1.067.
- BROWN, R. P. & PÉREZ-MELLADO, V. (1993): Population differentiation in scalation of the Iberian rock lizard *Lacerta monticola*. *J. Zool.*, 230: 451-458.
- BROWN, R. P. & PESTANO, J. (1998): Phylogeography of skinks (*Chalcides*) in the Canary Islands inferred from mitochondrial DNA sequences. *Molecular Ecology*, 7: 1.183-1.191.
- BROWN, R. P. & THORPE, R. S. (1991a): Description of within-island microgeographic variation in the body dimensions and scalation of the Gran Canarian Skink, *Chalcides sexlineatus*, with testing of causal hypotheses. *Biol. J. Linn. Soc., London*, 44: 47-64.
- BROWN, R. P. & THORPE, R. S. (1991b): Within-island geographic variation in the colour pattern of the skink *Chalcides sexlineatus*: pattern and cause. *J. Evol. Biol.*, 4: 557-574.
- BROWN, R. P., THORPE, R. S. & BÁEZ, M. (1993): Pattern and causes of morphological population differentiation in the Tenerife Skink, *Chalcides viridanus*. *Biol. J. Linn. Soc.*, 50: 313-328.
- BRUNO, S. & MAUGERI, S. (1992): *Guía de las serpientes de Europa*. Omega, Barcelona. 223 pp.
- BRUNO, S. (1977): The Montpellier Snake *Malpolon monspessulanus* in Northwest Italy (Reptilia, Serpentes, Colubridae). Studies on Italian Snake Herpetofauna, Part 24. *Atti. Soc. Ital. Sci. Nat. Mus. Civ. Stor. Nat. Milano*, 118 (1): 3-16.
- BUCHHOLZ, D. R. & HAYES, T. B. (2002): Evolutionary patterns of diversity in spadefoot toad metamorphosis (Anura: Pelobatidae). *Copeia*, 2002: 180-189.
- BUSACK, S. (1976): A review of the biology of the gold-striped salamander, *Chioglossa lusitanica* (Amphibia: Salamandridae). *Biol. Conserv.*, 10: 309-319.
- BUSACK, S. (1977): Zoogeography of amphibians and reptiles in Cádiz province, Spain. *Ann. Carnegie Mus.*, 46: 285-316.
- BUSACK, S. (1986a): Biogeographic analysis of the herpetofauna separated by the formation of the Strait of Gibraltar. *Nat. Geog. Res.*, 2 (1): 17-36.

- BUSACK, S. (1986b): Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of *Discoglossus* and the description of a new species from southern Spain (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Ann. Carnegie Mus.*, 55: 41-61.
- BUSACK, S. & JAKSIC, F. M. (1982): Ecological and historical correlates of Iberian herpetofaunal diversity, an analysis at regional and local levels. *J. Biogeog.*, 9: 289-302.
- BUSACK, S. & MCCOY, C. J. (1990): Distribution, variation and biology of *Macroprotodon cucullatus* (Reptilia, Colubridae, Boiginae). *Ann. Carnegie Mus.*, 59 (4): 261-285.
- BUSACK, S. & ZUG, G. R. (1976): Observations on the tadpoles of *Pelobates cultripipes* from Southern Spain. *Herpetologica*, 32: 130-137.
- BUSH, S. L. (1993): *Courtship and male parental care in the Mallorcan midwife toad Alytes muletensis*. PhD. Dissertation, University of East Anglia, United Kingdom.
- BUSH, S. L. (1996): Why is double clutching rare in the Majorcan midwife toad? *Anim. Behav.*, 52: 913-922.
- BUSH, S. L. (1997): Vocal behavior of males and females in the Majorcan midwife toad. *J. Herpetol.*, 31: 251-257.
- BUSH, S. L. & BELL, D. J. (1997): Courtship and female competition in the Majorcan midwife toad *Alytes muletensis*. *Ethology*, 103: 292-303.
- BUSH, S. L., DYSON, M. L. & HALLIDAY, T. R. (1996): Selective phonotaxis by males in the majorcan midwife toad. *Proc. R. Soc. London, B.* 263: 913-917.
- BUSKIRK, J. R., KELLER, C. & ANDREU, A. C. (2001): *Testudo graeca* Linnaeus 1758 - Maurische Landschildkröte, pp. 125-178, in: Fritz, U. (coord.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 3/IIIA Schildkröten (Testudines) I (Bataguridae, Testudinidae, Emydidae)*. Aula-Verl, Alemania.
- BUTTLE, D. (1986): Amphibians and Reptiles on the Spanish island of Mallorca. *Brit. Herpet. Soc. Bull.*, 18: 12-15.
- CABELA, A. (1997): *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758, pp.196-197, in: Gasc, J. P., et al., (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- CAETANO, A., CEJUDO, D., GARCÍA-MÁRQUEZ, M., ORRIT, N. & ROMERO, M. (1997): *Gallotia caesaris* (Lehrs, 1914), pp 405-407, 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.
- CAETANO, M. H. & LECLAIR, R. Jr. (1999): Comparative phenology and demography of *Triturus boscai* from Portugal. *J. Herp.*, 33: 192-202.
- CAPEL, J. J. (1981): *Los climas de España*. Col. Ciencias Geográficas. Oikos-Tau, Barcelona. 432 pp.
- CAPULA, M. & LUISELLI, L. (1993): Ecology of an alpine population of the Slow Worm, *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758. Thermal biology of reproduction (Squamata: Sauria: Anguidae). *Herpetozoa*, 6 (1-2): 57-63.
- CAPULA, M., NASCETTI, G., LANZA, B., BULLINI, L., CESPO, E. G. (1985): Morphological and genetic differentiation between the Iberian and the other West Mediterranean *Discoglossus* species (Amphibia Salientia Discoglossidae). *Monit. Zool. Ital.*, 19: 69-90.
- CAPUTO, V. (1993): Taxonomy and evolution of the *Chalcides chalcides* complex (Reptilia, Scincidae) with description of two new species. *Boll. Mus. reg. Sci. Nat. Torino*, 2 (1): 47-120.
- CARRANZA, S., ARNOLD, A. N., MATEO, J. A. & GENIEZ, P. (2002): Relationships and evolution of the North African geckos, *Geckonia* and *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), based on mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Mol. Phyl. Evol.* (en prensa).
- CARRANZA, S., ARNOLD, A. N., MATEO, J. A., & LÓPEZ-JURADO, L. F. (2000): Long-distance colonization and radiation in gekkonid lizards, *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 267: 1-13.
- CARRASCAL, L. M., DÍAZ, J. A. & CANO, C. (1989): Hábitat selection in Iberian *Psammodromus* species along a Mediterranean successional gradient. *Amphibia-Reptilia*, 10: 231-242.
- CARRETERO, M. A. (1992): Reintroduction of *Psammodromus hispanicus* in a coastal sand area of NE Spain, pp 107-113, in: Korsos, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S.E.H.*, Budapest.
- CARRETERO, M. A. (1997/98): Comparació de l'abundància de *Psammodromus hispanicus* a la platja de El Prat entre 1989 i 1997. Propostes per a la gestió de l'hàbitat. *Spartina*, 3: 131-136.

- CARRETERO, M. A. (1999): Lagartijas de Torredembarra: estructura de una comunidad de saurios adaptada a las dunas. *Quercus*, 163: 42- 47.
- 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. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 2: 18-19.
- CARRETERO, M. A. & BARTALOT, E. (2000): *Interacciones de hábitat entre dos especies de Psammmodromus. Una aproximación experimental*. Libro de resúmenes. VI Congreso Luso-Español, X Congreso Español de Herpetología, Valencia.
- CARRETERO, M. A., BOSCH, M. & PEDROCCHI, V. (1993): Nuevos datos herpetológicos de la Meda Gran (Islas Medes, Girona). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 4: 9-11.
- CARRETERO, M. A., FÉLIX, J., FONTANET, X., GARCÍA-PARÍS, M., GONCÉ, J., LÓPEZ-JURADO, L. F., LLORENTE, G. A., MONTORI, A., PÉREZ-MELLADO, V., ROCA, V. & SANTOS, X. (1998): Anfibios y reptiles de España catalogados como "E" (en peligro) y "V" (vulnerables), pp. 224-231, *in*: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica, Madrid.
- CARRETERO, M. A. & LLORENTE, G. A. (1991): Reproducción de *Psammmodromus hispanicus* en un arenal costero del nordeste ibérico. *Amphibia-Reptilia*, 12 (4): 395-408.
- CARRETERO, M. A. & LLORENTE, G. A. (1997a): Reproduction of *Psammmodromus algirus* in coastal sandy areas of NE Spain. *Amphibia-Reptilia*, 18: 369-382.
- CARRETERO, M. A. & LLORENTE, G. A. (1997b): Habitat preferences of two sympatric lacertids in the Ebro Delta (NE Spain), pp. 51-62, *in*: Böhme, W., Bischoff, W. & Zeigler, T. (eds.), *Herpetologia Bonnensis*. SEH. Bonn.
- CARRETERO, M. A. & LLORENTE, G. A. (1997/98): Preferències d'hàbitat de *Psammmodromus hispanicus* al delta del Llobregat. *Spartina*, 3: 119-130.
- CARRETERO, M. A., MONTORI, A., LLORENTE, G. A. & SANTOS, X. (1997): *Psammmodromus algirus* (Linné, 1758). Lagartija colilarga, Lagartixa-do-mato, pp. 249-251, *in*: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- CARRETERO, M. A., SANTOS, X., MONTORI, A. & LLORENTE, G. A. (1997): *Psammmodromus hispanicus* Fitzinger, 1826. Lagartija cenicienta, Lagartixa-do-mato ibérica, pp. 252-254, *in*: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- CASTANET, J. (1989): *Lacerta agilis*, pp. 127-128, *in*: *Atlas de repartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société Herpétologique de France, Paris.
- CASTANET, J. & BÁEZ, M. (1991): Adaption and evolution in *Gallotia* lizards from the Canary Islands: age, growth, maturity and longevity. *Amphibia-Reptilia*, 12: 81-102.
- CASTILLA, A. M. (1994): A case of melanism in a population of the endangered lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Boletín de la Sociedad de Historia Natural de las Baleares* 1994: 175-179.
- CASTILLA, A. M. (1995a): Interactions between lizards *Podarcis hispanica atrata* and scorpions (*Buthus occitanus*). *Boletín de la Sociedad de Historia Natural de las Baleares*, 38: 47-50.
- CASTILLA, A. M. (1995b): Conspecific eggs and juveniles in the diet of the insular lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Boletín de la Sociedad de Historia Natural de las Baleares*, 38: 121-129.
- CASTILLA, A. M. (1996): Temperature selection for egg incubation by the lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Herpetol. J.*, 6: 133-136.
- CASTILLA, A. M. (2000): Among-islet variation in color, morphological and scalation characters in *Podarcis atrata* from the Columbretes Archipelago, Mediterranean sea. *J. Herp.*, 34 (1): 142-146.
- CASTILLA, A. M. & BAUWENS, D. (1991a): Thermal biology, microhabitat selection, and conservation of the lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Oecologia (Berlin)*, 85: 366-374.
- CASTILLA, A. M. & BAUWENS, D. (1991b): Observations on the natural history, present status, and conservation of the insular lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Biol. Conserv.*, 58: 69-84.

- CASTILLA, A. M. & BAUWENS, D. (1996): *La lagartija de Columbretes: Biología y conservación de P. hispanica atrata*. Consellería de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana, Valencia. 190 pp.
- CASTILLA, A.M., FERNÁNDEZ-PEDROSA, V., HARRIS, J.D., GONZÁLEZ, A. LATORRE, A. & MOYA, A. (1998a): Mitochondrial DNA divergence suggests that *Podarcis hispanica atrata* (Squamata: Lacertidae) from the Columbretes islands merits specific distinction. *Copeia*, 1998 (4): 1.037-1.040
- CASTILLA, A. M., FERNÁNDEZ-PEDROSA, V., BACKELJAU, T., GONZÁLEZ, A. LATORRE, A. & MOYA, A. (1998b): Conservation genetics of insular *Podarcis* lizards using partial cytochrome b sequences. *Molecular Ecology*, 7: 1.407-1.411.
- CASTILLA, A. M., JIMÉNEZ, J. & LACOMBA, I., (1987): *Los reptiles de Columbretes*, pp. 181-194, in: Alonso, L.A., Carretero, J. L. & García-Carrascosa, A. M. (eds.), *Islas Columbretes. Contribución al estudio de su medio natural*. Generalitat Valenciana, Valencia.
- CASTILLA, A. M. & LABRA, A. (1998): Predation and spatial distribution of the lizard *Podarcis hispanica atrata*: an experimental approach. *Acta Oecologica*, 19: 107-114.
- CASTILLA, A. M. & SWALLOW, J. (1995): Artificial egg-laying sites for lizards: A conservation strategy. *Biological Conservation*. 72: 387-391.
- CASTILLA, A.M.& SWALLOW, J. (1996): Thermal dependence of incubation duration under a cycling temperature regime in the lizard, *Podarcis hispanica atrata*. *J. Herp.*, 30: 247-253.
- CASTILLA, A. M. & VAN DAMME, R. (1996): Cannibalistic propensities in the lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Copeia*, 1996 (4): 991-994.
- CASTROVIEJO, J. (1993): *Mapa del Parque Nacional de Doñana*. CSIC/AMA. 133 S.
- CASTROVIEJO, J., CASTROVIEJO, S. & SALVADOR, A. (1970): Algunos datos sobre la distribución de la lagartija de turbera, *Lacerta vivipara*, en España. *Bol. R. Soc. Esp.Hist. Nat.*, 68: 135-145.
- CASTROVIEJO, J. & MATEO, J. A. (1998): Una nueva subespecie de *Lacerta lepida* Daudin, 1802 (Sauria, Lacertidae) para la isla de Sálvora (España). *Publicaciones de la Asociación de Amigos de Doñana*, 12: p. 22.
- CASTROVIEJO, J., MATEO, J. A. & COLLADO, E. (1985): Sobre la sistemática de *Gallotia atlantica* (Peters y Doria, 1882). *Doñana Act. Vert.*, Enero 1985: 1-85.
- CASTROVIEJO, J. & SALVADOR, A. (1971): Nuevos datos sobre la distribución de *Triturus alpestris* en España. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat. (Biol.)*, 69: 189-201.
- CEI, J. M. & CRESPO, E. G. (1971): Remarks on some adaptative ecological trends of *Pelobates cultripes* from Portugal: thermal requeriment, rate of development and water regulation. *Arquivos do Museu Bocage*, 3: 9-36.
- CEJUDO, D. (1990): Nueva altitud máxima para *Pelobates cultripes*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 1: 20.
- CEJUDO, D., BOWKER, R. G. & MÁRQUEZ, R. (1997a): Competencia por interferencia de *Gallotia simonyi* y *G. caesariis* (Sauria, Lacertidae) en la isla de El Hierro (Islas Canarias), pp. 139-148, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro* (*Gallotia simonyi*). *Bases para su conservación*, Monografías de Herpetología, 4. Asoc. Herp. Esp., Las Palmas de Gran Canaria.
- CEJUDO, D. & MÁRQUEZ, R. (2001): Sprint performance in *Gallotia simonyi* and *Gallotia stehlini* (Lacertidae): implications for species management. *Herpetologica*, 57: 87-98.
- CEJUDO, D., MÁRQUEZ, R., BOWKER, R. G. & GARCÍA MÁRQUEZ, M. (1997b): Catálogo comportamental de *Gallotia simonyi*, el lagarto gigante de El Hierro (Islas Canarias). *Rev. Esp. Herp.*, 11: 7-17.
- CEJUDO, D., MÁRQUEZ, R., ORRIT, N., GARCÍA, M., MATEO, J. A., CAETANO, A., ROMERO-BEVIÁ, M., PÉREZ-MELLADO, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1998): Vulnerabilidad de *Gallotia simonyi* (Sauria, Lacertidae) ante predadores aéreos: influencia del tamaño corporal, pp. 149-156, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro* (*Gallotia simonyi*). *Bases para su conservación*, Monografías de Herpetología, 4. Asociación Herpetológica Española, Las Palmas de Gran Canaria.
- CENTENERA, S., ESTEBAN, I., TRAVERSO, J. M. & ÁLVAREZ, A. (2002): Evaluación del galápagos de Florida en la comunidad de Madrid y su efecto sobre los galápagos autóctonos. Liberación de galápagos leprosos procedentes de centros de recuperación. *Quercus* (en prensa).

- CENTRO DE INVESTIGACIONES HERPETOLÓGICAS (1992): *Estudio sobre al distribución, densidad de población y primeros datos bioecológicos de la lisneja o lisa mayorera* (*Chalcides simonyi*). Informe no publicado. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- CHEYLAN, M. (1986): Mise en évidence d'une activité nocturne chez le serpent méditerranéen *Elaphe scalaris* (Ophidia, Colubridae). *Amphibia-Reptilia*, 7: 181-186.
- CHEYLAN, M., BONS, J. & SAINT-GIRONS, H. (1981): Evidence of a vernal and prenuptial spermatogenic cycle in a mediterranean snake *Malpolon monspessulanus* (Reptilia: Colubridae). *C.R. Seances Acade. Sci. Ser III. Vie* 292 (23): 1.207-1.210.
- CHEYLAN, M. & GUILLAUME, C. P. (1993): *Elaphe scalaris* (Schinz, 1822) – Treppennatter, pp. 397-429, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/I: *Schlangen (Serpentes) I (Typhlopidae, Boiidae, Colubridae 1: Colubrinae)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- CHEYLAN, M. & MATEO, J. A. (1997): *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829), in: Gasc, J.-P. et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- CIRER, A. M. (1981): *La lagartija ibicenca y su círculo de razas*. Consell Insular d'Eivissa i Formentera, Ibiza. 106 pp.
- CIRER, A. M. (1987): New taxonomic proposition for *Podarcis pityusensis* Boscá, 1883, pp. 95-102, in: Van Gelder, J. J., Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds.), *Proceedings of the Fourth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Societas Herpetologica Europaea, Nijmegen.
- CIRER, A. M. (1997): *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883), pp. 364-366, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- CIRER, A. M. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1997): *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883), pp. 292-293, in: Gasc, J. P. et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- CLERGUE-GAZEAU, M. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1978): Les différents biotopes de l'urodèle pyrénéen, *Euproctos asper*. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulousse*, 114 (3-4): 461-471.
- COLOM, G. (1978): *Biogeografía de las Baleares. La formación de las islas y el origen de su Flora y de su Fauna*. Diputación Provincial de Baleares, Instituto de Estudios Baleáricos CSIC, Palma de Mallorca. 515 pp.
- CONCEPCIÓN, D. (2000): *Distribución, estado de conservación y propuestas de gestión de 9 especies de vertebrados en la isla de Lanzarote y sus islotes*. Informe no publicado. Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- CORBETT, K., BALLETTTO, E., MARTÍNEZ-RICA, J. P., PODLOVZKY, R. & STUMPPEL, A. (1985): *Biogenetic reserve assessment for Alytes (Baleaphryne) muletensis the Mallorcan midwife toad*. Report. Council of Europe. Societas Europaea Herpetologica.
- CORTI, C. LUISELLI, L. & ZUFFI, M.A.L. (2001): Observations on the natural history and morphometrics of the Montpellier snake, *Malpolon monspessulanus* on Lampedusa Island (Mediterranean Sea), with conservation implications. *Herpetol. J.*, 11 (2): 79-82.
- CRESPO, E. (1982a): Contribuição para o conhecimento da biologia das espécies Ibéricas de *Alytes*, *Alytes obstetricans boscai* (Lataste 1879) e *Alytes cisternasii* (Boscá 1879) (Amphibia, Discoglossidae). Ovos, posturas (Epcas de reprodução). *Arq. Mus. Bocage*. Ser. A., 1: 453-466.
- CRESPO, E. (1982b): Contribuição para o conhecimento da biologia das espécies Ibéricas de *Alytes*, *Alytes obstetricans boscai* (Lataste 1879) e *Alytes cisternasii* (Boscá 1879) (Amphibia Discoglossidae). Ciclos espermáticos e ovários. *Arq. Mus. Bocage*. Ser. C., 1: 353-379.
- CRESPO, E. (1982c): Contribuição para o conhecimento da biologia das espécies Ibéricas de *Alytes*, *Alytes obstetricans boscai* (Lataste 1879) e *Alytes cisternasii* (Boscá 1879) (Amphibia Discoglossidae). Desenvolvimento embrionario e larvar. *Arqu. Mus. Bocage*. Ser. C., 1: 313-352.
- CRESPO, E. (1997): *Rana iberica* Boulenger, 1879, pp. 142-143, in: Gasc, J. P. et al. (eds.), *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Soc. Europ. Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- CRESPO, E. & OLIVEIRA, M.E (1989): *Atlas da Distribuição dos Anfíbios e Répteis de Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa. 98 pp.

- CRESPO, E., OLIVEIRA, M. E., ROSA, H. C. & PAILLETTE, M. (1989): Mating calls of the Iberian midwife toads *Alytes obstetricans boscai* and *Alytes cisternasii*. *Bioacoustics*, 2: 1-9.
- CRIADO, J. & MEJÍAS, R. (1991): *Plan de Recuperación del Ferreret (Alytes muletensis)*. *Documents Tecnicos de Conservació*. Direcció General d'Estructures Agraries i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear, Palma de Mallorca. 33 pp.
- CROCHET, P. A., RUFRAY, V., VIGLIONE, J. & GENIEZ, P. (1997): Découverte en France de *Archaeolacerta [bonnali] aurelioi* (Arribas, 1994) (*Reptilia, Sauria, Lacertidae*). *Bull. Soc. Herp. Fr.* (1996), 80: 5-8.
- CUADRADO, M. (1999): *Plan de conservación del Camaleón común*. Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla. 74 pp.
- CUADRADO, M. & RODRÍGUEZ, M. (1997): Distribución actual del Camaleón común en la Península Ibérica. *Quercus*, 133: 31-36.
- DA SILVA, E. (1993): Distribución de los Emídidos *Mauremys leprosa* Schw. (1812) y *Emys orbicularis* L. (1758) de la provincia de Badajoz: factores que pudieran influir en sus áreas de ocupación. *Doñana Act. Vert.*, 20: 260-266.
- DA SILVA, E. (1994): Contribución al Atlas herpetológico de la provincia de Badajoz. I: Anfibios. *Rev. Esp. Herp.*, 8: 87-94.
- DA SILVA, E. (1995a): Contribución al Atlas Herpetológico de Badajoz. II: Reptiles. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 38-49.
- DA SILVA, E. (1995b): Notes on clutch size and egg size of *Mauremys leprosa* from Spain. *J. Herpetol.*, 29: 484-485.
- DA SILVA, E. & BLASCO, M. (1995): *Trachemys scripta elegans* in Southwestern Spain. *Herpet. Rev.* 26 (3): 133-134.
- DA SILVA, E. & BLASCO, M. (1997): *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812), pp. 175-177, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- DE LA RIVA, I. (1987): Zoogeografía de *Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878. *Rev. Esp. Herp.*, 2: 49-70.
- DE LANGE, L. (1973): A contribution to the intraspecific systematics of *Bufo bufo* (Linnaeus, 1758) (Amphibia). *Beaufortia*, 28: 99-116.
- DETRAIT, J., BEA, A., SAINT GIRONS, H. & CHOUMET, V. (1990): Les variations géographiques du venim de *Vipera seoanei* Lataste (1879). *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 115: 277-285.
- DÍAZ, J. A., CARBONELL, R., VIRGOS, E., SANTOS, T. & TELLERIA, J. L. (2000): Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammotriton algirus*. *Anim. Conserv.*, 3 (3): 235-240.
- DÍAZ, J. A. & CARRASCAL, L. M. (1991): Regional distribution of a Mediterranean lizard: influence of habitat cues and prey abundance. *J. Biogeog.*, 18: 291-297.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1983a): Influencia de las características del medio acuático sobre las poblaciones de larvas de anfibios en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva, España). *Doñana Act. Vert.*, 10: 115-121.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1983b): Notas sobre la alimentación de larvas de anfibios: 1. *Pleurodeles waltl* en charcas temporales. *Doñana Act. Vert.*, 10: 204-207.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1986): La reproducción de *Hyla meridionalis* en el suroeste de España. *Doñana, Act. Vert.* 13: 5-20.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1989a): Ovoposition behavior of *Triturus marmoratus pygmaeus*. *J. Herpetol.*, 23: 159-163.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1989b): Actividad diaria de dos especies de tritones (*Triturus marmoratus* y *Triturus boscai*) durante su periodo de reproducción en el suroeste de España. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 287-293.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1997): *Triturus boscai* (Lataste, 1879), pp. 117-119, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, Granada.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. (1998): Reproductive dynamics of a population of small marbled newts (*Triturus marmoratus pygmaeus*) in South-Western Spain. *Herpetol. J.*, 8: 93-98.
- DÍAZ-PANIAGUA, C., KELLER & A. C. ANDREU. (2001). Long-term demographic fluctuations of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in SW Spain. *Ecography* 24: 707-721.
- DÍAZ-PANIAGUA, C., ANDREU, A. & KELLER, C. (1994): *Estudio de un método para la evaluación de las poblaciones de quelonios en el Parque Nacional de Doñana*. Sevilla. Estación Biológica de Doñana / ICONA. Informe técnico no publicado. 194 pp.

- DÍAZ-PANIAGUA, C. & ARRIZABALAGA, B. (1987): Development and growth rates of coexisting *Pelobates cultripes* and *Pelodytes punctatus*, pp. 115-118, En: Van Gelder, J. J., Strijbosch, H., & Bergers, P. J. M. (eds.). *Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, Faculty of Sciences, Nijmegen.
- DÍAZ-PANIAGUA, C. & MATEO, J.A. (1999): Geographic variation in body size and life-history traits in Bosca's newts (*Triturus boscai*). *Herpetol. J.*, 9: 21-27.
- DÍAZ-PANIAGUA, C., MATEO, J. A. & ANDREU, A. C., (1996): Age and size structure of populations of small marbled newts (*Triturus marmoratus pygmaeus*) from Doñana National Park (SW Spain). A case of dwarfism among dwarfs. *J. Zool.*, 239: 83-92.
- DOADRIO, I. (1988): Delimitation of areas in the Iberian Peninsula on the basis of freshwater fishes. *Bonn. Zool. Beitr.*, 39: 113-128.
- DOMÈNECH, S. (1994): Nota sobre la reproducción de *Pelobates cultripes* en la comarca de la Selva (Girona). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 5: 23-25.
- DOPAZO, H. & ALBERCH, P. (1994): Preliminary results on optional viviparity and intrauterine siblicide in *Salamanca salamandra* populations from northern Spain. *Mertensiella*, 4: 125-137.
- DORDA, J. & ESTEBAN, M. (1986): Evolution and subspeciation of Iberian *Triturus marmoratus*, pp.159-163, in: Rocek, Z. (ed.), *Studies in herpetology*. Charles University, Prague.
- DOUMERGUE F. (1901): Essai sur la faune herpétologique de l'Oranie. *Bull. Soc. Geogr. Archeol. Oran*, 19-21: 1-404.
- DUGUY, R., MARTÍNEZ-RICA, J. P., SAINT-GIRONS, H. (1979): La répartition des vipères dans les Pyrénées et les régions voisines du nord de l'Espagne. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 115: 359-377.
- DÜRIGEN, B. (1897): *Deutschlands Amphibien und Reptilien*. Creutz, Magdeburg, VIII, 676 pp.
- DUSEJ, G. (1993): *Coronella girondica* (Daudin, 1803) – Girondiscje Glatt –oder Schlingnatter, pp. 247-264, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- EIKHORST, W., EIKHORST, R., NETTMAN, H. K. & RYKENA, S. (1979): Beobachtungen an der Spanischen Kieleidesche, *Algyroides marchi* Valverde 1958 (Reptilia: Sauria: Lacertidae). *Salamandra*, 15: 254-263.
- EISENTRAUT M. (1950): Eidechsen der Spanischen Mittelmeerinseln und ihre Rassenaufspaltung im Lichte der Evolution. *Mitt. Zool. Mus. Berlin*, 26: 1-228.
- ELVIRA, B. & VIGAL, C. R. (1982): Nuevos datos sobre la distribución geográfica de *Lacerta monticola cantabrica* Mertens, 1929 (Sauria, Lacertidae). *Doñana, Act. Vert.*, 9: 99-106.
- ENGELMANN, W. E. (1993): *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768) - Schlingnatter, Glatt- oder Haselnatter. En: Böhme, W. (ed.). *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/I. Schlangen (Serpentes) I (Typhlopidae, Boidae, Colubridae 1: Colubrinae). Aula-Verlag. Wiesbaden, pp. 200-245.
- 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). *Rev. Esp. Herp.*, 8: 19-28.
- ESTEBAN, M. (1990): *Evolución del género Rana en la Península Ibérica. Análisis de la variabilidad morfológica y genética del complejo Rana temporaria L.* Tes. Doc. Univ. Compl. de Madrid, Madrid.
- ESTEBAN, M. (1997a): *Rana iberica* Boulenger, 1879, pp. 161-163, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ESTEBAN, M. (1997b): *Rana temporaria* Linneo, 1758, pp. 169-171, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ESTEBAN, M. & SANCHÍZ, B. (1991): Sobre la presencia de *Rana iberica* en el Pleistoceno burgalés. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 93-99.
- ESTEBAN, M. & SANCHÍZ, B. (2000): Differential growth and longevity in low and high altitude *Rana iberica* (Anura, Ranidae). *Herpetol. J.*, 10: 19-26.
- ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. (1998): Notas sobre la biología reproductora y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) en el País Vasco. *Munibe*, 50: 77-83.

- FACHBACH, G. (1976): Biologie, taxonomie und philogenetische beziehungen der verschiedenen unterarten von *Salamandra salamandra* im bereich der iberischen halbinsel. *Z. f. Zool. Syst. u. evolut. forschung*, 9: 49-60.
- FAHD, S. & PLEGUEZUELOS, J. M. (1996): Los reptiles del Rif (norte de Marruecos), I: Quelonios, Saurios. *Rev. Esp. Herp.*, 10: 55-90.
- FAHD, S. & PLEGUEZUELOS, J. M. (2001): Los reptiles del Rif (Norte de Marruecos), II: Anfisbenidos y Ofidios. Comentarios sobre la biogeografía del grupo. *Rev. Esp. Herp.* 15: 13-36.
- FALCÓN, J. M. (1982): *Los anfibios y reptiles de Aragón*. Librería General, Zaragoza. 110 pp.
- FALCÓN, J. M. (1989): Las serpientes verdiamarillas invaden un balneario del Pirineo aragonés. *Quercus*, 22: 18-19.
- FALCÓN, J. M. & CLAVEL, F. (1987): Nuevas citas de anfibios y reptiles en Aragón. *Rev. Esp. Herp.*, 2: 83-130.
- FÉLIX, J. & GRABULOSA, I. (1980): Herpetofauna de l'Alt Empordà: I Anfíbis. *Revista de Girona*, 90: 33-38.
- FERICHE, M. (1998): *Ecología de la reproducción en colúbridos del sureste de la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- FERNÁNDEZ-CARDENETE, J. R., LUZÓN-ORTEGA, J. M., PÉREZ-CONTRERAS, J. & TIerno DE FIGUEROA, J. M. (2000): Revisión de la distribución y conservación de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada (España). *Zool. baet.*, 11: 77-104.
- FERNÁNDEZ-CARDENETE, J. R., LUZÓN-ORTEGA, J. M., PÉREZ-CONTRERAS, J., J. M. PLEGUEZUELOS, J. M. & TIerno DE FIGUEROA, J. M. (2000): Nuevos límites altitudinales para seis especies de herpetolos de la península Ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 20-21.
- FERRAND DE ALMEIDA, N., FERRAND DE ALMEIDA, P., GONÇALVES, H., SEQUEIRA, F., TEIXEIRA, J. & FERRAND DE ALMEIDA, F. (2001): *Guia FAPAS Anfibios e Répteis de Portugal*. FAPAS-Cámara Municipal de Porto, Porto.
- FILELLA, E. (1985): Nota sobre l'alimentacio de *Pleurodeles waltli* (Michahelles, 1830). *Butlleti de la SCIH*, 11-13: 23-24.
- FLINDT, R. & HEMMER, H. (1972): Studien uber die Kreuzkröte *Bufo calamita* der Iberischen Halbinsel. *Salamandra*, 8: 137-151.
- FONTANET, X., GIMÉNEZ, S., GUARNER, N., HORTA, H., MASSÓ, J., ROVIRA, J. & SÁEZ, M. (1982): Notas sobre la distribución de *Pleurodeles waltli* (Michahelles, 1830) en el sur de Catalunya. *P. Cent. pir. Biol. exp.*, 13: 39-41.
- FONTANET, X. & HORTA, N. (1991): Biometría y dimorfismo sexual en *Pleurodeles waltli* Michahelles, 1830 (Amphibia, Salamandridae) de una poblacion del NE de la Península Ibérica. *Misc. Zool.* 13: 202-206.
- FRANCO, A. & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, M. (eds.) (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla. 336 pp.
- FRITSCH, K.V. (1870): Über die ostlantischer Inselgruppen. *Ver. senkenb. naturf. Ges.* 1870: 72-113.
- FRITZ, U. (1992): *Podarcis p. pityusensis* (BOSCA, 1883) eingeschleppt in Cala Ratjada (NO-Mallorca) (Squamata, Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 5 (3/4): 131-133.
- FRITZ, U. (1993): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). 3. Zwei neue Unterarten von der Iberischen Halbinsel und aus Nordafrika, *Emys orbicularis fritzjuergenobsti* subsp. nov. und *E. o. occidentalis* subsp. nov. *Zool. Abb. Staatl. Mus. Tierk. Dresden*, 47: 131-155.
- FRITZ, U. (1998): Introduction to the zoogeography and subspecific differentiation in *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758), in: Fritz, U., Joger, U., Podloucky, R. & Servan, Y J. (eds.), *Proceedings of the I Int. Symp. Emys orbicularis – Mertensiella*, 10: 1-27.
- FRITZ, U. (2001): *Emys orbicularis*, in: Fritz, U. (ed.), *Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas*. Vol. 3/IIIA - Schildkröten (Testudines) I.: 343-515.
- FRITZ, U., KELLER, C. & BUDDE, M. (1996): Eine neue Unterart der Europäischen Sumpfschildkröte aus Südwestspanien, *Emys orbicularis hispanica* subsp. nov. *Salamandra*, 32: 129-152.
- FRITZ, U., PIEH, A., LENK, P., MAYOL, J., SÄTTELE, B. & WINK, M. (1998): Is *Emys orbicularis* introduced on Mallorca?, in: Fritz, U., Joger, U., Podloucky, R. & Servan, Y J. (eds.), *Proceedings of the I Int. Symp. Emys orbicularis – Mertensiella*, 10: 123-133.
- FU, J. (2000): Toward the phylogeny of the family Lacertidae - Why 4708 base pairs of mtDNA sequences cannot draw the picture. *Biol. J. Linn. Soc.*, 71: 203-217.

- GALÁN, P. (1982): Nota sobre las *Lacerta monticola* Boulenger, 1905, de las zonas costeras del Norte de Galicia. *Doñana, Act. Vert.*, 9: 380-384.
- GALÁN, P. (1985): Morfología de las *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) (Sauria, Lacertidae) de dos islas atlánticas ibéricas: Sisargas y Berlengas. *Trab. Compostel. Biol.*, 12: 121-139.
- GALÁN, P. (1986): Morfología y distribución del género *Podarcis* Wagler, 1830 (Sauria, Lacertidae) en el noroeste de la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herp.*, 1: 85-142.
- GALÁN, P. (1987): Notas preliminares sobre la herpefauna de las Islas Cíes y Ons. *Mustela*, 3: 64-69.
- GALÁN, P. (1988): Segregación ecológica en una comunidad de ofidios. *Doñana, Act. Vert.*, 15: 59-78.
- GALÁN, P. (1989a): Diferenciación morfológica y selección de hábitats en las ranas pardas del noroeste ibérico: *Rana iberica* Boulenger, 1879 y *Rana temporaria parvipalmata* Seoane, 1885. *Treballs de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia*, 2: 193-209.
- GALÁN, P. (1989b): Notas sobre los ciclos de actividad de *Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878, en Galicia. *Treballs de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia*, 2: 250-265.
- GALÁN, P. (1990): Notas sobre la reproducción de *Lacerta monticola* (Sauria: Lacertidae) en las zonas costeras de Galicia (Noroeste de España). *Rev. Esp. Herp.*, 5: 109-124.
- GALÁN, P. (1995): Cambios estacionales de coloración y comportamiento agonístico, de cortejo y de apareamiento en el lacértido *Podarcis bocagei*. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 57-75.
- GALÁN, P. (1996): Sexual maturity in a population of the lacertid lizard *Podarcis bocagei*. *Herpetol. J.*, 6: 87-93.
- GALÁN, P. (1997a): *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) – lagartija de Bocage, lagartixa-de-Bocage, pp. 237-239, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografía Tierras del Sur, Monografías de Herpetología, 3. Univ. de Granada y Asociación Herpetológica Española, Granada.
- GALÁN, P. (1997b): *Coronella austriaca* Laurenti, 1768., pp. 267-269, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- GALÁN, P. (1997c): Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (Noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 38-40.
- GALÁN, P. (1997d): Reproductive ecology of the lacertid lizard *Podarcis bocagei*. *Ecography*, 20: 197-209.
- GALÁN, P. (1997e): *Coronella austriaca* Laurenti, 1768, pp. 364-375, in: Salvador, A. (coord.) & Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC. Madrid.
- GALÁN, P. (1999a): *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña, Monografía 72. A Coruña. 286 pp.
- GALÁN, P. (1999b): Contribución al conocimiento de la herpetofauna de las islas de Galicia: Inventario faunístico y notas sobre la ecología y morfología de algunas poblaciones. *Chioglossa*, 1: 147-163.
- GALÁN, P. (1999c): Declive y extinciones puntuales en poblaciones de baja altitud de *Lacerta monticola cantabrica*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 47-51.
- GALÁN, P. (1999d): Demography and population dynamics of the lacertid lizard *Podarcis bocagei* in Northwest Spain. *J. Zool., London*, 249: 203-218.
- GALÁN, P. (2000a): Distribución, estatus y medidas de conservación de las poblaciones de anfibios y reptiles del Parque Natural de las Islas Cíes. Informe Inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 96 pp.
- GALÁN, P. (2000b): Females that imitate males. Dorsal coloration varies with reproductive stage in female *Podarcis bocagei* (Lacertidae). *Copeia*, 2000 (3): 819-825.
- GALÁN, P. (2001): Situación de la herpetofauna del Espacio Natural de las Islas de Ons: distribución, estatus y propuestas de conservación. Informe Inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 110 pp.
- GALÁN, P. & FERNÁNDEZ-ARIAS, G. (1993): *Anfibios e réptiles de Galicia*. Edicións Xerais. Vigo. 501 pp.
- GÁLLEGO, L. (1970): Datos herpetológicos navarros. *Pirineos*, 97: 25-27.
- GARCÍA, C., SALVADOR, A. & SANTOS, F. J. (1987): Ecología reproductiva de una población de *Hyla arborea* en una charca temporal de León (Anura: Hylidae). *Rev. Esp. Herp.*, 2: 33-47.

- GARCÍA-MÁRQUEZ, M., LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. (1999): Características reproductoras y procesos demográficos en una población de *Gallotia caesaris* (Lacertidae) de El Hierro (Islas Canarias), pp. 223-239, in: López-Jurado, L.F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro: bases para su conservación. Monografías de Herpetología*, 4, AHE, Las Palmas de Gran Canaria.
- GARCÍA-MÁRQUEZ, M., SILVA, J.L. & MATEO, J.A. (2001): *Seguimiento de la Población Natural del lagarto Gigante de El Hierro Gallotia simonyi machadoi y de la población reintroducida en el Roque Chico de Salmor, Censo estado de conservación y amenaza*. Informe inédito. Viceconsejería de Medio Ambiente. 54 pp.
- GARCÍA-PARÍS, M. (1985): *Los anfibios de España*. Publicaciones de Extensión Agraria. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid. 287 pp.
- GARCÍA-PARÍS, M. (1995): Variabilidad genética y distribución geográfica de *Alytes obstetricans almogavarii* en España. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 133-138.
- GARCÍA-PARÍS, M. (1997): *Discoglossus galganoi / Discoglossus jeanneae*, pp. 134-136, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- GARCÍA-PARÍS, M., ALCOBENDAS, M. & ALBERCH, P. (1998): Influence of the Guadalquivir river basin on mitochondrial DNA evolution of *Salamandra salamandra* (Caudata: Salamandridae). *Copeia* (1998): 173-176.
- GARCÍA-PARÍS, M., ARANO, B. & HERRERO, P. (2001): Molecular characterization of the contact zone between *Triturus pygmaeus* and *T. marmoratus* (Caudata: Salamandridae) in Central Spain and their taxonomic assessment. *Rev. Esp. Herp.*, 15: 115-126.
- GARCÍA-PARÍS, M. & ARNTZEN, J. W. (1997): *Alytes dickhilleni*, pp. 129-130, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- GARCÍA-PARÍS, M., ASTUDILLO, G., PRIETO, J. & MÁRQUEZ, R. (1990): Distribución de *Alytes cisternasii* Boscá, 1879 en el centro de la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herp.*, 4: 87-92.
- GARCÍA-PARÍS, M., HERRERO, P., MARTÍN, C., DORDA, J., ESTEBAN, M. & ARANO, B. (1993): Morphological characterization, cytogenetic analysis and geographical distribution of the Pygmy Marbled Newt *Triturus marmoratus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905) (Caudata: Salamandridae). *Bijdragen tot de Dierkunde (Contr. Zool.)*, 63 (1): 3-14.
- GARCÍA-PARÍS, M., JOCKUSCH, E. L. (1999): A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus*. *J. Zool (Lon.)*, 248: 209-218.
- GARCÍA-PARÍS, M. & MARTÍN, C. (1987): Amphibians of the Sierra del Guadarrama (1800-2430 m altitude), pp. 135-138, in J. J. v. Gelder, H. Strijbosch and P. J. M. Bergers (eds.), *Proceedings. 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Nijmegen, Netherlands.
- GARCÍA-PARÍS, M., MARTÍN, C., DORDA, J. & M. ESTEBAN (1989): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de Madrid. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 237-257.
- GARCÍA-PARÍS, M., MARTÍN, C., DORDA, J. & ESTEBAN, M. (1989): *Los Anfibios y Reptiles de Madrid*. Agencia del Medio Ambiente, Madrid. 243 pp.
- GARCÍA-PARÍS, M. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2001): Nuevo estatus taxonómico para las poblaciones ibero-mediterráneas de *Alytes obstetricans* (Anura: Discoglossidae). *Rev. Esp. Herp.*, 15: 99-113.
- GASC, J. P. et al., (1997): *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- GASSER, F. (1978): Le polytypisme de l'espèce paléarctique *Salamandra salamandra* (L) (Amphibien, Urodéle).II: Systématique, relations génétiques et tendances évolutives dans l'aire de répartition. *Arch. Zool. exp. Gen.*, 119(4): 635-668.
- GENIEZ, P. & CHEYLAN, M. (1987): *Atlas de distribution des reptiles et amphibiens du Languedoc-Roussillon, 1^{ère} édition*. Laboratoire de Biogéographie & Ecologie des Vertébrés, G.R.I.V.E., Montpellier. 114 pp.
- GENT, A. H. & SPELLERBERG, I. F. (1993): Movement rates of the smooth snake *Coronella austriaca* (Colubridae): a radio-telemetric study. *Herpetol. J.*, 3: 140-146.

- GIL, J. M (1992): Dos nuevas localidades de *Algyroides marchi* (Reptilia, Lacertidae). 2º Congreso Luso-Español y 7º Congreso Español de Herpetología. pp 94.
- GIL, M. J. (1997): *Blanus cinereus* (Vandelli, 1797), pp. 184-186, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada. Granada.
- GIMÉNEZ, A., GONZÁLEZ, G. & ESTEVE, M. A. (1996): Preferencias ambientales y distribución de *Testudo graeca* L. en la Región de Murcia. *Act. I Cong. Nat. R. Murcia*: 181-187.
- GIMÉNEZ, A., ANADÓN, J. D., ESTEVE, M. A., MARTINEZ, MARTÍNEZ-PALAO, M. & I. PÉREZ (2001). *Estudios básicos para una estrategia de conservación de la tortuga mora en la Región de Murcia*. Informe no publicado, realizado para la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. 95 pp.
- GISBERT, J. & GARCÍA-PÉREA, R. (1986): Nuevas citas para la distribución de *Macroprotodon cucullatus* (GEOFFROY, 1827) en la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herp.*, 1: 175-186.
- GISBERT, J., GARCÍA-PÉREA, R. & SANSEGUNDO, C. (1986): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de las Sierras de Gredos (España Central). *Rev. Esp. Herp.*, 1: 143-174.
- GODDARD, P. (1984): Morphology, growth, food habits and population characteristics of the Smooth snake *Coronella austriaca* in Southern Britain. *J. Zool., Lond.*, 204: 241-257.
- GODDARD, P. & SPELLERBERG, I. F. (1980): Reproduction as a factor in the conservation of *Coronella austriaca* Laur. in Southern England. *Bull. Ecol.*, 11: 535-541.
- GODINHO, R., TEIXEIRA, J. REBELO, R., SEGURADO, P., LOUREIRO, A., ÁLVARES, F., GOMES, N., CARDOSO, P., CAMILO-ALVES, C. & BRITO, J. C. (1999): Atlas of ther continental Portuguese herpetofauna: an assemblage of published and new data. *Rev. Esp. Herp.*, 13: 61-82.
- GÓMEZ-CANTARINO, A. & LIZANA, M (2000): Distribución y uso del hábitat de los galápagos (*Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*) en la Povincia de Salamanca. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11: 4-8.
- GÓMEZ-MESTRE, I. & TEJEDO, M. (2002): Geographic variation in asymmetric competition: a case study with two larval anuran species. *Ecology* 83(8): 2102-2111.
- GONZÁLEZ, P., PINTO, F., NOGALES, M., JIMÉNEZ ASENSIO, J., HERNÁNDEZ, M. & CABRERA, V. (1996): Phylogenetic relationships of the Canary Islands Endemic lizard Genus *Gallotia* (Sauria: Lacertidae), inferred from mitochondrial DNA sequences. *Mol. Phyl. Evol.*, 6: 63-71.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. (1988): *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. Ed. Ertisa, Huelva. 238 pp.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. (1989): *Anfibios y reptiles de la provincia de Huelva*. Edición del autor, Huelva.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. & PÉREZ-QUINTERO, J. C. (2001a): Lagarto verdinegro, pp. 70, in: Consejería del Medio Ambiente (ed.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.P. & PÉREZ-QUINTERO, J. C. (2001b): Tritón Ibérico, pp. 40, in: Consejería de Medio Ambiente (ed.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.P., PÉREZ-QUINTERO, J.C. & PLEGUEZUELOS, J.M. (2001): Camaleón, *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758), pp. 68-69 in: A. Franco & M. Rodríguez de los Santos (eds.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. CMA, Junta de Andalucía, Sevilla.
- GOSÁ, A. (1985): Taxonomía de las lagartijas del género *Podarcis* en el País Vasco. Estudio biométrico. *Eusko Ikaskuntza/Sociedad de Estudios Vascos, Cuadernos de Sección, Ciencias Naturales*, 2: 23-46.
- GOSÁ, A. (1987a): Observaciones sobre colorido y diseño en poblaciones ibéricas de lagartija roquera, *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768). *Rev. Esp. Herp.*, 2: 7-27.
- GOSÁ, A. (1987b): Las lagartijas del género *Podarcis* en la costa del País Vasco (Vizcaya, Guipúzcoa y Lapurdi). *Eusko Ikaskuntza/Sociedad de Estudios Vascos, Cuadernos de Sección, Ciencias Naturales*, 3: 333-346.
- GOSÁ, A. (1997a): *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840, pp.158-160, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.
- GOSÁ, A. (1997b): *Vipera aspis* (Linnaeus, 1758). En: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J.M. (ed.). Monografías de Herpetología, 3: 285-287. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada.

- GOSÁ, A. (1998): El declive de una población costera cantábrica de rana bermeja (*Rana temporaria*). *Munibe*, 50: 59-71.
- GOSÁ, A. (2000): *Informe sobre la presencia y estado de las poblaciones y los biotopos reproductores de la rana ágil en dos de sus áreas críticas en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda, Gobierno de Navarra, 31 pp., V mapas. Inédito.
- GOSÁ, A. (2000-01): *Seguimiento poblacional de la Rana ágil en Ultzama. Campañas 2000 y 2001*. Departamento de Medio Ambiente, Ordenación del Territorio y Vivienda, Gobierno de Navarra, pp. 25 y 19, respectivamente. Inéditos.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1994): Atlas de distribución de los anfibios y reptiles de Navarra. *Munibe*, 46: 109-189.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1996): La herpetofauna de Navarra: conocer para gestionar. II. La conservación. *Gorosti*, 12: 67-82.
- GRACIA, P. (1988): *Atlas de distribución de los anfibios de Granada*. Tesis de Licenciatura. Univ. de Granada.
- GRAF, J. D. & POLLS, M. (1989): Evolutionary genetics of the *Rana esculenta* complex, pp. 231-289, in: Dawley, R. & Bogart, J.P (eds.), *Evolution and ecology of unisexual vertebrates*. Bull. 466. N.Y. State Museum, Nueva York.
- GRENOT, C. & HEULIN, B. (1990): Sur la plasticité écophysiological du lézard vivipare: *Lacerta vivipara* (Reptilia, Lacertidae). *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 54: 1-22.
- GRIFFITHS, R. (1996). *Newts and Salamanders of Europe*. London: Poyser. 188 pp.
- GROSSENBACHER, K. (1997): *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840, pp.134-135, in: Gasc, J. P., et al., (eds.), *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- GRUBER, U. (1997): *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758), pp. 210-211, in: Gasc, J. P., et al.,(ed.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.
- GRUSCHWITZ, M. & BÖHME, W. (1986): *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768) – Mauereidechse, pp. 155-208, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 2/II: *Echsen (Sauria) III (Lacertidae III: Podarcis)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GUBANYI, J. (2000): A breeding colony of western Green Lacertas (*Lacerta bilineata*) confirms in southwestern Topeka (Kansas). *Transactions of the Kansas Academy of Sciences* 103 (3-4): 191-192.
- GUILLAUME, C. P. (1997a): *Podarcis hispanica* (Steidachner, 1870), pp. 278-279, in: Gasc, J.-P., et al.,(eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica and Muséum National d'Histoire Naturelle de Paris, Paris.
- GUILLAUME, C. P. (1997b): *Psammodromus algirus* (Linnaeus, 1758), pp. 302-303, in: Gasc et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica y Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- GUILLAUME, C. P. (1997c): *Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826, pp. 304-305, in: Gasc et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica-Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- GUILLAUME, C. P., HEULIN, B., ARRAYAGO, M. J., BEA, A., & BRAÑA, F. (2000): Refuge areas and suture zones in the Pyrenean and Cantabrian regions: geographic variation of the female MPI sex-linked alleles among oviparous populations of the lizard *Lacerta (Zootoca) vivipara*. *Ecography*, 23: 3-10.
- GUILLAUME, C. P. & LANZA, B. (1982): Comparaison électrophoretique de quelques espèces de Lacertidés méditerranéens, Genera *Podarcis* et "*Archaeolacerta*. *Amphib./Rept.*, 3 (4): 361-376.
- GUYÉTANT, R. (1989): *Rana dalmatina*, pp. 84-85, in: Castanet, J. & Guyétant, R. (coords.), *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société Herpétologique de France, Paris. 191 pp.
- HAILEY, A. & DAVIES, P. M. C. (1987): Growth, movements and population dynamics of *Natrix maura* in a drying river. *Herpetol. J.*, 1: 185-194.
- HAILEY, A., ROSE, C. A. & PULFORD, E. (1987): Food consumption, thermoregulation and ecology of the skink *Chalcides bedriagai*. *Herpetol. J.*, 1: 144-153.
- HARRIS, D.J. (1999): Molecular systematics and evolution of lacertid lizards. *Natura Croatica*, 8 (3): 161-180.

- HARRIS, D. J., ARNOLD, E. N. & THOMAS, R. H. (1998): Relationships of Lacertid lizards (Reptilia: Lacertidae) estimated from mitochondrial DNA sequences and morphology. *Proc. Roy. Soc. London*, B, 265: 1.939-1.948.
- HARRIS, D. J. & SÁ-SOUSA, P. (2001): Species distinction and relationships of western Iberian *Podarcis* lizards (Reptilia, Lacertidae) based on morphology and mitochondrial DNA sequences. *Herpetol. J.*, 11: 00-00.
- HARRIS, D. J. & SÁ-SOUSA, P. (2002): Molecular phylogenetics of Iberian Wall lizards (*Podarcis*): is *P. hispanica* a species complex? *Mol. Phylogenet. Evol.* (en prensa).
- HARTASÁNCHEZ, R., HARTASÁNCHEZ, A., MENÉNDEZ, I., MUÑIZ, C., NORIEGA, J. I. & RODRÍGUEZ, G. (1981): Datos para la distribución de *Chioglossa lusitanica* Bocage, 1864 (Urodela, Salamandridae) en la Península Ibérica. *Boletín de Ciencias de la Naturaleza I. D. E. A.*, 27: 187-192.
- HEMMER, H., (1975): Serumeiweißunterschied zwischen *Bufo b. bufo* und *Bufo bufo spinosus* (Salientia, Bufonidae). *Salamandra* 11 (1): 61-63.
- HEMMER, H. & BÖHME, W. (1976): Zwischenbericht über die innerartliche Variabilität der Erdkröte (*Bufo bufo* L.). (Amphibia: Salientia: Bufonidae). *Salamandra*, 12 (4): 194-201.
- HEMMER, H. & KADEL, K. (1981): Beobachtungen zur Ökologie der Wechselkröte – *Bufo viridis* Laurenti, 1768- der Balearen (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Bol. Soc. Hist. Nat. Bal.*, 25: 125-134.
- HEMMER, H., KADEL, P. & KADEL, K. (1981): The balearic Toad (*Bufo viridis balearica* Boettger, 1881) human bronze age culture and mediterranean biogeography. *Amph.-Rep.*, 2: 217-330.
- HENLE, K. (1985): Zur Lebenserwartung und Nachkommenzahl der Ruineidechse (*Podarcis sicula* Rafinesque-Schmaltz, 1810) (Reptilia, Lacertidae). *Zoologischer Anzeiger*, 215: 81-82.
- HENLE, K. & KLAVER, C. J. J. (1986): *Podarcis sicula* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) – Ruineidechse, pp. 254-342, in: Böhm W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 2/II: Echsen (Sauria) III (Lacertidae III: Podarcis), Aula Verlag, Wiesbaden.
- HERNÁNDEZ, A., HERRERO, B., PARRA, J. J., SÁEZ, F. J., SANTIAGO, M. N., VALLADARES, L. F. & ZALDÍVAR, M. P. (2000): *Pleurodeles waltl* (gallipato) y *Triturus helveticus* (tritón palmeado), nuevos datos sobre la distribución en la provincia de Palencia. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 23.
- HERNÁNDEZ, E., BISCHOFF, W., BANNERT, B. & SIVERO, M. (1997): “Rieseneidechsen” auf Teneriffa. *Herpetofauna*, 19: 19-24.
- HERNÁNDEZ, E., NOGALES, M. & MARTÍN, A. (2000): Discovery of a new lizard in the Canary Islands, with a multivariate analysis of *Gallotia* (Reptilia: Lacertidae). *Herpetologica*, 56: 63-76.
- HERNÁNDEZ-GIL, V., DICENTA, F., ROBLEDANO, F., GARCÍA, M. L., ESTEVE, M. A. & RAMÍREZ, L. (1993): *Anfibios y Reptiles de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia, Murcia. 221 pp.
- HERRERO, P. & TALAVERA, R. R. (1988): Cytotaxonomic studies on Iberian and Moroccan *Pelobates* (Anura: Pelobatidae). *Acta Zool. Cracov.*, 31: 505-508.
- HERRERO, P., ARANO, B. & ESTEBAN, M. (1990): Karyotypic characterization of brown frogs from the Iberian Peninsula (Ranidae: *Rana*), pp. 135-140, in: Olmo, E. (ed.), *Cytogenetics of Amphibia and Reptilia*. Birkhausen Verlag, Switzerland.
- HERRERO, P., BELLA, J. L. & ARANO, B. (1989): Characterization of heterochromatic regions in two *Triturus alpestris* subspecies (Urodela: Salamandridae). *Heredity*, 63 (1): 119-123.
- HEULIN, B. (1988): Données nouvelles sur les populations ovipares de *Lacerta vivipara*. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 306: 63-68.
- HEULIN, B., GUILLAUME, C. P., VOGGRIN, N., SURGET-GROBA, Y., TADIC, Z. (2000): Further evidence of the existence of oviparous populations of *Lacerta (Zootoca) vivipara* in the NW of the Balkan Peninsula. *C.R. Acad. Sci. Paris*, 323: 461-468.
- HIELEN B., RYKENA, S. & NETTMANN, H. H. (1998): *Tarentola angustimentalis* Steindachner, 1891 – Kanarischer Mauergecko, pp. 108-130, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Quelle-Verlag, Wiebelsheim.
- HÓDAR, J. A. & CAMACHO, I. (1991): La alimentación de *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) en una población reproductora del sureste de la península. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 15-22.

- HÓDAR, J. A. (1997): Lagartija colirroja *Acanthodactylus erythrurus*, pp. 205-207, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- IVERSON, J. B. (1992): *A revised checklist with Distribution maps of the turtles of the world*. Richmond, Indiana, 13. 363 pp.
- JOGER, U. (1984a): Taxonomische Revision der Gattung *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae). *Bonn. zool. Beitr.*, 35: 129-174.
- JOGER, U. (1984b): Die radiation der Gattung *Tarentola* in Makaronesien. *Court. Forsch. Inst. Senckenberg, Frankfurt*, 71: 91-111.
- JOGER, U. (1984c): Taxonomische Revision der Gattung *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae). *Zool. Jb. Anat. Jena*, 112: 137-256.
- JOGER, U. (1984d): Morphologische und biochemisch-immunologische Untersuchungen zur Systematik und Evolution der Gattung *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae). *Zool. Jb. Anat.*, 112: 137-256.
- JOGER, U. (1996): Les reptiles du sud ouest de l'Allemagne. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 78: 43-53.
- JOGER, U. (1998): *Tarentola bischoffi* Joger, 1984 – Selvagens-Gecko, pp. 131-136, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- JOGER, U. (1999): *Macroprotodon cucullatus* (Geoffroy, 1.809)- Kapuzennatter, pp. 645-659, in: Bohme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band3/IIA: Schlangen (Serpentes II)*. Aula-Verlag.
- JOGER, U. & BISCHOFF, W. (1983): Zwei neue Taxa der Gattung *Tarentola* (Reptilia: Sauria: Gekkonidae) von den Kanarischen Inseln. *Bonn. Zool. Beitr.*, 34: 459-468.
- JOGER, U. & STEINFARZ, S. (1994): Zur subspezifischen gliederung der südiberischen feuersalamander (*Salamandra salamandra*-komplex). *Abb. ber. Naturkde. Vorgesch. Magdeburg*, 17: 83-98.
- KALYABINA, S. A., MILTO, K. D., ANANJEVA, N. B., LEGAL, L., JOGER, U. & WINK, M. (2001): Phylogeography and systematics of *Lacerta agilis* based on mitochondrial cytochrome *b* gene sequences: first results. *Rus. J. Herp.*, 8(2): 149-158.
- KASAPIDIS, P., PROVATIDOU, S., MARAGOU, P. & VALAKOS, E. (1996): New data on the herpetofauna of Lesbos (Aegean Islands, Greece) and some biogeographical remarks on the islands of the northern Aegean Archipelago. *Salamandra*, 32 (2): 171-180.
- KELLER, C. (1997): *Ecología de poblaciones de Mauremys leprosa y Emys orbicularis en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis doctoral. Univ. Sevilla/Estación Biológica Doñana. 197 pp.
- KELLER, C. (1999): *Estrategias adaptativas de los quelonios acuáticos Mauremys leprosa y Emys orbicularis en el Parque Nacional de Doñana: factores determinantes de la selección del hábitat y respuestas demográficas a fluctuaciones ambientales*. Fundación Caja Madrid. Informe técnico no publicado. 54 pp.
- KELLER, C., ANDREU, A. & RAMO, C. (1998): Aspects of the population structure of *Emys orbicularis* from southwestern Spain, in: Fritz, U., Joger, U., Podloucky, R. & Servan, J. (eds.), *Proceedings of the I Intern. Symp. Emys orbicularis - Mertensiella*, 10: 147-158.
- KLEMMER, K. (1959): Systematische Stellung und Rassengliederung der Spanischen Mauereidechse *Lacerta hispanica*. *Senck. Biol.*, 40 (5/6): 245-250.
- KLEMMER, K. (1964): Die westlichen Randformen der Mauereidechse *Lacerta muralis* (Reptilia, Lacertidae). *Senck. Biol.*, 45 (3/5): 491-499.
- KNOEPFFLER, L. P. (1962): Contribution à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie et Milieu*, 13: 1-94.
- KORSÓS, Z. & BISCHOFF, W. (1997): *Lacerta agilis* Linnaeus, 1758, pp. 230-231, in: Gasc et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica y Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- KOTSAKIS, T. (1981): Le lucertole (Lacertidae, Squamata) del Pliocene, Pleistocene e Olocene delle Baleari. *Boll. Soc.Hist. Nat. Balears*, 25: 135-150.
- LACOMBA, I. & SANCHO, V. (1999): Atlas de anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana. *Bol. Soc. Herpetol. Esp.*, (10): 2-10.

- LACOMBA, J. I. (1999): A proposal for the conservation plan of the European pond turtle in the Valencia Region (Spain). *Abs. II Int. Symp. on Emys orbicularis*, S. 16.
- LAFORGIA, V., CAPALDO, A., VARANO, L., PUTTI, R & CAVGNOLO, A. (1993): Comparative morphology of the adrenal gland in some mediterranean species of the family Lacertidae, *in*: Vakakos, Pérez-Mellado & Maragou (eds.), *Lacertids of the mediterranean region. A biological approach*, Atenas.
- LANZA, B. (1989): *Discoglossus pictus*, *in*: Castanet, J. & Guyetant, R., *Atlas de repartition des amphibiens et reptiles de France*. Société Herpétologique de France, Paris.
- LANZA, B., CEI, J. M. & CRESPO, E. G. (1977): Immunological investigations on the taxonomic status of some mediterranean lizards (Reptilia Lacertidae). *Monitore Zool. Ital.*, 11: 211-221.
- LANZA, B., NASCETTI, G., CAPULA, M. & BULLINI, L. (1986): Les discoglosses de la région méditerranéenne occidentale. (*Amphibia, Anura, Discoglossidae*). *Bull. SOc. Herp. Fr.*, 40: 16-27.
- LEA, J., HALLIDAY, T. & DYSON, M. (2000): Reproductive stage and history affect the phonotactic preferences of female midwife toads, *Alytes muletensis*. *Anim. Behav.*, 60: 423-427.
- LENK, P., FRITZ, U., JOGER, U. & WINKS, M. (1999): Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). *Molecular Ecology*, 8: 1.911-1.922.
- LIMA, V. M. M. (1995): *Estudo comparativo de alguns aspectos da biologia de Chioglossa lusitanica em duas populações do noroeste de Portugal*. Thesis doctoral, Universidad de Porto.
- LIZANA, M. (1990): *Ecología de Bufo bufo en la Sierra de Gredos*. Tesis doctoral. Universidad de Salamanca, 429 pp.
- LIZANA, M. (1997): *Bufo bufo*, pp. 152-154, *in*: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada.
- LIZANA, M., CIUDAD, M. J., GIL, M., GUERRERO, F., PÉREZ-MELLADO, V. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R. (1992): Nuevos datos sobre la distribución de los anfibios y reptiles en el macizo central de la Sierra de Gredos. *Rev. Esp. Herp.*, 6: 61-80.
- LIZANA, M., CIUDAD, M. J. & PÉREZ-MELLADO, V. (1989): Actividad, reproducción y uso del espacio en una comunidad de anfibios. *Treb. Soc. Cat. Ictio. Herp.*, 2: 92-127.
- LIZANA, M. & BARBADILLO, L.J., 1997. Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. *En*: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J.M. (Ed.). Monografías de Herpetología, vol. 3. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada. Granada: 477-516.
- LIZANA, M., DEL ARCO, C. DEL, MORALES, J. J., BOSCH, J., CEJUDO, C., LÓPEZ-GONZÁLEZ, F. J., GUTIÉRREZ, J. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R. (1995): Atlas provisional de la herpetofauna del Sistema Central Segoviano. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 113-132.
- LIZANA, M., MÁRQUEZ, R. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R. (1994): Reproductive biology of *Pelobates cultripres* (Anura: Pelobatidae) in central Spain. *J. Herp.*, 28: 19-27.
- LIZANA, M., & PEDRAZA, E. M., (1998): The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of Central Spain. *Conserv. Biol.*, 12: 703-707.
- LLAMAS, A., MARTÍNEZ-GIL, O., ARRIBAS, O. (1994): *Estudio de la distribución y hábitat de Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra. Inédito.
- LLAMAS, A. & MARTÍNEZ-GIL, O. (1995): *Primeros datos sobre la biología de la reproducción de Rana pyrenaica Serra-Cobo, 1993 en Navarra*. Departamento de Medio Ambiente, Gobierno de Navarra. Inédito.
- LLAMAS, A., MARTÍNEZ-GIL, O. & ARRIBAS, O. (1998): *Rana pyrenaica*, a new species for the French herpetofauna. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 9: 12-13.
- LLORENTE, G. A. & ARANO, B. (1997): *Rana perezi* Seoane, 1885 Rana común, Rã-verde, Granota verda, Ur-gel arrunta, Ra verde, pp. 164-166, *in*: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- LLORENTE, G. A., MONTORI, A. SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. (1995): *Atlas dels Amfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra*. El Brau, Figueres. 191 pp.
- LLORENTE, G. A., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. (1997a): *Discoglossus pictus* (Oth, 1837) Sapillo pintojo, Sapinho sarapintado, Granota pintada, pp. 137-139, *in*: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.

- ografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- LÓRENTE, G. A., SANTOS, X., CARRETERO, M. A. & MONTORI, A. (1997b): *Lacerta agilis* (Linné, 1758). Lagarto ágil, Lagarto ágil, pp. 211-212, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- LÓPEZ, P. (1993): *Adaptaciones ecológicas a la vida fosorial de la culebrilla ciega, Blanus cinereus*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid. 191 pp.
- LÓPEZ, P. (1997): *Blanus cinereus* (Vandelli, 1797), pp. 320-321, in: Gasc, J. P. (ed.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Soc. Europ. Herpetologica- Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- LÓPEZ, P. (1998): *Blanus cinereus*, pp. 98-100, in: *Plan de acción de los Anfibios y Reptiles de la Comunidad de Madrid*, Comunidad de Madrid.
- LÓPEZ, P., MARTÍN, J. & SALVADOR, A. (1991): Diet selection by the amphibaenian *Blanus cinereus*. *Herpetologica*, 47: 210-218.
- LÓPEZ, P., SALVADOR, A., & MARTÍN, J. (1998): Soil temperatures, rock selection and the thermal ecology of the amphibaenian reptile *Blanus cinereus*. *Can. J. Zool.*, 76: 673-679.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. (1992): Synopsis of the canarian herpetofauna. *Rev. Esp. Herp.*, 6: 107-118.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. (1998a): *Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891 – Gestreifter Kanarenskin, Gran Canaria-Skink, pp. 201-213, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-inseln und des Madeira-Archipels*. Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Quelle-Verlag, Wiebelsheim.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. (1998b): Canarias, pp. 86-93, in: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & BÁEZ, M. (1985): La variación de *Chalcides sexlineatus* en la isla de Gran Canaria (Islas Canarias). *Bonn. zool. Beitr.*, 36: 315-336.
- LÓPEZ-JURADO, L. F., GARCÍA-MÁRQUEZ, M. & MATEO, J. A. (1999): Descripción de la distribución primitiva del Lagarto Gigante de El Hierro y de su regresión histórica, pp. 17-26, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro: bases para su conservación*. Monografías de Herpetología, 4. Asociación Herpetológica Española, Las Palmas de Gran Canaria.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. (1992): Two modes of evolution in Canarian lizards based on the use of spacial resources. *Biol. J. Linn. Soc.*, 46: 25-37.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. (1995): Origin, colonization, adaptive radiation, intraspecific evolution and species substitution processes in the fossil and living lizards of the Canary Islands, pp. 81-91, in: Llorente, G., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M. A. (eds.), *Scienza Herpetologica*. Asociación Herpetológica Española, Barcelona.
- LÓPEZ-JURADO, L. F., MATEO, J. A. & GENIEZ, P. (1995): Los fenotipos y subespecies de *Gallotia atlantica*. *Bol. Soc. Herpetol. Esp.*, 6: 2-6.
- LÓPEZ-JURADO, L. F., MATEO, J. A. & GUILLAUME, C. P. (1997): El complejo *Gallotia galloti* (Oudart, 1839) (Sauria, Lacertidae) de las islas Canarias: nuevos datos para la interpretación del proceso evolutivo del grupo. *Rev. Esp. Herp.*, 11: 35-46.
- LÓPEZ-JURADO, L. F., RUIZ-CABALLERO, M. & DOS SANTOS, L. (1979): Biología de la reproducción de *Alytes cister-nasii* Boscá 1879. *Doñana, Act. Vert.*, 6: 6-17.
- 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: 63.
- LUIS, R. & BÁEZ, M. (1988): Características de las poblaciones de *Hyla meridionalis* en Tenerife, Islas Canarias. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 97-103.
- LUISELLI, L., CAPULA, M. & SHINE, R. (1996): Reproductive output, costs of reproduction, and ecology of the smooth snake, *Coronella austriaca*, in the eastern Italian Alps. *Oecologia*, 106: 100-110.

- LUISELLI, L., PLEGUEZUELOS, J. M., CAPULA, M. & VILLAFRANCA, C. (2001): Geographic variation in the diet composition of a secretive Mediterranean colubrid snake: *Coronella girondica* from Sapin and Italy. *Ital. J. Zool.*, 68: 57-60.
- MACHADO, A. (1985): Sinopsis del Plan de Recuperación del Lagarto Gigante del Hierro. *Bonn. zool. Beitr.*, 36: 471-480.
- MAGRANER, J. (1986): Nouvelle donnée sur la répartition de *Podarcis bocagei carbonelli* V. Pérez-Mellado, 1981 (Sauria, Lacertidae) dans la Péninsule Ibérique et observations sur son écologie à Doñana (Andalousie, Espagne). *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 38: 6-12.
- MALKMUS, R. (1980-81): Bemerkungen zu einer *Triturus boscai* population in einem Brunnenbecken der Serra de Sintra. *Bol. Soc. Port. Ciênc. nat.*: 25-40.
- MALKMUS, R. (1995a): *Amphibien und Reptilien Portugals, Madeiras und der Azoren*. D. Neue Brehm-Büch. Nr. 621. Westarp Wiss. Magdeburg. 192 pp.
- MALKMUS, R. (1995b): *Coronella austriaca acutirostris* subsp. nov. aus dem Nordwesten der Iberischen Halbinsel (Reptilia: Serpentes: Colubridae). *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*, 48 (15): 265-278.
- MALUQUER-MARGALEF, J. (1981 [1983]): Fauna herpetològica de les serralades exteriors del prepirineu occidental de Catalunya. *Misc. Zool.*, 7: 117-129.
- MALUQUER-MARGALEF, J. (1984): Nouvelles données sur la répartition sous-pyrénéen d'*Euproctus asper* (Dugès 1852). *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 29: 38-43.
- MARCO, A. (1996): Sedentarismo, áreas de campeo y selección de microhábitats en el lagarto verdinegro *Lacerta schreiberi*. *Doñana, Act. Vert.*, 23 (1): 45-61.
- MARCO, A. (1997): *Lacerta schreiberi*, pp. 228-230, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, Granada.
- MARCO, A. & POLLO, C. (1993): Análisis biogeográfico de la distribución del lagarto verdinegro *Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878. *Ecologia*, 7: 457-466.
- MÁRQUEZ, R. (1992): Terrestrial paternal care and short breeding seasons: Reproductive phenology of the midwife toads *Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*. *Ecography*, 15: 279-288.
- MÁRQUEZ, R. (1993): Male reproductive success in two midwife toads (*Alytes obstetricans* and *A. cisternasii*). *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 32: 283-291.
- MÁRQUEZ, R. (1996): Egg mass and size of tadpoles at hatching in the midwife toads *A. obstetricans* and *A. cisternasii*. Implications for female choice. *Copeia*, 1996: 824-831.
- MÁRQUEZ, R. & BOSCH, J. (1995): Advertisement calls of the midwife toads *Alytes* (Amphibia, Anura, Discoglossidae) in continental Spain. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 33: 185-192.
- MÁRQUEZ, R. & BOSCH, J. (1996): Advertisement call of the midwife toad from the Sierras Béticas *Alytes dickhillenii* Arntzen & García-Paris, 1995 (Amphibia, Anura, Discoglossidae). *Herpetol J.*, 6: 9-14.
- MÁRQUEZ, R. & CEJUDO, D. (1997): Disponibilidad de refugios, velocidad de carrera y vulnerabilidad ante predadores de *Gallotia simonyi* (Sauria, Lacertidae), pp. 119-126, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro (Gallotia simonyi)*. Bases para su conservación, Monografías de Herpetología, 4. Asociación Herpetológica Española, Las Palmas de Gran Canaria.
- MÁRQUEZ, R. & CEJUDO, D. (2000): Defensive behavior as an escape strategy in four species of *Gallotia* (Sauria, Lacertidae) from the Canary Islands (Spain). *Copeia*, 2000: 601-605.
- MÁRQUEZ, R., CEJUDO, D. & PÉREZ-MELLADO, V. (1997): Selected bodytemperatures of four lacertid lizards from the Canary Islands. *Herpetol. J.*, 7: 122-124.
- MÁRQUEZ, R., ESTEBAN, M. & CASTANET, J. (1997): Sexual size dimorphism and age in midwife toads *A. obstetricans* and *A. cisternasii*. *J. Herp.*, 31: 52-59.
- MÁRQUEZ, R., GARCÍA-PARÍS, M. & TEJEDO, M. (1994): El sapo partero bético, una nueva especie para la fauna española. *Quercus*, 100:12-15.

- MÁRQUEZ, R., OLMO, J. L. & BOSCH, J. (1995): Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean Mountains. *Herpetol. J.*, 5: 287-289.
- MÁRQUEZ, R., PARGANA, J. M. & CRESPO, E. G. (2001): Acoustic competition in male *Pelodytes ibericus*. Interactive playback tests. *Copeia*, 2001: 1.142-1.150.
- MÁRQUEZ, R. & TEJEDO, M. (1990): Size-based mating pattern in the tree-frog *Hyla arborea*. *Herpetologica*, 46: 172-178.
- MARTÍN, J., GARCÍA-FERNÁNDEZ, J., PÉREZ-MELLADO, V. & VICENTE, J. L. (1995): Habitat selection and thermal ecology of the sympatric lizards *Podarcis muralis* and *Podarcis hispanica* in a mountain region of Central Spain. *Herpetol. J.*, 5: 181-188.
- MARTÍN, J. & LÓPEZ, P. (1998): Shifts in microhabitat use by the lizard *Psammotromus algirus*: responses to seasonal changes in vegetation structure. *Copeia*, 1998 (3): 780-786.
- MARTÍN, J., LÓPEZ, P. & SALVADOR, A. (1991): Microhabitat selection of the amphibaenian *Blanus cinereus*. *Copeia*, 1991: 1.142-1.146.
- MARTÍN, J. & SALVADOR, A. (1993): Tail Loss Reduces Mating Success in the Iberian Rock-Lizard, *Lacerta monticola*. *Behav.Ecol.Soc.*, 32 (3): 185-189.
- MARTÍNEZ-PALAO, M., GIMÉNEZ, A., MARTÍNEZ, J., ESTEVE, M. A., PÉREZ, I. & ANADÓN, J. D. (2000): *Hàbitat de Testudo graeca graeca en el sudeste de la Península Ibérica*. Pòster presentado al VI Congreso Luso-Español de Herpetología. Julio de 2000, Valencia.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1967): Reptiles hallados o citados en Menorca. *Revista de Menorca*, 1967 (3): 211-216.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1974): Contribución al estudio de la biología de los gecónidos ibéricos (*Rept. Sauria*). *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental, CSIC, Jaca*.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1977): Observaciones ecológicas de *Lacerta monticola bonnali*, Lantz en el Pirineo Español. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental*, 8: 103-122.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1983): Atlas Herpetológico del Pirineo. *Munibe*, 35 (1/2): 51-80.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1989): *El Atlas Provisional de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal (APAREP)*. *Presentación y Situación Oficial*. Monografías de Herpetología, 1. 73 pp.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1997): Salamanguera común *Tarentola mauritanica*, pp. 202-204, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los Anfibios y Reptiles de España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MARTÍNEZ-RICA J. P. & CLERGUE, M. (1977): Donnés nouvelles sur la répartition géographique de l'espèce *Euproctetus asper* Dugés. *Bull. Soc. hist. nat. Toulouse*. T. 113 (3-4).
- MARTÍNEZ-RICA, J. P., Pardo, M. P. & Cervantes, J. (1984a): La reproducción y la conducta en cautividad del sapillo balear *Baleophryne muletensis*, pp. 175-191, in: Hemmer, H & Alcover, J. A. (eds.), *Història biològica del ferretet (Life history of the Mallorcan midwife toad)*. Moll, Mallorca.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P., Pardo, M. P. & Cervantes, J. (1984b): Hibridización en *Alytes muletensis*, pp. 230-233, in: Hemmer, H & Alcover, J. A. (eds.), *Història biològica del ferretet (Life history of the Mallorcan midwife toad)*. Moll, Mallorca.
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., SILVA, J. L., ANDREU, A. C., MATEO, J. A. & SOLER, J. (2001): Cría en cautividad de reptiles amenazados. Ventajas e inconvenientes de la conservación *ex situ*. *Quercus*, 190: 54-60.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & BOSCH, J. (2001): Peligro para los anfibios de las canteras madrileñas de Alpedrete. *Quercus*, 188: 54-55.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I., BOSCH, J. & GARCÍA-PARÍS, M. (en prensa): Demographic trends and community stability in a montane amphibian assemblage. *Conserv. Biol.*
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001a): *Inventario preliminar de las poblaciones de anfibios del Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno*. Informe no Publicado. Consejería de Medio Ambiente Comunidad de Madrid.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001b): Distribución y estado de conservación de *Alytes obstetricans* y *Pelodytes punctatus* en el SE de Madrid. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (1): 37-41.

- MARTÍNEZ-SOLANO, I., GARCÍA-PARIS, M. & ALCOBENDAS, M. (2002): Phylogeography of the genus *Discoglossus* (Anura: Discoglossidae) in the Iberian Peninsula, p. 34, in: *International Symposium: Phylogeography in Southern European Refugia: Evolutionary Perspectives on the Origins and Conservation of European Biodiversity*, Vairão.
- MASCORT, R. (1997): Land tortoises in Spain: their status and conservation, pp. 307-312, in: *Proceedings Conservation, Restoration and Management of Tortoises and Turtles - An International Conference*.
- MASCORT, R. (1998): Distribution and status of the European pond turtle, *Emys orbicularis*, in Catalonia, in: Fritz, U., Joger, U., Podlousky, R. & Servan, J. (eds.), *Proceedings of the I Intern. Symp. Emys orbicularis - Mertensie-lla* 10: 177-186.
- MASIUS, P. (1999): *First record of Psammmodromus algirus on Mallorca Island*. Die Eiche, 10(2): 64.
- MATEO, J. A. (1990): Aspectos biogeográficos de la fauna reptiliana en las islas españolas. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 37-41.
- MATEO, J. A. (1991): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas, Peñón de Vélez de la Gomera, peñón de Alhucemas e islotos. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 37-41.
- MATEO, J.A. (1997a): *Lacerta lepida* Daudin, 1802, pp. 222-224, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Tierras del Sur, Universidad de Granada-AHE, Granada.
- MATEO, J. A. (1997b): Islas e islotos del litoral ibérico, pp. 343-350, in: Pleguezuelos, J. M., *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MATEO, J. A. (1997c): *Lacerta perspicillata* Duméril & Bibron, 1839, pp. 367-368, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada, A.H.E., Granada.
- MATEO, J. A. (1997d): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas y los peñones de Alhucemas y Vélez de la Gomera, pp. 451-464, in: Pleguezuelos J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MATEO, J. A. (1998): El Archipiélago de Chafarinas, pp. 181-182, in: Santos, X. et al. (eds.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MATEO, J. A. (2001): Geco magrebí (*Saurodactylus mauretanicus* [Duméril y Bibron, 1836]), p. 67, in: A. Franco & J. L. Rodríguez de los Santos (coords.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- MATEO, J. A. & CHEYLAN, M. (1997): *Lacerta lepida* Daudin 1802, pp. 246-247, in: Gasc, J. P. (ed.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. SEH & Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- MATEO, J.A., GENIEZ, P. & BONS, J. (1995): Saurians of the genus *Chalcides* Laurenti 1768 (Reptilia, Scincidae) in Morocco, I: Review and distribution. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 7-36.
- MATEO, J. A. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1992): Study of dentition in lizards from Gran Canaria (Canary Islands) and its ecological and evolutive significance. *Biol. J. Linnean Society*, 46: 39-48.
- MATEO, J. A. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1994): Variaciones en el color de los lagartos ocelados, aproximación a la distribución de *Lacerta lepida nevadensis* Buchholz 1963. *Rev. Esp. Herp.*, 8: 29-35.
- MATEO, J. A. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1997a): *Gallotia simonyi* (Steindachner, 1891), pp. 409-411, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3, Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MATEO, J. A. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1997b): *Gallotia stehlini* (Schenkel, 1901), pp. 412-414, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MAYER, W. & ARRIBAS, O. (1996): Allozyme differentiation and relationship among the Iberian-Pyrenean Mountain Lizards (*Squamata: Sauria: Lacertidae*). *Herpetozoa*, 9 (1/2): 57-61.
- MAYER, W. & BENYR, G. (1994): Albumin-Evolution und Phylogenese in der Familie Lacertidae. *Ann. Naturhist. Mus. Wien*, 96 (B): 621-648.

- MAYER, W. & BISCHOFF, W. (1996): Beiträge zur taxonomischen Revision der Gattung *Lacerta* (Reptilia: Lacertidae) Teil 1: *Zootoca*, *Omanosaura*, *Timon* und *Teira* als eigenständige Gattungen. *Salamandra*, 32: 163-170.
- MAYER, W., BÖHME, W., TIEDEMANN, F. & BISCHOFF, W. (2000): On oviparous populations of *Zootoca vivipara* (Jacquin, 1787) in south-eastern Central Europe and their phylogenetic relationship to neighbouring viviparous and South-west European oviparous populations. *Herpetozoa*, 13: 59-69.
- MAYER, W. & TIEDEMANN, F. (1991): Proteinvariabilität und taxonomie des Gran Canaria Skinks *Chalcides sexlineatus*. *Amphibia-Reptilia*, 12: 121-130.
- MAYOL, J. (1985): *Reptils i Amfibis de les Balears*. Manuals d'Introducció a la Naturalesa, 6. Ed. Moll. Palma de Mallorca, 234 pp.
- MAYOL, J. (1993): Concentración de nidos de *Emys orbicularis* en el Parque Natural de S'Albufera de Mallorca. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 4: 21-23.
- MAYOL, J. (2001): *Podarcis pityusensis*: the survival of the hybrid population of Dau Gran, in: Pérez-Mellado, V. (ed.), *Abstracts of the Fourth International Symposium on the lacertids of the Mediterranean Basin*, 30. Conselleria d'Innovació i Energia, Govern de les Illes Balears, Maó.
- MAYOL, J. & Alcover, J. A. (1981): Survival of *Baleaphryne* Sanchiz and Andover, 1979 (Amphibia, Anura, Discoglossidae) on Mallorca. *Amphibia-Reptilia*, 3&4: 343-346.
- MAYOL, J. & ALCOVER, J. A. (1984): La conservación de *Alytes muletensis*, pp. 245-252, in: H. Hemmer & J. A. Alcover (eds.), *Història biològica del Ferreret*, Moll, Palma de Mallorca.
- MAYOL, J. & ROMÁN, A. (1997a): *Alytes (Baleaphryne) muletensis* (Sanchiz & Adrover 1977), pp. 355-357, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MAYOL, J. & ROMÁN, A. (1997b): *Bufo viridis*, pp. 358-360, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española-Universidad de Granada, Granada.
- MEIJIDE, M. (1981): Una nueva población de *Lacerta sicula* Rafinesque para el norte de España. *Doñana, Act. Vert.*, 8: 304-305.
- MEIJIDE, M. (1985a): Localidades nuevas o poco conocidas de anfibios y reptiles de la España continental. *Doñana, Act. Vert.*, 19 (1-2): 53-70.
- MEIJIDE, M. (1985b): Variaciones merísticas y de diseño en dos poblaciones de lagartija italiana (*P.sicula*) en Iberia. *Doñana, Act. Vert.*, 12 (2): 324-326.
- MEIJIDE, M. (1987): Hallazgo de *Coronella austriaca* en Sierra Nevada, Granada (España). *Rev. Esp. Herp.*, 2: 187-188.
- MEIJIDE, M., MEIJIDE-FUENTES, F. & ARRIBAS, O. (1994): Atlas herpetológico de la provincia de Soria. *Rev. Esp. Herp.*, 8: 45-58.
- MEJÍAS, R. & AMENGUAL, J. (2000): *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares (2ª ed.)*. Govern de les Illes Balears, Conselleria de Medi Ambient. Documents tècnics de conservació, 2 (8), Palma de Mallorca. 152 pp.
- MELLADO, J., JIMÉNEZ, L., GÓMEZ, J. J. & SANJUÁN, M. (2001): *El camaleón en Andalucía. Distribución actual y amenazas para su supervivencia*. Fundación Alcalde Zoilo-Ruiz-Mateos. Col. Rabeta Ruta, 6, Rota (Cádiz). 147 pp.
- MELLADO, J. & OLMEDO, G. (1992): Home range structure in *Podarcis sicula*, pp. 321-326, in: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, Budapest.
- MENDOZA, M., ANTÚNEZ, A. & REAL, R. (1992): On the allopatry of *Salamandra salamandra* and *Alytes obstetricans* in southern Spain, pp. 327-332, in: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.), *Proc. 6th Ord. Gen. Meet. SEH*, Budapest.
- MERTENS, R. (1929): *Lacerta (Scelaris) perspicillata* Duméril & Bibron- eine für Europa neue Eidechse. *Zoologischer Anzeiger. Leipzig*, 85: 1-2.
- MICHAUX, J., HUTTERER, R. & LÓPEZ-MARTÍNEZ (1991): New fossil faunas from Fuerteventura, Canary Islands: evidence for a Pleistocene age of endemic rodents and shrews. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 312 (II): 801-806.
- MOLINA-BORJA, M. & BISCHOFF, W. (1998): *Gallotia galloti* (Oudart, 1839) – Kanareneidechse, pp. 285-339, in: *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 6*. Aula-Verlag Wiesbaden.

- MONTORI, A. (1997): Trophic segregation between the Brown Trout (*Salmo trutta*) and the Pyrenean newt (*Euproctus asper*). *Herpetologia Bonnensis*, 1997: 273-278.
- MONTORI, A. & CAMPENY, R. (1992): Situación actual de las poblaciones de tritón pirenaico *Euproctus asper* en el macizo del Montseny. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 2: 10-12.
- MONTORI, A., LLORENTE, G. A. & NADAL, J. (1982): Niveles de residuos plaguicidas organoclorados en el tritón pirenaico *Euproctus asper* Dugès, 1852. *P. Cent. pir. Biol. exp.*, 13: 33-38.
- MONTORI, A. & PASCUAL, X. (1981): Nota sobre la distribución de *Euproctus asper* (Dugès 1852) en Cataluña. I. Primera localidad para el macizo del Montseny. *P. Dept. Zool.*, 6: 85-88.
- MONTORI, A. & PASCUAL, X. (1987): Contribución al estudio de *Rana temporaria* L. (Amphibia, Ranidae) en Santa Fe del Montseny (Barcelona). II. Ciclo Biológico. *Misc. Zool.*, 11: 299-307.
- MORALES, J. J., LIZANA, M., MARTÍN-SÁNCHEZ, R. & LÓPEZ-GONZÁLEZ, J. (1997): Nuevos datos sobre la distribución de anfibios en la provincia de Salamanca. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 12-14.
- MORAVEC, J. & BÖHME, W. (1997): A new subspecies of the Mediterranean Gecko, *Hemidactylus turcicus* from the Syrian lava desert (Squamata: Sauria: Gekkonidae). *Herpetozoa*, 10 (3-4): 121-128.
- MOREIRA, P. L., ALMEIDA, A. P., ROSA, H. D., PAULO, O. S. & CRESPO, E. G. (1999): *Bases para a Conservação da Lagartiza-da-montanha* (*Lacerta monticola*). Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 25. Instituto da Conservação da Natureza, Ministerio do Ambiente, Lisboa. 68 pp.
- MORENO, J. M. (1988): *Guía de las Aves de las Islas Canarias*. Ed. Interinsular Canaria, S. C. Tenerife, 231 pp.
- MUNTANER, J. (1999): El sapo verde de las Baleares. *Quercus*, 158: 41-45.
- NAESLUND, C. & BISCHOFF, W. (1998): *Gallotia simonyi* (Steindachner, 1889) - Hierro Rieseneideschse, pp. 341-370, in: Bischoff, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*, 6. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- NARANJO, J. J., NOGALES, M. & QUILIS, V. (1992): Sobre la presencia de *Gallotia stehlini* en la isla de Fuerteventura (Canarias), y datos preliminares de su alimentación. *Rev. Esp. Herp.*, 6: 45-48.
- NAULLEAU, G. (1986a): *Coluber viridiflavus*, pp. 148-149, in: Castanet, J. & Guyétant, R. (eds.), *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France*, Société Herpétologique de France, Paris.
- NAULLEAU, G. (1986b): *Elaphe longissima*, pp. 154-155, in: Castanet, J. & Guyétant, R. (eds.), *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France*, Société Herpétologique de France, Paris.
- NAULLEAU, G. (1989): Étude biotéléométrique des déplacements et de la température chez la couleuvre d'Esculape *Elaphe longissima* (Squamata, Colubridae) en zone forestière. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 52: 45-53.
- NETTMANN, H. K. & RYKENA, S. (1985): Verhaltens- und fortpflanzungsbiologische Notizen über nordafrikanische *Tarentola*. *Arten. Bonn. zool. Beitr.*, 36 (3/4): 287-305.
- NOGALES, M., DE LEÓN, L. & GÓMEZ, R. (1998): On the presence of the endemic skink *Chalcides simonyi* Steind., 1891 in Lanzarote (Canary Islands). *Amphibia-Reptilia*, 19: 427-430.
- NOGALES, M., HERNÁNDEZ, E., DELGADO, G. & QUINTERO, A. (1990): Breve nota sobre el Roque Grande de Salmor (El Hierro, Islas Canarias) y su población de *Gallotia galloti caesaris* (Lehrs, 1914) (F. Lacertidae). *Vieraea*, 19: 161-163.
- NOGALES, M., LÓPEZ, M., JIMÉNEZ-ASENSIO, J., LARRUGA, J. M., HERNÁNDEZ, M. & GONZÁLEZ, P. (1998): Evolution and Biogeography of the genus *Tarentola* (Sauria: Gekkonidae) in the Canary Islands, inferred from mitochondrial DNA sequences. *J. Evol. Biol.* 11: 481-494.
- NOGALES, M., RANDO, J. C., VALIDO, A. & MARTÍN, A. (2001): Discovery of a living giant lizard, Genus *Gallotia* (Reptilia: Lacertidae), from La Gomera, Canary Islands. *Herpetologica*, 57: 169-179.
- NOGALES, M., VALIDO, A., RANDO, J. C., & MARTÍN, A. (1999): El lagarto gigante de La Gomera. *Revista de Medio Ambiente de Canarias*, 15: 9-10.
- ODIerna, G., APREA, G., ARRIBAS, O., CAPRIGLIONE, T. & OLMO, E. (1996): The karyology of Iberian Rock Lizards. *Herpetologica*, 52 (4): 542-550.
- OLIVERIO, M., BOLOGNA, M. A. & MARIOTTINI, P. (2000): Molecular biogeography of the Mediterranean lizards *Podarcis* Wagler, 1830 and *Teira* Gray, 1838 (Reptilia, Lacertidae). *J. Biogeography*, 27: 1.403-1.420.

- OLMEDO, G. (1997): *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). Lagartija italiana. pp. 246-248, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española. Granada.
- PALACIOS, F. & CASTROVIEJO, J. (1975): Descripción de una nueva subespecie de lagarto ágil (*Lacerta agilis garzoni*) de los Pirineos. *Doñana, Act. Vert.*, 2 (1): 5-24.
- PALACIOS, F., AYARZAGUENA, J., IBÁÑEZ, C. & ESCUDERO, J. (1974): Estudio sobre la lagartija de Valverde *Algyroides marchi* (Reptilia, Lacertidae). *Doñana, Act. Vert.*, 1: 5-31.
- PALERM, J. C. (1997): Atles dels amfibis i rèptils de l'illa d'eivissa (Illes Pitiüses). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 40: 17-25.
- PANIGEL, M. (1956): Contribution a l'étude de l'ovoviviparité chez les reptiles: gestation et parturition chez le lézard vivipare *Zootoca vivipara*. *Ann. Sc. Nat., Zool.*, 11^e ser., 18: 569-668.
- PARACUELLOS, M. (2001): *Natrix natrix*. *Herpet. Rev.* 32: 61.
- PARELLADA, X. (1995): About the apparent inexistence of a spring mating in the Catalan population of *Vipera latasti* (Reptilia: Viperidae), and note about the reproductive success. In: *Scientia Herpetologica*, pp. 250-254. Llorente, G.A., Montori, A., Santos, X., Carretero, M.A., Eds., Barcelona, Asociación Herpetológica Española.
- PASCUAL, X. (1997): *Elaphe longissima* (Laurenti, 1768), pp. 261-263, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología 3, Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- PASTEUR, G. (1981): A Survey of the Species Groups of the Old World Scincid Genus *Chalcides*. *J. Herpetology*, 15 (1): 1-16.
- PASTEUR, G., KEYMAR, P. F. & PERRET, J.L. (1988): Canarian Skink systematics: contrasting insular diversifications within a species subgroup. An introduction *Mém. Trav. Inst. Montpellier*, 18: 1-42.
- PATÓN, D. (1989): Nota sobre la coexistencia de *Hyla arborea* (L. 1758) e *Hyla meridionalis* (Boettger 1874) en el valle del Tiétar. *Doñana, Act. Vert.*, 16: 165.
- PATTERSON, J. W. (1983): Frequency of reproduction, clutch size, and clutch energy in the lizard *Anguis fragilis-Amphibia Reptilia*, 4: 195-203.
- PÉREZ DE ANA, J. M. (1994): Nuevas cuadrículas para anfibios y reptiles en el País Vasco. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 5: 19.
- PÉREZ DE ANA, J. M. (1996): Observaciones de anfibios y reptiles en el norte de Burgos y el este de Cantabria. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 7: 13.
- PÉREZ-CONTRERAS, J. & FERNÁNDEZ-CARDENETE, J. R. (2002): Distribución y Conservación de la herpetofauna en el Sureste Ibérico, pp. 241-260, in: Sociedad Granatense de Historia Natural (ed.), *Biodiversidad y Conservación de Fauna y Flora en Ambientes Mediterráneos*, Granada.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1981a): La Lagartija de Bocage, *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884): Primeros datos sobre su distribución, colorido y ecología. *Amphibia-Reptilia*, 1 (3/4): 253-261.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1981b): Nuevos datos sobre la sistemática y distribución de *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884) (Sauria, Lacertidae) en la Península Ibérica. *Amphibia-Reptilia*, 2: 259-265.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1982): Datos sobre *Lacerta monticola* Boulenger, 1905 (Sauria, Lacertidae) en el Oeste del Sistema Central. *Doñana, Act. Vert.*, 9: 107-129.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1983): La herpetofauna de Salamanca: Un análisis biogeográfico y ecológico. *Salamanca, Revista de Estudios*, 9-10: 9-78.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1989): Estudio ecológico de la lagartija balear *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874) en Menorca. *Revista de Menorca*, 53: 455-511.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997a): *Acanthodactylus erythrurus* (Schinz [1834]), pp. 167-175, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997b): *Lacerta agilis* Linneus, 1758, pp. 182-191., in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.

- PÉREZ-MELLADO, V. (1997c): *Lacerta bonnali* Lantz, 1927, pp. 191-198, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997d): *Lacerta monticola*, pp. 225-227, in: Pleguezuelos, J.M. (edit.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Asociación Herpetológica Española, Granada.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997e): *Lacerta monticola* Boulenger, 1905, pp. 207-215, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997f): *Lacerta perspicillata* (Duméril y Bibron, 1839), pp. 215-218, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997g): *Lacerta schreiberi* (Bedriaga, 1878). pp. 218-227, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997h): *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768), pp. 227-232, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997i): *Lacerta vivipara* Jacquin, 1787, pp. 232-242, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997j): *Podarcis bocagei* (Seoane, 1884), pp. 243-257, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997k): *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870) - lagartija ibérica, lagartixa-ibérica. pp. 240-242, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Univ. Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997l): *Podarcis hispanica* (Steindachner, 1870), pp. 258-272, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997m): *Podarcis lilfordi* (Günther, 1874), pp. 272-282, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997n): *Podarcis muralis*, pp. 243-245, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Univ. Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997ñ): *Podarcis muralis* (Laurenti, 1768), pp. 283-294, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997o): *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883), pp. 294-302, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997p): *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810), pp. 302-306, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997q): *Psammodromus algirus* (Linnaeus, 1758), pp. 307-318., in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1997r): *Psammodromus hispanicus* Fitzinger, 1826, pp. 318-326, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PÉREZ-MELLADO, V., BARBADILLO, L. J., BARAHONA, F., BROWN, R. P., CORTI, C., GUERRERO, F. & LANZA, B. (1993): A systematic survey of the Iberian Rock lizard *Lacerta monticola* Boulenger, 1905, pp. 85-105, in: Valakos, E. D., Böhme, W., Pérez-Mellado, V. & Maragou, P. (eds.), *Lacertids of the Mediterranean region*. Hellenic Zoological Society, Athens.
- PÉREZ-MELLADO, V., BAUWENS, D., GIL, M., GUERRERO, F. & LIZANA, M. (1991): Diet composition and prey selection in the lizard *Lacerta monticola*. *Can. J. Zool.*, 69 (7): 1728-1735.
- PÉREZ-MELLADO, V., CORTÁZAR, G., LÓPEZ-VICENTE, M., PERERA, A. & SILLERO, N. (2000a): Una nueva población de lagartija italiana, *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810) en Menorca (Islas Baleares). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 16-18.

- PÉREZ-MELLADO V., CORTÁZAR, G., LÓPEZ-VICENTE, M., PERERA, A. & SILLERO, N. (2000b): Interaction of the Balearic lizard, *Podarcis lilfordi* and the plant *Dracunculus muscivorus*. *Amphibia-Reptilia*, 21 (2): 223-226.
- PÉREZ-MELLADO, V. & CORTI, C. (1993): Dietary adaptations and herbivory in lacertid lizards of the genus *Podarcis* from western Mediterranean islands (Reptilia: Sauria). *Bonn. Zool. Beit.*, 44 (3): 193-220.
- PÉREZ-MELLADO, V. & GALINDO VILLARDÓN, M. P. (1986): *Sistemática de Podarcis (Sauria, Lacertidae) ibéricas y norteafricanas mediante técnicas multidimensionales*. Universidad de Salamanca. Serie Manuales Universitarios. Salamanca, 214 pp.
- PÉREZ-MELLADO, V., GIL, M., GUERRERO, F., POLLO, C., RODRÍGUEZ-MERINO, E., MARCO, A. & LIZANA, M. (1988): Uso del espacio y del tiempo en *Lacerta monticola* de la Sierra de Gredos. *Graellsia*, 44: 65-80.
- PÉREZ-MELLADO, V., PERERA, A. & CORTÁZAR, G. (en prensa): La Lagartija balear, *Podarcis lilfordi* (Günther, 1884) de l'Illa d'en Colom, Parc Natural de s'Albufera des Grau (Menorca). Situación actual y estado de conservación. *Butlletí Científic dels Parcs Naturals de les Balears*.
- PÉREZ-MELLADO V., ROMERO-BEVIÁ M., TORRE A. DE LA, VICEDO M. & GARCÍA-SIRVENT J. (1999): Hábitat, Distribución actual y tamaño de la población de *Gallotia simonyi* en la isla de El Hierro (Islas Canarias), pp. 27-42, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro: bases para su conservación*. Monografías de Herpetología, 4. A.H.E. Las Palmas de Gran Canaria.
- PÉREZ-MELLADO, V. & SALVADOR, V. (1988): The balearic lizard *Podarcis lilfordi* (Gunther, 1874) (Sauria, Lacertidae) of Menorca. *Arg. Mus. Bocage*. 1 (10): 127-195.
- PÉREZ-QUINTERO, J. C. (1989): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de la provincia de Huelva. *Rev. Esp. Herp.*, 4: 17-31.
- PESTANO, J. & BROWN, R. P. (1999): Geographical structuring of mitochondrial DNA in *Chalcides sexlineatus* within the island of Gran Canaria. *Proc. R. Soc. Lond.*, 266: 805-812.
- PLANAS, B. (1992): Estudio preliminar de la población de Sapo Verde, *Bufo viridis*, en Ibiza. Manuscrito
- PLATENBERG, R. J. (1999): *Population ecology and conservation of the slow-worm Anguis fragilis in Kent*. Tesis doctoral. University of Kent at Canterbury.
- PLEGUEZUELOS J. M. (1989): Distribución de los reptiles en la provincia de Granada (SE Península Ibérica). *Doñana, Act. Vert.*, 16 (1): 15-44.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (ed.) (1997a): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-A.H.E., Granada. 542 pp.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (1997b): *Coluber hippocrepis* Linnaeus, 1758, pp. 347-358, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PLEGUEZUELOS J. M. (1997c): *Elaphe scalaris* (Schinz, 1822), pp. 390-407, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (1997d): Culebra de Cogulla *Macroprotodon cucullatus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1827), pp. 276-278, in: Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Univ. Granada-A.H.E., Granada.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (1997e): *Macroprotodon cucullatus* (Geoffroy Saint-Hilaire, 1.827), pp. 428-439, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M. A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (1997f): *Malpolon monspessulanus*, pp. 408-426, in: Salvador, A. (coord.), Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10: *Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- PLEGUEZUELOS, J.M. & FERICHE, M. (1997): *Coluber hippocrepis* Linnaeus, 1758. Pp. 255-257, in: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, *Monogr. Herpetol.*, 3.
- PLEGUEZUELOS, J.M. & FERICHE, M. (1999): Reproductive ecology of the horseshoe whip snake, *Coluber hippocrepis*, in the southeast of the Iberian Peninsula. *J. Herpetol.*, 33: 202-207.
- PLEGUEZUELOS, J.M. & HONRUBIA, S. (1997): *Elaphe scalaris*, (Schinz, 1822). Pp. 264-266, in: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, *Monogr. Herpetol.*, 3.
- PLEGUEZUELOS, J. M. & FERICHE, M., (1998): Reproductive biology of the secretive mediterranean colubrid *Macroprotodon cucullatus* in the Southern Iberian Peninsula. *Herpetol. J.*, 8: 195-200.

- PLEGUEZUELOS, J.M. & FERICHE, M. (1997): *Coluber hippocrepis* Linnaeus, 1758, in: Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal (J.M. Pleguezuelos, ed.). *Monogr. Herpetol.*, 3: 255-257.
- PLEGUEZUELOS, J. M., GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. & PÉREZ-QUINTERO, J. C. (2001): Culebra lisa europea. *Coronella austriaca*. Laurenti, 1768, p. 72, in: Consejería de Medio Ambiente (ed.), *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- PLEGUEZUELOS, J. M., HONRUBIA, S. & CASTILLO, S. (1994): Diet of the false smooth snake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediterranean area. *Herpetol. J.*, 4 (3): 98-105.
- PLEGUEZUELOS, J. M., HONRUBIA, S. & VICHERA, N. (1998): Sierra Gorda y Llanos de Zafarraya, pp. 35-38, in: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. y Montori, A., eds., *Inventario de las Areas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. ICONA, Madrid.
- PLEGUEZUELOS, J. M. & MORENO, M. (1989): Alimentación primaveral de *Natrix maura* (Linné, 1758) (Ophidia, Colubridae) en el SE. de la Península Ibérica. *Rev. Esp. Herp.* 3: 221-236.
- PLEGUEZUELOS, J.M. & MORENO, M. (1990): *Atlas herpetológico de la provincia de Jaén*. Junta de Andalucía. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla. 76 pp.
- PLEGUEZUELOS, J. M., MORENO, M. & RUIZ, I. (1989): Nuevas citas de anfibios y reptiles para el SE de la Península Ibérica. *Doñana, Act. Vert.*, 16 (2): 300-305.
- PLEGUEZUELOS, J. M. & VILAFRANCA, C. (1997): Distribución altitudinal de la herpetofauna ibérica, pp. 321-341, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología 3, Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- POLLO, C. J. (1997a): *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880), pp. 193-195, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- POLLO, C. J. (1997b): *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829), pp. 196-198, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- POLLO, C. J. (1997c): *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880), in: Gasc, J. P. et al. (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*, Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- POLLO, C. J. (en prep.): *Autoecología y análisis biogeográfico de las especies ibéricas del género Chalcides*. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca.
- POLLO, C. J. & PÉREZ-MELLADO, V. (1991): An analysis of a Mediterranean assemblage of three small lacertid lizards in Central Spain. *Acta Oecologica*, 12 (5): 655-671.
- POLLO, C. J., VELASCO, J. C. & GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, N. (1988): Datos sobre la herpetofauna de la provincia de Zamora. *Rev. Esp. Herp.*, 3 (1): 121-126.
- POLLO, C. J., VELASCO, J. C. & GONZÁLEZ-SÁNCHEZ, N. (1990): Los ofidios de la provincia de Zamora. *Boletín informativo*, 8: 26-28.
- POLLS, M. (1985): La herpetofauna del Alto Ampurdán I. Faunística. *Misc. Zool.*, 9: 295-314.
- PONS, G. & PALMER, M. (1996): *Fauna endémica de les Illes Balears*. IDER. Govern Balear y SBHN. Palma de Mallorca. 307 pp.
- POTTIER, G. (2001): Nouvelle donnée sur la limite occidentale de repartition du Léopard des Pyrénées *Iberolacerta bonnali* (Lantz, 1927) (Sauria, Lacertidae). *Bull. Soc. Herp. Fr.* (2001) 98: 5-9.
- POZUELO, M. (1974): Biogeografía en la evolución de un grupo de formas de *Coluber* en el Paleártico Occidental. *Doñana, Act. Vert.*, 1 (1): 29-49.
- PRATS, P. (1979): Fauna de Menorca, pp. 360-438, in: Mascaró Passarius (ed.) *Geografía e Historia de Menorca*, Mallorca.
- PUENTE-AMESTOY, F. (1956): Herpetología alavesa. Introducción a su estudio. *P.Grupo de C. Naturales Aranzadi-R. Soc. Vascongada de Amigos del País*, 3-17.
- QUIRANTES, D., ÁLVAREZ, S. & GARCÍA, R. (2000): *Algyroides marchi* (Lagartija de Valverde), nueva cita en Granada. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 11 (2): p. 66.

- RANDO, J. C., HERNÁNDEZ, E., LÓPEZ, M. & GONZÁLEZ, A. M. (1997): Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizard genus *Gallotia* inferred from Mitochondrial DNA sequences: Incorporation of a new subspecies. *Mol. Phylo. Evol.*, 8: 114-116.
- RANDO, J. C. & LÓPEZ, M. (2001): *Actuaciones para la conservación del Lagarto Canario Moteado* (*Gallotia intermedia*). La Laguna, 104 pp.
- RANDO, J. C. & VALIDO A. (2000): *Distribución, tamaño de población y propuesta de Plan de Recuperación para el Lagarto Canario Moteado* (*Gallotia intermedia*). La Laguna, 140 pp.
- RANDO, J. C. & VALIDO A. (2001): El Gigante de Los Acantilados: El Lagarto Canario Moteado. *El Indiferente*, 11: 6-9.
- REAL, R., GUERRERO, J. C. & RAMÍREZ, J. M. (1992): Identificación de fronteras bióticas significativas para los anfibios en la cuenca hidrográfica del sur de España. *Doñana, Act. Vert.*, 19 (1-2): 53-70.
- REQUES, R. (2000): *Anfibios. Ecología y Conservación*. Recursos Naturales de Córdoba, 5. Diputación de Córdoba, Delegación del Medio Ambiente y Protección Civil. 139 pp.
- REQUES, R. & TEJEDO, M. (1991): Fenología y hábitats reproductivos de una comunidad de anfibios en la Sierra de Cabra (Córdoba). *Rev. Esp. Herp.*, 6: 49-54.
- REQUES, R. & TEJEDO, M. (1997): Reaction norms for metamorphic traits in natterjack toads to larval density and pond duration. *J. Evol. Biol.*, 10: 829-851.
- REY, J. M., ESTEBAN, M., SANCHIZ, B. (1994a): Registros corológicos de anfibios españoles fundamentados en egagrópilas de lechuza común. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 5: 4-8.
- REY, J. M., SANCHIZ, B., ESTEBAN, M. (1994b): Depredación de anuros por la lechuza común en el norte de España, p. 88, in: *III Congreso Luso – Español, VII Congreso Español de Herpetología*, Badajoz.
- RICHTER, K. (1986): *Podarcis perspicillata* (Duméril und Bibron, 1839)- Brilleneidechse, pp. 399-407, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*, Band 2/II: *Echsen (Sauria) III (Lacertidae III: Podarcis)*, Aula-Verlag, Wiesbaden.
- RIVERA, J., ARRIBAS, O., & BARRIO, C. (1997): El origen de algunas poblaciones de *Triturus helveticus* (Razoumowski, 1789) de Cataluña. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre* (9): 36-37.
- ROBLES, L. & GARNICA, R. (1988): Sobre la presencia de *Emys orbicularis* en la provincia de León. *Doñana, Act. Vert.*, 15: 165.
- ROCA, V. & PÉREZ-MELLADO, V. (1998): El archipiélago Balear, pp. 81-85, in: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica.
- RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ, M. A. & RUÍZ-CABALLERO, M. (1998): *Gallotia galloti eisentrauti*, Spain, Canary Islands. *Herpet. Rev.*, 29 (2): 110.
- RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ, A. J. (1984): Fenología del sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii* Boscá. 1879). *Alytes (España)*, 2: 9-23.
- RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ, A. J. (1988a): Fenología de una comunidad de anfibios asociada a cursos fluviales temporales. *Doñana, Act. Vert.*, 15: 29-43.
- RODRÍGUEZ-JIMÉNEZ, A. J. (1988b): Notas sobre la fenología y ecología de *Hyla meridionalis* (Boettger, 1874) durante su desarrollo larvario y metamorfosis en cursos fluviales temporales. *Misc. Zool.*, 10: 247-252.
- ROGNER M. (1992): Zur Herpetofauna der Kanarischen Inseln. V: Gran Canaria. *Das Aquarium*, 26: 35-38.
- ROMÁN, A. (1993): *Memoria anual del plan de recuperación del ferreret (Alytes muletensis)*. Direcció General de Desenvolupament Rural y Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.
- ROMÁN, A. (1995): *Memòria del pla de recuperació del ferreret (Alytes muletensis) (1994-95)*. Direcció General de Desenvolupament Rural y Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear.
- ROMÁN, A. & MAYOL, J. (1995): A natural reserve for the Ferreret (*Alytes muletensis*) (Anura, Discoglossidae) (Sanchiz & Adrover 1977), pp. 354-356, in: Llorente, G. A., Montori, A., Santos, X. & Carretero, M. A. (eds.), *Scientia Herpetologica*, Asociación Herpetológica Española, Barcelona.

- ROMÁN, A. & MAYOL, J. (1997): *La recuperación del ferreret, Alytes muletensis*. Documents Tècnics de Conservació, II (1). Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear, Palma de Mallorca. 80 pp.
- ROMERO-BEVIÁ, M., MATEO, J. A. & PÉREZ-MELLADO V. (1999): Morfometría y estructura de edades y sexos de la población natural de *Gallotia simonyi*, pp. 43-54, in: López-Jurado, L. F. & Mateo, J. A. (eds.), *El Lagarto Gigante de El Hierro: bases para su conservación. Monografías de Herpetología*, 4.
- ROSA, H. D. & OLIVEIRA, M. E. (1994): Genetic differentiation of the Iberian tree frogs *Hyla arborea mollerii* and *Hyla meridionalis* (Amphibia: Anura). *Zeitschr. Zool. Syst. Evol.* 32: 117-128.
- ROTH, P. (1997): *Bufo viridis*, pp. 122-123, in: Gasc, J-P. (ed.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- ROWE, G., BEEBEE, T. J. C & BURKE, T. (1997): PCR primers for polymorphic microsatellite loci in the anuran amphibian *Bufo calamita*. *Molecular Ecology*, 6: 401-402.
- RUBIO, J. L. (1996): *La Lagartija de Valverde. Autoecología de un lacértido de distribución restringida*, *Algyroides marchi Valverde, 1958*. Tesis doctoral.
- RUBIO, J. L. & CARRASCAL, L. M. (1994): Habitat selection and conservation of a spanish lacertid lizard *Algyroides marchi* (Reptilia, Lacertidae). *Biol. Cons.*, 70: 254-250.
- RUBIO, J. L., MORENO, M., PLEGUEZUELOS, J. M. & HONRUBIA, S. (1998): Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y Alcaráz, in: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. A. & Montori, A. (eds.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- RUBIO, J. L. & PALACIOS, F. (1985): The reproductive cycle of *Algyroides marchi*, in: *Studies in Herpetology*. Rocet (ed.), Praga.
- RUBIO, J. L. & PALACIOS, F. (1998): *Estudio sobre evaluación de poblaciones de especies de mamíferos, anfibios y reptiles amenazados de Castilla-La Mancha: bases científicas para su conservación - Distribución, selección del hábitat y conservación de la lagartija de Valverde (Algyroides marchi), el lagarto verdinegro (Lacerta schreiberi), el galápago europeo (Emys orbicularis) y el galápago leproso (Mauremys leprosa)*. Informe técnico para la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- RUBIO, J. L. & RUIZ, J. P. (1985): Multivariate analysis of morphological and sexual features in the reproductive cycle of *Algyroides marchi*. *Studies in Herpetology*. Rocet (ed.), Praga.
- RUBIO, J. L. & VIGAL, C. R. (1987): Primeras citas de *Coronella austriaca* en Jaén y Albacete. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 143-144.
- RYKENA, S. (1991): Kreuzungsexperimente zur Prüfung der artgrenzen im Genus *Lacerta* sensu stricto. *Mitt. Zool. Mus. Berlin*, 67 (1): 55-68.
- RYKENA, S. (1998): *Tarentola boettgeri* Stendachner, 1891 – Gestreifter Kanarengecko, pp. 135-160, in: Bischoff, W. (ed.), *Die Reptilien der Kanarischen Inseln, der Selvagens-Inseln und des Madeira-Archipels*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim.
- S.C.V. (2001): El Atlas de anfibios y reptiles de Ciudad Real. *Bol. SCV*, 8-9: 19-27.
- SAINT-GIRONS, H. (1980): Biogéographie et évolution des vipères européennes. *Comptes Rendus de la Société de Biogéographie*, 496:146-172.
- SAINT-GIRONS, H. (1989): *Vipera aspis*, pp. 165-166, in: Castanet, J. & Guyétant, R. (coords.), *Atlas de répartition des Amphibiens et Reptiles de France*. Société Herpétologique de France.
- SAINT-GIRONS, H. (1997): *Vipera aspis* (Linnaeus, 1758), pp. 386-387, in: Gasc, J. P., et al., (eds.), *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetologica y Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- SAINT-GIRONS, H., BEA, A. & BRAÑA, F. (1986): La distribución de los diferentes fenotipos de *Vipera seoanei* Lataste, 1879, en la región de los Picos de Europa. *Munibe*, 38: 121-128.
- SAINT-GIRONS, H. & DUGUY, R. (1976): Écologie et position systématique de *Vipera seoanei* Lataste, 1879. *Bull. Soc. Zool. Fr.*, 101: 325-339.
- SAIZ, J. (2000): *Chalcides bedriagai* (Eslizón ibérico), nueva cita en Cantabria. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (2): 68.
- SALVADOR, A. (1971): Nota sobre el lagarto negro gigante de Canarias, *Lacerta simonyi*. *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (biol.)*, 69: 317-320.

- SALVADOR, A. (1974): *Guía de los anfibios y reptiles españoles*. ICONA. Madrid. 282 pp.
- SALVADOR, A. (1975): Los eslizones de la isla de Gomera. *Bol. Est. Centr. Ecol.* 4: 83-85.
- SALVADOR, A. (1981a): *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880). Iberischer Walzenskink, pp. 309-317, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 1: Echsen (Sauria) I (Gekkonidae, Agamidae, Chamaeleonidae, Anguidae, Amphisbaenidae, Scincidae, Lacertidae I)*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- SALVADOR, A. (1981b): *Acanthodactylus erythrurus* (Schinz, 1833) – Europäischer Fransenfinger, pp. 376-388, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas, Band 1: Echsen (Sauria) I (Gekkonidae, Agamidae, Chamaeleonidae, Anguidae, Amphisbaenidae, Scincidae, Lacertidae I)*. Aula Verlag, Wiesbaden.
- SALVADOR, A. (1984): A taxonomic study of the Eivissa wall lizard, *Podarcis pityusensis* Boscá 1883, pp. 393-427, in: Kuhbier, H., Alcover, J. A. & Guerau d'Arellano Tur, C. (eds.), *Biogeography and Ecology of the Pityusic Islands. Monographiae Biologicae*, 52. W. Junk., The Hague.
- SALVADOR, A. (1985): *Guía de Campo de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. S. García Editor, León. 212 pp.
- SALVADOR, A. (1986a): *Podarcis lilfordi* (Gunther, 1874)- Balearen-Eidechse, pp. 83-110, in: *Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas. Echsen III (Podarcis)*.
- SALVADOR, A. (1986b): *Podarcis pityusensis* (Boscá 1883) - Pityusen-Eidechse, pp. 231-253, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Band 2/II: Echsen (Sauria) III (Lacertidae III: Podarcis)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- SALVADOR, A. (1987): Actividad del lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) (Sauria, Lacertidae). *Mediterranea (Biol.)*, 9: 41-56.
- SALVADOR, A. (1988): Selección de microhábitat del lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) (Sauria, Lacertidae). *Amphibia-Reptilia*, 9: 265-276.
- SALVADOR, A. (1993): Els rèptils, pp. 427-437, in: Alcover, J. A., Ballesteros, E. & Fornós, J. J. (eds.), *Història Natural de l'arxipèlag de Cabrera*. CSIC-Ed. Moll, Palma de Mallorca.
- SALVADOR, A. (1997a): *Chamaeleo chamaeleon* (Linnaeus, 1758), pp. 129-135, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997b): *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758), pp. 137-142, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997c): *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758), pp. 142-148, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997d): *Chalcides bedriagai* (Boscá, 1880), pp. 149-156, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997e): *Chalcides striatus* (Cuvier, 1829), pp. 156-161, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997f): *Anguis fragilis* Linnaeus, 1758, pp. 327-332, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. (1997g): *Blanus cinereus*. (Vandelli, 1797), pp. 333-339, in: Ramos, M. A. et al. (eds.), *Reptiles*. Salvador, A. (coord.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- SALVADOR, A. & CARRASCAL, L. M. (1990): Reproductive phenology and temporal patterns of mate access in Mediterranean anurans. *J. Herpetol.*, 24: 438-441.
- SALVADOR, A. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001): *Anfibios españoles*. Canseco-Esfagnos, Ed., Talavera de la Reina. 269 pp.
- SALVADOR, A. & PÉREZ-MELLADO, V. (1984): The amphibians and reptiles of the Pityusic Islands, pp. 429-439, in: Kuhbier, H., Alcover, J. A. & Guerau D'arellano Tur, C. (eds.), *Biogeography and Ecology of the Pityusic Islands. Monographiae Biologicae*, 52. W. Junk, The Hague.
- SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M. J. & BARBADILLO, L. J. (1997): *Pelodytes punctatus* (Daudin, 1802), pp. 143-145, in: Pleguezuelos, J. M., *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M. J., BARBADILLO, L. J., MACHORDOM, A. & SANCHIZ, B. (2000): A new species of pelodytid frog from the Iberian Peninsula. *Herpetologica*, 56 (1): 105-118.

- SÁNCHEZ-VIDEGAÍN, J. & RUBIO, J. L. (1996): Atlas preliminar de los anfibios y reptiles de las sierras prebéticas albacetenses. *AL-Basit.*, 38: 5-30.
- SANCHIZ, B. (1998): *Handbuch der Paläoherpetologie. Teil 4, Salientia*. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, München.
- SANCHIZ, B. & Adrover (1977): Anfibios fósiles del Pleistoceno de Mallorca. *Doñana, Act. Vert.*, 4: 5-25.
- SANCHIZ, B. & Alcover, J. A. (1982): un nou discoglossid (Amphibia, Anura) de l'Holocè de Menorca. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat. (Sec. Geol., 3)*, 48: 99-105.
- SANCHO, V. (2000): Datos sobre la distribución y estatus del sapillo pintojo (*Discoglossus jeanneae*) en la Comunidad Valenciana. *Dugastella*, 1: 13-16.
- SANTOS, X. (2000): *Ecología de la culebra viperina, Natrix maura (Linnaeus, 1758), en el Delta del Ebro*. Tesis Doctoral, Universitat de Barcelona.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. A. & MONTORI, A. (1997a): *Coluber viridiflavus* (Lacépède, 1789), pp. 258-260, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología 3, Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SANTOS, X., LLORENTE, G. A., MONTORI, A. & CARRETERO, M. A. (1997b): *Natrix maura* (Linnaeus, 1758), pp. 279-281, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología 3, Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. A. & MONTORI, A. (1997c): *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758). pp. 282-284, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Monografías de Herpetología 3, Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. A. & MONTORI, A. (eds.) (1998): *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. ICONA. Colección Técnica, Madrid. 237 pp.
- SANTOS, X., GONZÁLEZ-SOLÍS, J. & LLORENTE, G. A. (2000): Variation in the diet of the viperine snake, *Natrix maura*, in relation to prey availability. *Ecography*, 23: 185-192.
- SANTOS, X. & LLORENTE, G. A. (1999): Organochlorine levels in viperine snake *Natrix maura* carcasses from the Ebro Delta (NE Spain): sexual and size-related differences. *Chemosphere* 39: 2.641-2.650.
- SANTOS, X. & PLEGUEZUELOS, J. M. (1997): *Coronella girondica* (Daudin, 1803), pp. 270-272, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monogr. Herpetol., 3. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (1988): Preferencias de hábitat y perspectivas de conservación en una comunidad de lacértidos en medios cerealistas del centro de España. *Rev. Esp. Herp.*, 3 (2): 259-272.
- SÁ-SOUSA, P. (1997): *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758). Salamanca rosa, Osga-turca, Dragó rosat (C), pp. 199-201, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada, Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SÁ-SOUSA, P. (1998): Distribución de la lagartija *Podarcis b. bocagei* en Portugal. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 9: 2-4.
- SÁ-SOUSA, P. (2000a): A predictive distribution model of the Iberian wall lizard (*Podarcis hispanica*) in Portugal. *Herpetol. J.*, 10 (1): 1-11.
- SÁ-SOUSA, P. (2000b): Distribución de la lagartija *Podarcis carbonelli* Pérez-Mellado, 1981 en Portugal. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 11: 12-16.
- SÁ-SOUSA, P., (2001): Comparative chorology between *Podarcis bocagei* and *P. carbonelli* (Sauria: Lacertidae) in Portugal. *Rev. Esp. Herp.*, 15: 85-97.
- SÁ-SOUSA, P., ALMEIDA, A. P., ROSA, H. D., VICENTE, L. A. & CRESPO, E. G. (2000): Genetic and morphological relationships of the Berlenga wall lizard (*Podarcis bocagei berlengensis*: Lacertidae). *J. Zool. Syst. Evol. Research*, 38: 95-102.
- SÁ-SOUSA, P., GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. & BARNESTEIN, J. A. M. (2001): Presencia de la lagartija *Podarcis carbonelli* en Andalucía. *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 12 (2): (in press).
- SÁ-SOUSA, P., VICENTE, L. & CRESPO, E.G. (2002): Morphological variability of *Podarcis hispanica* (Sauria: Lacertidae) in Portugal. *Amphibia-Reptilia* (in press).
- SCHÄTTI, B. (1986): Morphologie und systematik von *Coluber algirus* und *C. hippocrepis* (Reptilia, Colubridae). *Bonn. Zool. Beit.*, 37 (4): 281-293.

- SCHÄTTI, B. (1993): *Coluber hippocrepis* (Linnaeus, 1758) – Hufeisennattern, pp. 115-130, in: Böhme, W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Band 3/I. *Schlangen (Serpentes) I (Typhlopidae, Boidae, Colubridae 1: Colubrinae)*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- SCHLEICH, H. H., KÄSTLE, W. & KABISCH, K. (1996): *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz, Königstein. 630 pp.
- SCOCCIANTI, C., (2001): Amphibia; aspetti de ecologia della conservazione (Amphibia: Aspects of Conservation Ecology). WWF Italia. Ed. G. Persichino Grafica, Firenze, 430 pp.
- SCV (Sociedad para la Conservación de Vertebrados) (1998): *Atlas provisional de anfibios y reptiles de Ciudad Real*. (I) Comarcas de Montes de Toledo, Montes de Ciudad Real, Valle de Alcudia, Campo de Calatrava y zona occidental de Sierra Morena. Informe inédito.
- SCV (Sociedad para la Conservación de Vertebrados) (2000): *Atlas provisional de anfibios y reptiles de Ciudad Real*. (II) Comarcas de la Mancha, Campo de Mudela, Campo de Montiel y zona oriental de Sierra Morena. Informe inédito.
- SEQUEIRA, F., TEIXEIRA, J., ALEXANDRINO, J., LIMA, V. & FERRAND, N. (1996): Distribución de *Chioglossa lusitánica* en Portugal. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 7: 7-8.
- SERRA-COBO, J. (1993): Descripción de una nueva especie europea de rana parda (*Amphibia, Anura, Ranidae*). *Alytes*, 11: 1-15.
- SERRA-COBO, J. (1997): *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993, pp. 167-138, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles de España y Portugal*. Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- SERRA-COBO, J., LACROIX, G. & WHITE, S. (1998): Comparison between the ecology of the new European frog *Rana pyrenaica* and that of four Pyrenean amphibians. *J. Zool, Lond.*, 246: 147-154.
- SERRA-COBO, J., MARQUÈS, T. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. (2000): Ecological segregation between *Rana pyrenaica* and *Rana temporaria*, and differential predation of *Euproctus asper* on their tadpoles. *Netherland J. Zoology*, 50 (1): 65-73.
- SERRA-COBO, J. & SANZ, V. (1998): *Rana pyrenaica* Serra-Cobo, 1993, un nuevo anfibio para los Pirineos. *Naturaleza Aragonesa*, 3: 30-33.
- SINSCH, U. (1992): Structure and dynamic of a natterjack toad metapopulation (*Bufo calamita*). *Oecologia*, 90: 489-499.
- SINSCH, U. (1997): Postmetamorphic dispersal and recruitment of first breeders in *Bufo calamita* metapopulation. *Oecologia*, 112: 42-47.
- SINSCH, U. (1998): *Biologie und Ökologie der Kreuzkröte*, Laurenti Verlag, Bochum.
- SINSCH, U. & Seidel, D. (1995): Dynamics of local and temporal breeding assemblages in a *Bufo calamita* metapopulation. *Aust. J. Ecol.*, 20: 351-361.
- SMITH, N. D. (1990): *The ecology of slow-worm (Anguis fragilis L.) in Southern England*. Tesis doctoral. University of Southampton.
- SOCIEDADE GALEGA DE HISTORIA NATURAL (1995): *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo I. Peixes, Anfíbios, Réptiles e Mamíferos*. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- SOCIETAS HERPETOLOGICA ITALICA (1996-1997): Atlante provisorio degli anfibi e dei reptili italiani. *Annali Museo Civico Storia Naturali Giacomo Doria*, 41: 95-178.
- SOLER, J., SAMPERE, X., MARTÍNEZ-SILVESTRE, A. & MEDINA, D. (2001): Datos inéditos sobre la presencia de *Testudo hermanni hermanni* en la comarca de l'Anoia (Barcelona). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (2).
- SPELLERBERG, I. F. & PHELPS, T. E. (1977): Biology, general ecology and behaviour of the snake, *Coronella austriaca* Laurenti. *Biol. J. Linn. Soc.*, 9: 133-164.
- STEINDACHNER, F. (1891): Über die Reptilien und Batrachier der weslichen and östlichen Gruppen der Kanarischen Inseln. *Ann. naturb. Mus. Wien.*, 6: 287-306.
- STEWART, J.W. (1969): *The tailed amphibians of Europe*. David and Charles. Newton Abbot. 180 pp.

- STRIJBOSCH, H. (1997): *Coronella austriaca* Laurenti, 1768, pp. 344-345, in: Gasc, J. P., et al., (eds.), *Atlas of Amphibians and Reptiles in Europe*. Societas Europea Herpetologica & Muséum National d'Histoire Naturelle (IEGB/SPN), Paris.
- STUMPEL, A. H. P. (1985): Biometrical and ecological data from a Netherlands population of *Anguis fragilis* (Reptilia, Sauria, Anguillidae). *Amphibia-Reptilia*, 6: 181-194.
- STUMPEL, A. H. P. & TESTER, U. (1993): Ecology and Conservation of the European Treefrog. *Proceedings of the 1st International Workshop on Hyla arborea. February 1992*. DLO Institute for Forestry and Nature Research, Wageningen, The Netherlands, Postdam, Germany.
- SURGET-GROBA, Y., HEULIN, B., GUILLAUME, C.P., THORPE, R. S., KUPRIYANOVA, L., VOGGRIN, N., MASLAK, R., MAZZOTTI, S., VENCZEL, M., GHIRA, I., ODIERNA, G., LEONTYEVA, O., MONNEY, J.C., & SMITH, N. (2001): Intraspecific phylogeography of *Lacerta vivipara* and the evolution of viviparity. *Mol. Phyl. Evol.*, 18: 449-459.
- SWALLOW, J. & CASTILLA, A. M. (1996): Home range area in the lizard *Podarcis hispanica atrata*. *Herpetol. J.*, 6:100-102.
- TALAVERA, R.R. & SANCHÍZ, B. (1987): Temperature dependence of larval development in *Pelobates cultripes* (preliminary experiments), pp. 399-402, En: Van Gelder, J. J., Strijbosch, H., & Bergers, P. J. M. (eds.), *Proceedings of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, Faculty of Sciences, Nijmegen.
- TEIXEIRA, J., SEQUEIRA, F., ALEXANDRINO, J. & FERRAND, N. (1997): *Bases para a Conservação da Salamandra-lusitânica (Chioglossa lusitanica)*. Estudos de Biologia e Conservação da Natureza, 22. Instituto da Conservação da Natureza, Ministerio do Ambiente, Lisboa.
- TEJEDO, M. (1992): Effects of body size and timing of reproduction on reproductive success in female natterjack toads (*Bufo calamita*). *J. Zool.*, 228: 545-555.
- TEJEDO, M. (1993): Size-dependent vulnerability and behavioral responses of tadpoles of two anuran species to beetle larvae predators. *Herpetologica*, 49: 287-294.
- TEJEDO, M. & REQUES, R. (1994): Plasticity in metamorphic traits of natterjack tadpoles: the interactive effects of density and pond duration. *Oikos*, 71: 295-304.
- TERRASA, B., CAPÓ, M. C., PICORNELL, A., CASTRO, J.A. & RAMÓN, M. M. (2001): Genetic differentiation of endemic species of the genus *Podarcis* in the Balearic Archipelago inferred from partial cytochrome *b* sequences. *Abstracts of the Fourth International Symposium on the lacertids of the Mediterranean Basin*. Maó, Illes Balears.
- THIESMEIER, B. (1994): Trophische Beziehungen und Habitatpräferenzen sympatrisch lebender *Salamandra salamandra*- und *Chioglossa lusitanica*-Larven. *Abhandl. Ber. Naturk., Magdeburg*, 17: 119-126.
- THORN, R. (1968): *Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord*. Paul Lechevalier. Paris. 376 pp.
- THORN, R. & RAFFAELLI, J. (2001): *Les Salamandres de l'ancien monde*. Chimaira, Alemania. 449 pp.
- THORPE, R. S. (1979): Multivariate analysis of the population systematics of the ringed snake, *Natrix natrix* (L.). *Proc. R. Soc. Edinburgh* 78B:1-62.
- THORPE, R. S. (1984): Geographic variation in the Western grass snake (*Natrix natrix helvetica*) in relation to hypothesized phylogeny and conventional subspecies. *J. Zool. Lond.*, 203: 345-355.
- THORPE, R. (1985a): Extent of racial divergence in the eastern Canary Island lizard, *Gallotia atlantica*. *Bonn. Zool. Beitr.*, 36: 507-512.
- THORPE, R. S. (1985b): Relative similarity between subspecies of western Canary Island lizard, *Gallotia galloti*. *Bonn. zool. Beitr.*, 36 (3/4): 529-532.
- THORPE, R. S. (1985c): Alternative hypotheses for the causation of geographic variation in the western Canary Islands lizard *Gallotia galloti*. *Bonn. Zool. Beitr.*, 36: 533-539.
- THORPE, R. S. (1991): Clines and cause: Microgeographic variation in the Tenerife gecko (*Tarentola delalandii*). *Syst. Zool.*, 40: 172-187.
- THORPE, R. S. & BÁEZ, M. (1987): Geographic variation within an island: univariate and multivariate contouring of scalation, size and shape of the lizard *Gallotia galloti*. *Evolution*, 41 (2): 256-268.
- THORPE, R. S. & BÁEZ, M. (1993): Geographic variation in scalation of the lizard *Gallotia stehlini* within the island of Gran Canaria. *Biol. J. Linn. Soc. London*, 48: 75-87.

- THORPE, R. S. & BROWN, R. P. (1991): Microgeographic clines in the size of mature male *Gallotia galloti* (Squamata, Lacertidae) on Tenerife: causal hypotheses. *Herpetologica*, 47: 28-37.
- THORPE, R. S., MCGREGOR, D. & CUMMING, A. M. (1993): Molecular phylogeny of the Canary Islands lacertids (*Gallotia*): mitochondrial DNA restriction fragment divergence and geological time. *J. Evol. Biol.*, 6: 725-735.
- TONGE, S. & BLOXAM, Q. (1989): Breeding the Mallorcan midwife toad, *Alytes muletensis*. *Int. Zoo. Yb.*, 28: 45-53.
- TRIAY, R. (2000): Nova població de Sargantana balear (*Podarcis lilfordi*) a un illot de s'Albufera des Grau. *Revista de Menorca*, 1998 (1): 277-278.
- TVRTKOVIC, N., LAZAR, B., TOME, S., & GRBAC, I. (1998): The western green lizard *Lacerta (viridis) bilineata* Daudin, 1804 (Sauria: Lacertidae) in Slovenia and Croatia. *Natura Croatica*, 7 (4): 363-369.
- UNIDAD DE VIDA SILVESTRE (1983): Cuantificación de algunas poblaciones insulares de lacértidos. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 13: 73-78.
- VALIDO, A. & NOGALES, M. (1994): Frugivory and seed dispersal by the lizard *Gallotia galloti* (Lacertidae) in a xeric habitat of the Canary Islands. *Oikos*, 70: 403-411.
- VALVERDE, J. A. (1958): Una nueva lagartija del género *Algyroides* Bibron procedente de la sierra de Cazorla (Sur de España). *Arch. Inst. Acl.*, 7: 127-134.
- VALVERDE, J. A. (1966): Sobre las subespecies de *Chalcides bedriagai* (Boscá). *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Biol.)*, 64: 169-170.
- VALVERDE, J. A. (1968): Nuevo nombre para un *Chalcides* ibérico (Reptilia, Scincidae). *Bol. R. Soc. Española Hist. Nat. (Biol.)*, 66: 135.
- VAN DAMME, R. & CASTILLA, A. M. (1996): Chemosensory predator recognition in the lizard *Podarcis hispanica*: effects of predator pressure relaxation. *J. Chem. Ecol.*, 22: 13-22.
- VEENSTRA, G. (1986): Heeft de aanplant van eucalyptus gevolgen voor de goudstreepsalamander, *Chioglossa lusitana*?. *Lacerta*, 44: 106-115.
- VENCES, M. (1990): Untersuchungen zur Ökologie, Ethologie und geographischen Variation von *Chioglossa lusitana* Bocage, 1864. *Salamandra*, 26: 267-297.
- VENCES, M. (1993a): Beobachtungen an einer isolierten Population der Blindschleiche (*Anguis fragilis*) in Nordwestspanien. *Salamandra*, 29 (3/4): 265-268.
- VENCES, M. (1993b): Habitat choice of the salamander *Chioglossa lusitana*: the effects of eucalypt plantations. *Amphibia-Reptilia*, 14: 201-212.
- VENCES, M., PIQUÉ, N., LÓPEZ, A., PUENTE, M., MIRAMONTES, C. & RODRÍGUEZ, D. (1999): Summer habitat population and size classes of *Rana temporaria* in high altitude Pyrenean population. *Amphibia-Reptilia*, 20: 440-443.
- VENCES, M., PIQUÉ, N., LÓPEZ, A., PUENTE, M., MIRAMONTES, C. & VIEITES, D.R. (1999): Summer habitat population of *Rana temporaria*. *Amphibia-Reptilia*, 20: 431-435.
- VENTO, D., ROCA, V., PRADES, R., QUERALT, I. & SÁNCHEZ, J. (1991): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana: mitad septentrional. *Rev. Esp. Herp.* 6: 119-128.
- VERNET, R., CASTANET, J. & BÁEZ, M. (1997): Comparison of energetic budget and demographical aspects among three populations of lizards (genus *Gallotia*) from the Canary Islands. *Abstracts of the Third World Congress of Herpetology*, Praga. 219 pp.
- VIGNE, J.D. & ALCOVER, J.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. *Actes du 110^{ème} Cog. Nat. Soc. Savantes*, Montpellier. 2: 79-91.
- VIVES-BALMAÑA, M.V. (1990): *Contribució al Coneixement de la Fauna Herpetològica de Catalunya*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. 296 pp.
- VIVES-BALMAÑA, M.V., ALCOCER, J.A. & MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1987): Amfibis, Rèptils i Mamífers, in: *Història Natural dels Països Catalans*, 13. Enciclopèdia Catalana, Barcelona.
- WADE, E. (1988): Intraspecific variation in the colubrid snake genus *Macroprotodon*. *Herpetol. J.*, 1 (6): 237-245.
- WADE, E. (2001): Review of the False Smooth snake genus *Macroprotodon* (Serpentes, Colubridae) in Algeria with a description of a new species. *Bull. Nat. Hist. Mus. Lond. (Zool.)*, 67 (1): 85-107.

- YABLOKOV, A. V., BARANOV, A. S. & ROZANOV, A. S. (1980): Population structure, geographic variation, and microphylogenesis of the sand lizard (*Lacerta agilis*). *J.Evol. Biol.*, 12: 91-127.
- ZALDÍVAR, C., VERDÚ, J. & IRASTORZA, M. T. (1989): Nuevas citas herpetológicas para la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Zubía*, 7: 99-107.
- ZALDÍVAR, C., VERDÚ, J., IRASTORZA, M. T. & FUENTE, M. E. (1988): Contribución al atlas provisional de los anfibios y reptiles de la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Rev. Esp. Herp.*, 3 (1): 41-53.
- ZUIDERWIJK, A. (1997): *Triturus alpestris*, pp. 72-73, in: Gasc, J. P. et al. (eds.), *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Societas Europaea Herpetológica-Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- ZUIDERWIJK, A. & VEENSTRA, G. (1984): Observations on the occurrence of *Rana dalmatina* Bonaparte, 1840 in Basque provinces (Amphibia, Ranidae). *Munibe*, 36: 139-140.

Capítulo IV

Estatus y conservación de las Tortugas Marinas en España

Juan A. CAMIÑAS



1. Introducción

Las tortugas marinas son reptiles que solamente salen al medio terrestre para realizar la puesta y ésta se realiza en unas pocas playas de las regiones subtropicales y templadas del planeta, en todos los océanos. Este retorno a tierra firme de las hembras reproductoras se produce generalmente de noche como sistema de protección de la propia hembra y de su nido. Generalmente el periodo de puesta de las tortugas marinas se extiende desde mediados de primavera a mediados de verano, dependiendo las fechas de las regiones, las especies y las poblaciones. Esta adaptación secular se está viendo cada día más alterada sobre todo en regiones eminentemente turísticas donde se reproducen algunas especies, como es el caso del Mediterráneo, pues actualmente ni las playas se conservan en su estado natural (hay continuas transformaciones y regeneraciones con arenas de diverso origen, limpieza con máquinas pesadas, ocupaciones por distintas causas, etc.) ni la noche conserva su negritud, pues gran cantidad de playas en las que antaño pudieron reproducirse las tortugas o lo siguen haciendo en la actualidad están bordeadas por paseos marítimos iluminados y con tráfico de vehículos y personas casi permanentemente, lo que afecta negativamente a las hembras en la fase de búsqueda del lugar adecuado de la playa para hacer el nido y confundir, en su camino hacia el mar, a las tortugas recién nacidas. La contaminación lumínica de las playas donde se reproducen las tortugas puede afectar negativamente a la búsqueda de lugares de puesta de hembras grávidas modificando el comportamiento reproductivo y la efectividad de la puesta.

Pero no es sólo la pérdida o degradación de los lugares habituales de puesta lo que ha motivado que prácticamente todas las especies vivas de tortugas marinas se encuentren hoy incluidas en Libros Rojos nacionales, Catálogos de especies protegidas, Apéndices o Anexos de Acuerdos internacionales para la protección de la fauna, etc., como especies “vulnerables”, “en peligro” o “peligro crítico”, como clasifica la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) algunas de ellas. La contaminación marina, el turismo y la ocupación de las playas por hoteles o viviendas, la explotación de los huevos, la captura para el consumo, el tráfico marítimo, la explotación de áridos, gases o hidrocarburos y la pesca son algunos de los factores que han llevado al declive de poblaciones de muchas especies que en otro tiempo no sólo fueron abundantes sino que llegaron a ser predominantes en algunos ecosistemas marinos.

Entre los distintos elementos encontrados en los contenidos estomacales de tortugas marinas en todos los mares del mundo se encuentra un sinnúmero de objetos de origen diverso: piezas plásticas, restos de bolsas de plástico, palillos sanitarios, cuerdas y restos de aparejos pesqueros, anzuelos, alquitrán y trozos de madera, entre otros residuos. Da la impresión de que las tortugas marinas son capaces de ingerir todo aquello que flota y pasa a su lado siempre que tenga el tamaño adecuado para ser tragado con facilidad. La ingestión de muchos de estos restos inorgánicos puede producir obstrucciones del intestino que causan la muerte o producen efectos subletales que conducen a las tortugas a muertes más o menos lentas. Otros agentes que afectan a la salud de las tortugas son los vertidos industriales, agrícolas y urbanos, no sólo por su impacto directo o los contenidos contaminantes (metales pesados, PCBs u otros contaminantes orgánicos) sino por el efecto de esa contaminación en las áreas de alimentación cerca de la costa, que incide en muchas especies bentónicas que les sirven de alimento. La contaminación crónica de origen industrial y agrícola ha sido relacionada con inmunodepresión en algunas especies, en las que se han encontrado altos niveles de contaminantes organoclorados (RYBITSKI *et al.*, 1995) y de metales que originan toxicidad en los tejidos de tortugas marinas y su posterior muerte.

La presencia de fibropapilomas en distintas especies (*Chelonia mydas*, *Caretta caretta* y *Lepidochelys olivacea*) se ha considerado con proporciones de epidemia en ciertas regiones del mundo y se la ha asociado a una infección viral (causada por diversos tipos de virus: herpesvirus, retrovirus, papilomavirus) derivada de situaciones comprometidas del sistema inmunitario (HERBST, 1995), producidas por la contaminación y otros aspectos ambientales no bien definidos (BALAZS *et al.*, 1998).

Los impactos de origen natural son importantes. No debemos olvidar la gran cantidad de depredadores que acechan a las tortugas hasta que llegan a adultas y aún a edades avanzadas, y producen una mortalidad esencial en las poblaciones. También es importante el número de depredadores que se nutren de los pequeños neonatos antes de que estos lleguen al mar para protegerse: perros, zorros, gaviotas, can-

grejos y otros animales están al acecho de los nidos y deambulan por las playas tras la puesta, en el periodo de incubación y durante la eclosión. Son así mismo pasto de tiburones y otros grandes depredadores marinos, pero en ocasiones los propios organismos epibiontes que ocupan el caparazón y otras partes del cuerpo pueden llegar a ser tan numerosos que dificulten la natación y reduzcan la capacidad de alimentarse. Los numerosos parásitos, tanto intestinales como ectoparásitos, que han sido descritos en tortugas marinas pueden causarles la muerte, al igual que otras enfermedades.

Sin duda son los efectos de las actividades humanas los que están llevando a niveles críticos a poblaciones que antaño fueron exuberantes. Hasta los siglos XVIII y XIX las tortugas marinas fueron muy abundantes en todos los mares subtropicales y tropicales, y el tamaño de algunas poblaciones llegó a contar con millones de individuos, mientras que hoy son escasas las poblaciones que no presentan algún peligro derivado de actividades humanas (IUCN, 1995). Como indica MORTIMER (1995), la recolección intensiva de huevos de tortuga puede no manifestarse negativamente en las poblaciones de manera inmediata, pero como muchas especies pueden tardar en alcanzar la madurez sexual entre 20 y 50 años, deberán pasar al menos 20 años para que los recolectores de huevos noten una disminución en el número de hembras reproductoras que llegan a una playa, lo que conlleva en sí un peligro evidente. Las actividades humanas producen impactos en cada uno de los estadios de desarrollo de las especies, y causan mortalidades directas o accidentales, además de la mencionada pérdida de áreas de anidada en las playas o de la degradación de las áreas de forrajeo o alimentación.

La mortalidad asociada a la actividad pesquera tiene gran importancia para la conservación de diversas poblaciones de tortugas. Las tortugas marinas son capturadas, dañadas, dejadas en estado comatoso o muertas por artes de arrastre de fondo, redes de enmalle fijas o de deriva, palangres y otros artes de pesca. Entre todos los sistemas de pesca, los dos más efectivos para capturar tortugas son los artes de arrastre y los palangres, y se ha cifrado en cientos de miles el número de tortugas muertas accidentalmente cada año en las pesquerías mundiales (ORAVETZ, 1999). Desde hace algunas décadas se han desarrollado sistemas de selectividad aplicables a los artes de arrastre con el objetivo de reducir la mortalidad de tortugas marinas. Los más extendidos son los denominados Dispositivos Excluidores de Tortugas, más conocidos como TED (siglas en inglés de *Turtle Excluder Devices*) que son una especie de puerta metálica que se inserta en el saco del arte de pesca de arrastre de forma que permite la salida de la red de las tortugas capturadas, pero no de la pesca. Este sistema, impuesto por los Estados Unidos a la flota camaronera que faena en el Pacífico y en el Golfo de México, áreas de gran concentración de tortugas marinas de distintas especies, fue posteriormente obligatorio para aquellos países que quisieran comercializar en EE.UU. productos de esas pesquerías camaroneras. Posteriormente algunos países del área, como México, implementaron su propia legislación e introdujeron en ella estos sistemas de protección de tortugas en la misma, aunque el uso de tales dispositivos también puede causar alguna mortalidad por mal uso o colocación en las redes de pesca.

En nuestro entorno marino baste señalar que en el Mediterráneo Occidental las flotas españolas e italianas de palangre de superficie pueden capturar más de cuarenta mil tortugas *Caretta* por año. Otras flotas españolas de palangre de superficie que faenan en la plataforma continental atlántica ibérica, tanto en el norte como en el sur de la península, no capturan tantas tortugas, pero es un área en la que la relación entre la abundancia de tortugas con la mortalidad pesquera está poco estudiada. Si bien es cierto que la mortalidad directa producida por algunos sistemas de pesca que las capturan de forma incidental es importante, en cambio sabemos muy poco de la mortalidad retardada que provocan las heridas de anzuelos y líneas (filamentos de los que cuelgan los anzuelos en los palangres), o de la originada por los anzuelos clavados en el tracto digestivo con que son liberadas miles de tortugas cada año. Mucho menos conocemos de la muerte de las tortugas abandonadas en estado comatoso tras haber permanecido varias horas en el copo de los arrastreros, ni de las heridas causadas por redes fijas o de deriva, ni, aún menos, de la mortalidad causada por los artes fantasmas¹. Otro dato poco claro se refiere a la mortalidad que se pro-

¹ Denominación esta que se da a aquellos aparejos y artes de pesca o trozos de los mismos que se pierden y, por consiguiente, siguen pescando fuera de control durante mucho tiempo.

duce cuando las tortugas son muy abundantes y caen repetidamente en los aparejos, con lo que se reduce la pesca de las especies objetivo y se pierde parte del aparejo o de sus componentes y se retardan las faenas de pesca.

La pesca de arrastre es peligrosa cuando se desarrolla en regiones en las que la presencia de las tortugas es importante, principalmente cuando se ejerce en áreas de concentración bien invernal, como ocurre con la tortuga boba en el Golfo de Gabés en Túnez o en el Adriático Norte (LAURENT *et al.*, 2001), o bien cuando se pesca en bahías poco profundas con los fondos recubiertos de algas donde pastan las tortugas (como ocurre en la bahía de Akyatan en Turquía. KASPAREK *et al.*, 2001). Otros tipos de artes y aparejos de pesca ampliamente extendidos como son las redes de enmalle a la deriva, profusamente empleadas por flotas marroquíes en la zona del Estrecho de Gibraltar (DE LA SERNA, 2001) o por flotas francesas en el Golfo de León y Mar Ligur, capturan numerosas tortugas boba y laúd en aguas próximas a las de jurisdicción española, con lo que ejemplares dañados o muertos por esas flotas pueden llegar a playas o aguas españolas. Artes de pesca artesanal y costeros, como trampas, redes fijas o redes de cerco, son también fuente de mortalidad en número importante, aunque para la mayoría de las pesquerías no existen datos fidedignos. El incremento constante a escala mundial de las flotas pesqueras, principalmente en los países en desarrollo, aunque también flotas de los grandes países pesqueros que faenan en aguas de terceros, es un motivo más de preocupación para la conservación de las tortugas marinas.

Las tortugas marinas son especies migradoras que ocupan vastas áreas durante su ciclo biológico. Esto significa que a lo largo de su vida pasan por regiones que están bajo la jurisdicción de distintos estados o se encuentran en aguas internacionales donde hay un notable número de instrumentos aplicables a la protección y conservación de las especies pero cuyo cumplimiento, por la falta de medios adecuados de control y por la lejanía de las flotas pesqueras de la costa, es muy escaso. La protección de las zonas de puesta, de los pasillos migratorios, áreas de forrajeo, zonas de invernada, zonas de encuentro para la cópula, y, en general, tanto de áreas próximas a la costa como de aguas en mar abierto, son fundamentales para la recuperación de las poblaciones en peligro, con las dificultades de control que eso entraña. En cualquier caso la reducción de las causas de mortalidad derivadas de las actividades humanas deben ser una prioridad. La principal herramienta para la recuperación de las especies son los Planes de Recuperación, que deben tener múltiples objetivos para enfrentar los numerosos problemas que afectan a las tortugas, tanto geográfica como temporalmente. Algunos países han puesto en marcha instrumentos de ese tipo que incluyen medidas para gestionar correctamente los huevos, neonatos, playas, la reducción de la mortalidad de subadultos y adultos por pesca accidental, dragado, colisión con embarcaciones, gestión de plantas de energía situadas en la costa y manejo de tortugas con ingesta peligrosa o tóxica. Complementariamente es preciso un programa adecuado de educación pública dirigido a informar sobre los peligros existentes, los medios para luchar contra ellos y las posibilidades de mejorar y reducir, en ámbitos locales, los graves problemas que acechan a estas especies.

2. Origen de las tortugas marinas

Las tortugas marinas actuales aparecieron en el Jurásico tardío, hace alrededor de 150-180 millones de años (GAFFNEY & MEILAN, 1988) aunque en los registros fósiles hay más de 30 géneros de tortugas marinas extintas (PRITCHARD & TREBBAU, 1984). Según apunta la sistemática cladística moderna, para los quelonios (GAFFNEY & MEYLAN, 1988) las tortugas marinas actuales provendrían del grupo denominado *Sauropsida*, que se diferenció en dos: *Testudomorpha* y *Diapsida*. El primer grupo incluiría a los actuales quelonios. Los primeros quelonios contaban ya con el caparazón óseo y la mayoría de los caracteres de las formas actuales, de las que diferirían poco. Los quelonios vivos se dividen en dos grupos, el suborden *Cryptodira* y el suborden *Pleurodira*, que aparecen por primera vez en el Cretácico. Al primer grupo, *Cryptodira*, están adscritas las familias *Dermochelyidae* y *Cheloniidae*, a la que a su vez pertenecen todas las tortugas marinas. Los miembros del suborden *Pleurodira* se distinguen porque retraen sus cuellos en el caparazón lateralmente, en vez de verticalmente y son más o menos acuáticos. En los *Cryptodira* el cuello se retrae formando una S vertical. Este grupo contiene la mayoría de las formas vivas

y muchas formas fósiles (BELLAIRS & ATTRIDGE, 1975). Más información sobre la posición sistemática y evolución de los quelonios puede verse en BARBADILLO *et al.* (1997), GAFFNEY & MEYLAN (1988), PLEGUEZUELOS (1997) y PRITCHARD (1997).

Caracterizado por la existencia de una estructura ósea protectora en forma de caja, formada a partir de placas osificadas, los osteodermos, que al fusionarse con las vértebras y las costillas conforman el caparazón, el suborden *Cryptodira* se compone de cinco familias de las que dos agrupan a las tortugas marinas, *Dermochelyidae* y *Cheloniidae*. La primera familia cuenta con un solo género, *Dermochelys* y la segunda con cuatro: *Lepidochelys*, *Caretta*, *Eretmochelys* y *Chelonia*. Estos cinco géneros están representados cada uno de ellos por una especie presente con mayor o menor frecuencia en aguas españolas.

3. Evolución y adaptación

A pesar de la adaptación de las formas actuales a la vida acuática se asume que los orígenes del grupo fueron terrestres. Apoyando esta hipótesis GAFFNEY (1990) indica que la forma fósil más primitiva de tortuga corresponde al género *Proganochelys*, que alcanzó una amplia distribución en el hemisferio norte durante el Triásico y que parece, en función de su estructura ósea, un género terrestre o que vivía en áreas pantanosas. Considerando este origen terrestre, es bastante chocante que su evolución posterior fuera fundamentalmente acuática. Realmente la ocupación con éxito de los distintos nichos acuáticos, tanto por las tortugas primitivas como por las modernas, debió ser posible gracias a un extraordinario ejemplo de preadaptación. El caparazón había sido una adaptación que permitía mayor protección ante los depredadores, pero esta estructura impedía la huida rápida obligando a aquellos quelonios terrestres a sobrevivir en un mundo en el que las especializaciones para la alimentación iban en aumento, con formas cada vez más sofisticadas (PRITCHARD, 1997).

Mientras algunas formas terrestres se adaptaban a la vida acuática avanzando mediante movimiento de ondulación, los primitivos quelonios estaban mejor adaptados a moverse nadando por medio de impulsos de los miembros anteriores dotados con dedos palmados o golpeando con fuerza con las extremidades posteriores en forma de paleta. El caparazón debió requerir solo modificaciones menores para esta transición, orientadas a disminuir el rozamiento y modificar los lóbulos del plastron para facilitar la natación con movimientos laterales de los miembros (GAFFNEY *et al.*, 1987). Solamente los miembros precisaron de modificaciones importantes, en función de las necesidades y grado de especialización para la natación de cada especie. En las especies más nadadoras los miembros anteriores se hicieron más largos y potentes, ya que son los que generan la energía propulsora. Se prolongaron las falanges de los dedos y alcanzaron cierto grado de rigidez mediante la unión de las mismas con tejido conectivo, y se eliminaron las uñas que quedaron reducidas y con una función secundaria en los machos adultos durante la cópula. La adaptación posterior cada vez a más nichos acuáticos, pelágicos y bentónicos, y la realización de migraciones transoceánicas fueron mejorando la adaptación de los quelonios al ecosistema acuático, mientras que la locomoción terrestre, mucho más escasa durante su vida, se transformaba en lenta y difícil.

4. El estudio de las tortugas marinas en España

Las primeras descripciones e ilustraciones de la tortuga boba y de la tortuga laúd de la era moderna se deben a Guillaume Rondelet (1507-1566). Rondelet, que había nacido en Montpellier (Francia), publicó en 1554 el *Libri de Piscibus Marinis in quibus verae Piscium effigies expressae sunt*. Una de las secciones de este documento está dedicada a las tortugas marinas e incluye dibujos de las especies. Una traducción del latín al inglés de este capítulo, acompañada de una reproducción de los dibujos, puede verse en KICHELL & RHODIN (1996).

Las tortugas marinas aparecen en numerosos documentos de las expediciones españolas al nuevo mundo en los siglos XVIII y XIX. En el *Diario de Viaje* de Alejandro Malaspina durante los cinco años de navegación por los confines del globo al mando de las corbetas Descubierta y Atrevida (1789-1794), donde los objetivos científicos se unieron a los políticos, se da testimonio en numerosas ocasiones de la presencia de tortugas marinas, de su captura para alimento de la marinería o de la lucha de un tiburón

con una de ellas, aunque estas observaciones se corresponden generalmente con las costas del Pacífico, donde debían ser muy abundantes. Son más numerosas las citas de avistamientos de grandes ballenas y de aves en su derrotero y tanto estos hechos como otros de interés para los naturalistas a bordo de las corbetas quedaron anotados en los trabajos que se realizaron de Historia Natural (SOLER, 1999).

El estudio de las tortugas marinas no ha constituido tradicionalmente un capítulo prioritario de la herpetofauna española, aunque en las últimas décadas del siglo XX se ha producido un cambio notable en el interés por el estudio de esta parte de la fauna ibérica que deberá producir resultados importantes en las primeras décadas de este siglo. Son numerosas las razones que pueden alegarse para el retraso en el estudio de las tortugas marinas, pero bastará con considerar que son animales que pasan prácticamente toda su vida en el mar para entender la dificultad de su observación. Solamente en aquellos países en los que existen playas de puesta para alguna especie de tortuga marina se ha desarrollado más esta parte de la Herpetología, pero no es el caso de España, donde no existen lugares habituales de puesta.

Aparte de algunas citas históricas (BOSCA, 1877), hasta bien avanzado el siglo XX no existen grupos de investigación españoles para estas especies. Una referencia obligatoria basada en la recopilación de la información existente en España es realizada en el extranjero (BRONGERSMA, 1972). Los primeros trabajos españoles aparecen en los años ochenta (CRESPO *et al.*, 1988; MAYOL *et al.*, 1988; PASCUAL 1985; PENAS y PIÑEIRO, 1989). Los estudios realizados con cierta continuidad sobre tortugas marinas se han realizado principalmente considerando individuos varados en playas (CAMIÑAS, 1996), a partir de la incidencia pesquera (AGUILAR *et al.*, 1992; CAMIÑAS, 1988, 1992, 1995; CAMIÑAS *et al.*, 1992). Los estudios generales sobre herpetología ibérica incluyen las tortugas marinas, dentro del capítulo de misceláneas (PLEGUEZUELOS, 1997b) o con un tratamiento semejante al resto de herpetos (SALVADOR, 1997). En los últimos años se han creado diversos grupos de investigación en Universidades y centros de investigación (Universidades de Barcelona, Valencia, Las Palmas, Baleares, Cádiz y otras, así como Centros del Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y del Instituto Español de Oceanografía). También se prestó mayor atención a las tortugas marinas por parte de la AHE (Asociación Herpetológica Española), a partir de esa misma época, tras la firma de un Convenio para el Mercado de tortugas marinas entre esa asociación y el Ministerio de Medio Ambiente (ROCA & CAMIÑAS, 1998) y del correspondiente entre Grupo de Tortugas Marinas de la SEC (Sociedad Española de Cetáceos) y el mismo ministerio (SEC, 2000). Deben considerarse con gran esperanza los trabajos actuales de investigación realizados por diversos Centros de Recuperación de Tortugas marinas, generalmente bajo la tutela de las administraciones de las Comunidades Autónomas, como son entre otros el CRAM en Cataluña, el CREMA en Andalucía o el Centro de recuperación de fauna silvestre de Tafira en las islas Canarias. Actualmente podemos decir que se está consolidando el estudio de estas especies tanto en aguas españolas como internacionales, con participación de grupos españoles en diversos proyectos internacionales de investigación (Cabo Verde, Golfo de Guinea, Mediterráneo, Macaronesia, costas americanas), y que la elaboración de la Base de Datos que ha dado origen a la representación de las tortugas marinas en este libro se debe a la voluntad creciente en colaborar y avanzar conjuntamente en el estudio de estos reptiles, mostrado por un grupo numeroso de investigadores, profesores de Universidad, grupos conservacionistas, centros dependientes de las Comunidades Autónomas, particulares y asociaciones que se mencionan en el apartado de Agradecimientos de esta obra.

Existe como consecuencia de lo anterior una bibliografía importante que recoge información sobre la presencia, captura, muerte, migración, técnicas de recuperación y tratamiento de heridas y enfermedades, técnicas de cautividad e, incluso, de reproducción de las tortugas marinas en aguas de la Península Ibérica, Baleares y Canarias, con información también de Ceuta y Melilla. No es el momento de hacer una revisión bibliográfica de las tortugas marinas en España, pero en ese apartado se incluirá un exhaustivo número de referencias, además de que se hace conveniente señalar, por su interés general, algunos manuales importantes como son los de BRONGERSMA (1972), ECKERT *et al.*, (1999), LUTZ & MUSICK (1997), MÁRQUEZ (1990), PRITCHAR *et al.* (1983) y SALVADOR (1997).

5. Las especies de tortugas marinas en aguas españolas

Las especies de tortugas marinas que forman parte de la fauna española son las siguientes:

- La familia *Dermochelyidae* cuenta con una sola especie, *Dermochelys coriacea* o tortuga laúd, también denominada de cuero o caire por los pescadores mediterráneos. Es una especie común en aguas españolas, tanto del Atlántico (BRONGERSMA, 1972) donde se menciona su reproducción esporádica (LÓPEZ-JURADO, 1992), como del Mediterráneo (CRESPO *et al.*, 1988), donde se considera común (CAMIÑAS, 1998).
- La familia *Cheloniidae* está representada por cuatro especies:
 - *Caretta caretta*, denominada tortuga boba o común, que se reproduce en el Mediterráneo oriental y central, es la tortuga marina más abundante en aguas españolas. Está presente durante todos los meses del año, principalmente en el Mediterráneo, y se encuentra citada en todas las provincias peninsulares e insulares con costas. Es la única especie que se ha observado recientemente en puesta en el Mediterráneo (VALEIRAS *et al.*, 2001).
 - *Chelonia mydas* o tortuga verde, que aunque se reproduce en el Mediterráneo es poco común en aguas españolas. Tampoco abunda en el Atlántico, con la excepción de las islas Canarias donde se considera común (LÓPEZ-JURADO, 1992), aunque el número de citas no es importante.
 - *Lepidochelys kempii*, denominada tortuga golfina o lora es muy rara en aguas españolas, aunque se ha citado en Galicia.
 - *Eretmochelys imbricata* o tortuga de carey, también rara en aguas españolas pero observada en Galicia y Canarias, es muy conocida por los objetos que tradicionalmente se construían con su caparazón y por los ejemplares observados en tiendas de decoración y regalos.

Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761). Distribución y abundancia de la tortuga laúd en España

La evolución diferencial de esta especie respecto al resto de las tortugas marinas es notable y fuente de diversas discusiones. BOWEN & KARL (1997) indican que el análisis filogenético con técnicas moleculares (ADN nuclear) revela una profunda separación entre *Dermochelys coriacea* y el resto de las tortugas marinas, aunque un origen remoto común. La especie tiene cierta capacidad endotérmica ausente en el resto de las tortugas marinas, por lo que la distribución geográfica de la misma alcanza latitudes muy superiores que el resto de las tortugas marinas ocupando ecosistemas más diversos.

Esta especie es el quelonio con mayores dimensiones existente, ya que puede alcanzar más de 900 kilos de peso, como un ejemplar capturado en Gales, cuyo peso ascendía a 916 kilogramos (ECKERT & LUGIMBUHL, 1988). También es la tortuga marina con una distribución geográfica más amplia, al llegar hasta las frías aguas al norte de la Península Escandinava. El caparazón presenta siete crestas longitudinales o quillas. La piel que recubre el caparazón tiene aspecto de piel curtida, de ahí su nombre también de tortuga de cuero. En los adultos, las aletas anteriores, desprovistas de uñas, alcanzan la mitad de la longitud del caparazón, que puede llegar a medir hasta 190 centímetros de largo. La coloración dorsal es predominantemente negra, con cantidad variable de manchas blancas, más numerosas en el vientre. Las manchas pueden ser azuladas o rosadas en el cuello y en la base de las aletas. Considerando su extraordinario tamaño, podemos decir que es un reducto de las grandes tortugas del Plioceno. La boca y garganta presentan un recubrimiento de papilas de forma cónica, de distinto tamaño y dirigidas hacia el interior, lo que favorece la ingestión de presas como medusas o tunicados, entre otras especies. Este tipo de papilas no están presentes en el resto de las especies.

El periodo de reproducción varía con la latitud, y los ciclos reproductores de esta especie son de 2 ó 3 años. De acuerdo con la mayoría de los autores consultados, *Dermochelys coriacea* es una especie que no se reproduce habitualmente en las costas españolas, ni del Atlántico ni del Mar Mediterráneo, aunque pudiera haberlo hecho de manera ocasional (GROOMBRIDGE, 1994; LÓPEZ-JURADO, 1992). Su presencia en esas regiones ha estado principalmente relacionada con la captura por algún arte de pesca o por la aparición de ejemplares varados, vivos o muertos, en playas.

Las principales áreas de puesta de esta especie en el Atlántico se concentran en Centroamérica y Sudamérica, principalmente en la Guayana, donde la puesta anual se realiza por varios miles de hembras, pero también son importantes ciertas playas, desde Costa Rica hasta Colombia, incluidas diversas islas antillanas. En cuanto al Atlántico Oriental, donde han sido descritos diversos lugares de puesta entre Mauritania y Angola (FRETEY, 2001), las mayores concentraciones de hembras reproduciéndose (entre 4.222 y 7.096 durante la estación 1999-2000) se sitúan en Gabón (BILLES *et al.*, 2000, citado por FRETEY, 2001).

Numerosos ejemplares de procedencia americana arriban cada año a las costas de Reino Unido, Irlanda, Francia, del noroeste de España, Portugal y la costa Suratlántica ibérica (CAMIÑAS & GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1997) y su entrada al Mediterráneo queda posibilitada a través del Estrecho de Gibraltar, mientras que alcanzan las costas canarias numerosos ejemplares de procedencia americana y posiblemente también africana. En los últimos años se han observado numerosos ejemplares vivos, aunque también se han encontrado ejemplares muertos, en general de gran tamaño, en la costa Suratlántica española (CAMIÑAS & GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1997).

La presencia de esta especie en el Mediterráneo ha estado plagada de incertidumbres, si bien en las últimas décadas se ha recopilado nueva información, según la cual se han observado en aguas de casi todos los países mediterráneos (CRESPO *et al.*, 1988; CAMIÑAS, 1999). GROOMBRIDGE (1994) señalaba la existencia en el Mediterráneo de una población emigrante del Atlántico. Es una especie conocida desde antiguo en el Mediterráneo pero, al no ser una especie comercial y dado su gran volumen, lo que dificulta su traslado por las embarcaciones de pesca, no ha sido citada y vista con excesiva frecuencia. Las revisiones que se han hecho indican su presencia en todas las cuencas del Mediterráneo durante todos los meses del año (CAMIÑAS, 1998).

Está presente en el Mar de Alborán, preferentemente en invierno y primavera, debido a sus pautas migratorias entre el Atlántico y el Mediterráneo. Proviene posiblemente de las áreas de puesta situadas en las playas de la Guayana francesa, en el Atlántico occidental, como se ha confirmado mediante el marcado de ejemplares con transmisores.

Estatus y Conservación de la tortuga laúd en España

Se observan generalmente animales solitarios y en alta mar. Su presencia en aguas costeras está relacionada con animales muertos o en mal estado. Como para el resto de las especies de tortugas marinas, no hay una sola causa de mortalidad. Tampoco hay una única pesquería responsable de la mortalidad de esta especie en las costas españolas. No existe un programa de evaluación de la especie en el territorio español y los datos existentes son parciales y fragmentarios. Los ejemplares presentes en las aguas que bordean la península Ibérica, tanto en el Atlántico como en el Mediterráneo, incluidas las aguas próximas a ciudades del norte de África, forman parte de las poblaciones americanas. En el caso de las islas Canarias, podría haber, entre las tortugas laúd allí observadas, ejemplares de distinto origen, dada la proximidad de playas de puesta africanas (FRETEY, 2001) y la confirmación de llegada a esas aguas de especímenes provenientes de la Guayana francesa y Surinam (FRETEY, 2001). Las poblaciones de Guayana y Surinam presentan un descenso en el número de nidos desde aproximadamente 1992, y ese descenso no estaría producido por la muerte de ejemplares ocasionada por los pescadores artesanales de esos países sino más posiblemente por el incremento de la pesca industrial en las proximidades de las zonas de puesta (CHEVALIER & GIRONDOT, 1998).

En las costas atlánticas ibéricas, la captura o aparición de ejemplares muertos en las playas es notable principalmente en Galicia y las costas del Golfo de Cádiz. La creciente aparición de ejemplares en esa área suribérica (CAMIÑAS & GONZÁLEZ DE LA VEGA 1997; AULA DEL MAR, 2002) podría indicar que se está incrementando la mortalidad de ejemplares reproductores, contribuyendo con esta mortalidad, ejercida probablemente por flotas españolas, portuguesas y marroquíes en el área del Estrecho de Gibraltar, al declive señalado por CHEVALIER & GIRONDOT en las poblaciones reproductoras de Guayana y Surinam y a la importante aparición de esta especie en Ceuta.

En relación con las obligaciones y la situación real de la conservación de esta especie en el Mediterráneo, se remite al lector a los comentarios generales que se hacen en el apartado dedicado a *Caretta caretta* en relación con el Plan de Acción para la conservación de las Tortugas Marinas del Mediterráneo del Convenio de Barcelona, información y comentarios aplicables también al resto de las especies de tortugas marinas presentes en aguas españolas.

La Familia *Cheloniidae*

Es una familia que se caracteriza por presentar el cráneo completamente cubierto de escamas con una ranfoteca bien desarrollada; un paladar secundario; la cabeza no es retráctil o sólo parcialmente, lo mismo que las extremidades, éstas cubiertas con numerosas escamas y con dedos alargados unidos formando una aleta. Conservan uñas en sus extremidades con utilidad en los machos para la copula. El caparazón está cubierto de escudos córneos formado generalmente por cinco escudos vertebrales y seis pares de escudos plastrales, junto con tres o cuatro pares de inframarginales, múltiples escudos axilares y, generalmente, un escudo intergular y otro interanal. El plastrón cuenta con fontanelas persistentes (PRITCHARD, 1997).

PRITCHARD & TREBBAU (1984) inventariaron 31 géneros, muchos de ellos conocidos por fragmentos y sólo cuatro de ellos vivos. Los géneros vivos, *Caretta*, *Chelonia*, *Eretmochelys* y *Lepidochelys* cuentan con seis especies distribuidas por todos los mares tropicales, cuatro de las cuales están presentes en aguas españolas: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys kempii*.

Caretta caretta. Distribución y abundancia de la tortuga boba en España

Es una especie de amplia distribución en aguas tropicales y subtropicales de todos los océanos. Realiza grandes migraciones de una a otra costa del Atlántico y en el Mediterráneo entre la cuenca levantina y la costa española. Especie de tamaño medio, puede alcanzar más de un metro de longitud del caparazón. La coloración del caparazón es parda, más o menos clara en función de la edad y de la acumulación de epibiontes sobre el mismo. En ocasiones entre los epibiontes se encuentran diversas especies de algas pardas y verdes, macroscópicas y microscópicas (BÁEZ *et al.*, 2002) que modifican la coloración del caparazón. Dorsalmente las aletas anteriores y posteriores tienen una coloración semejante al caparazón, quizá algo más clara y pueden ir también recubiertas de epibiontes. El plastrón es de color amarillento, al igual que en conjunto todo el animal observado ventralmente. La cabeza es grande y redondeada. En los adultos, los machos tienen la cola más larga y las uñas de las aletas son más fuertes y curvadas.

Las observaciones de esta especie en el mar son muy numerosas, habiendo aumentado el número de tortugas y las zonas de avistamiento en los últimos años como consecuencia de la mayor participación de observadores en el mar. En la Base de Datos elaborada se han incorporado más de 6.200 ejemplares observados en alta mar y más de 2.000 varamientos. Los ejemplares más pequeños se observan en Galicia y Cantábrico. Las tallas más pequeñas encontradas en estas regiones, con un caparazón de entre 15 y 25 centímetros de longitud, son semejantes a las que se mencionan para las islas atlánticas de Azores y Madeira, que provienen de las poblaciones americanas, principalmente de Estados Unidos y de México. Los individuos del Mediterráneo incluyen un rango de tallas mayor, desde 25 o 30 centímetros, a más de 1 metro de longitud recta del caparazón. La gran variedad de tallas en el Mediterráneo es consecuencia de la presencia en aguas españolas de individuos adultos y juveniles que ocupan las aguas del Mediterráneo occidental para alimentarse y proceden tanto de las poblaciones mediterráneas como de las atlánticas (LAURENT *et al.*, 1993, 1998), con lo que aumenta la diversidad y el número de tortugas en un área comprendida entre las islas Baleares y el Estrecho de Gibraltar. En Canarias las tallas son semejantes a las de las otras islas atlánticas.

El Mediterráneo Occidental concentra la mayoría de la especie en aguas españolas. Aunque pueden observarse ejemplares de esta especie durante todo el año, el periodo de mayor concentración comienza en primavera y se extiende hasta septiembre (CAMIÑAS, 1996, 1997; CAMIÑAS & VALEIRAS, 2001; VALEIRAS & CAMIÑAS, 2001). En los meses de marzo y abril comienzan a observarse en la zona atlántica del

Estrecho de Gibraltar ejemplares que se desplazan hacia el Mediterráneo. A partir de junio y julio se observan, tras haber pasado un periodo de alimentación en el Mediterráneo, salidas de numerosas tortugas hacia el Atlántico. Una parte de la población que se observa en torno a Baleares se desplaza hacia el Mediterráneo central al final del verano. CAMIÑAS & DE LA SERNA (1995) presentaron un modelo de migración de la especie entre el Atlántico y el Mediterráneo y entre el Mediterráneo Occidental y central basándose en datos de capturas por las flotas españolas palangreras y de enmalle. Algunos ejemplares adultos permanecerían en los meses invernales en el área sin realizar la migración descrita.

Estatus y conservación de la tortuga boba

En España la tortuga boba fue incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como “de interés especial” (Real Decreto 439/1990 de 30 de Marzo; BOE 1982) y, en virtud de tal inclusión, se encuentra protegida en todo el territorio nacional (LÓPEZ-JURADO & ANDREU 1997). Está considerada especie “extinguida” con dudas sobre su capacidad nidificadora, al haber aparecido un huevo con un embrión totalmente desarrollado en 1992 en el Delta del Ebro (FILELLA & ESTEBAN, 1992) y así se recoge en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992). La reciente nidificación en el verano de 2001 de una tortuga boba en la costa de Almería (VALEIRAS *et al.*, 2001) podría indicar, si se producen nuevas nidificaciones, un cambio en su estatus.

Es una especie amenazada por todo tipo de flotas en el Mediterráneo, donde faenan grandes cerqueros atuneros franceses, italianos y españoles, grandes palangreros japoneses y coreanos, palangreros de superficie italianos, griegos, españoles y de naciones del sur, redes de enmalle a la deriva italianas, francesas marroquíes, etc. (CAMIÑAS, 1998, 1999).

La flota española que faena en el Mediterráneo con palangre de superficie está compuesta en la actualidad por unos 30 barcos con licencia anual. A estos se unen durante la temporada de verano un número indeterminado de embarcaciones que pueden llegar a formar una flota próxima al centenar de embarcaciones. Durante los últimos años ha habido un profundo cambio en esta flota. Ha pasado de pescar sólo pez espada, durante todo el año en los años 70 y 80, a diversificar sus métodos de pesca y los palangres para pescar tres especies principales: el pez espada, el atún rojo y el atún blanco. En la actualidad la captura de tortugas marinas por los palangreros de pez espada se ha visto reducida como consecuencia de la reducción del esfuerzo de pesca y a la diferente eficacia de los demás palangres (de atún rojo y de atún blanco) para capturar tortugas marinas (VALEIRAS & CAMIÑAS, 2001).

Las estimaciones de capturas accidentales de tortuga boba sólo por las flotas de palangre de superficie españolas, lo que no supone más de cien embarcaciones a lo largo del año, puede variar entre unos pocos miles y 30.000 ejemplares algunos años según autores (AGUILAR *et al.*, 1992; CAMIÑAS, 1997; CAMIÑAS *et al.*, 1992; MAYOL *et al.*, 1988). El estudio más reciente en aguas del Mediterráneo Occidental indica que la flota española, faenando con tres tipos de palangre distintos a lo largo del año dirigidos al pez espada (*Xiphias gladius*) al atún rojo (*Thunnus thynnus*) o al atún blanco (*Thunnus alalunga*) habría capturado más de 29.000 tortugas boba en el año 2000 (CAMIÑAS & VALIERAS, 2001).

Si bien las estimaciones mencionadas con anterioridad son realistas, el número de tortugas observadas varadas en las playas españolas es mucho menor, aunque no existe una serie estadística al respecto para el Mediterráneo español (CAMIÑAS, 1996). Por otro lado, el número de ejemplares tratados en los Centros de Recuperación de Animales Marinos situados en las Comunidades Autónomas españolas del Mediterráneo es también mucho menor (SEC, 1999).

Considerando la existencia de dos poblaciones diferenciadas en el Mediterráneo occidental, la mortalidad ejercida por la pesca de palangre de superficie y otros artes de pesca, así como otras actividades de origen antrópico (contaminación, vertidos de petróleo o navegación, entre otros), se debe ejercer sobre individuos de ambas poblaciones. Por consiguiente, los varamientos de tortugas vivas o muertas en las playas del Mediterráneo español deben representar estadísticamente ambas poblaciones. Igualmente las tortugas obtenidas en los Centros de Recuperación deben reflejar de alguna manera la abundancia relativa de las dos poblaciones presentes en el Mediterráneo.

A pesar de las competencias de cada una de las Administraciones en materia de conservación de la especie, no se ha puesto en marcha un Plan de Acción nacional coordinado de conservación y protección de la especie como se aprobó en el marco del Convenio de Barcelona. En el marco de dicho Convenio, las Partes incluyeron entre los objetivos prioritarios de protección para el periodo 1985-1995 la protección de las tortugas marinas (Declaración de Génova, septiembre de 1985) y con ese fin se adoptó en 1989 el Plan de Acción para la Conservación de las Tortugas Marinas del Mediterráneo. En 1996 las Partes confirmaron el acuerdo e incluyeron las cinco especies presentes en el Mediterráneo, en la lista de especies en peligro o amenazadas que se anexó al Protocolo para la Áreas Especialmente Protegidas y la Diversidad Biológica en el Mediterráneo. Tal Protocolo invitaba a las partes a continuar colaborando en la puesta en marcha de los Planes de Acción adoptados. A la luz de la información disponible, se realizó una revisión detallada del Plan de Acción y se enmendó y adoptó por las Partes en octubre de 1999 en Malta. Las acciones recomendadas por el Plan de Acción son:

- La Protección y la gestión (incluye acciones relativas a la legislación, protección y gestión de hábitats, reducción de la mortalidad en el mar y la eliminación del consumo y usos locales, el establecimiento de una red mediterránea de áreas marinas y costeras protegidas para las tortugas marinas y la información educación y formación para la sensibilización).
- La Investigación y el seguimiento científico (incluye el reforzamiento para la cooperación en proyectos de investigación de importancia regional, el reforzamiento de los proyectos de seguimiento a largo plazo de las playas de puesta, el marcado por saturación y la cooperación en el muestreo de playas)
- La Coordinación. Para reforzar esta acción se ha convocado una Conferencia científica internacional celebrada en Roma en 2001, se ha creado un grupo de discusión mediterráneo en Internet (medturtle@compulink.gr) y se ha elaborado un repertorio de especialistas activos para el Mediterráneo.

Las Acciones Recomendadas con carácter general a todos los países en el Plan de Acción son las siguientes:

- Desarrollar programas de sensibilización y de formación para los pescadores sobre las técnicas más convenientes para el manejo y suelta de las tortugas y la compilación de la información relativa a las capturas incidentales.
- Involucrar en la cooperación y sostén de la actividad anterior a la CGPM y a la CICAA (Comisión para la conservación del Atún).
- Desarrollar proyectos de sensibilización sistemática con objetivos y grupos claramente definidos.

Las propuestas específicas para España son:

- Asegurar la evaluación periódica del impacto de la pesca en la región Balear de la Comisión General de Pesca del Mediterráneo² (GFCM).
- Desarrollar programas de investigación para identificar el modelo migratorio en la región del Estrecho de Gibraltar y evaluar el porcentaje de tortugas de origen atlántico y mediterráneo en el Mar de Alborán y áreas adyacentes.
- Establecer una red de observadores de varamientos y de centros de recuperación para armonizar los métodos de intervención y establecer una base de datos de varamientos y tortugas recuperadas del Mediterráneo.

En resumen, existen los instrumentos legales para que el estatus de conservación de las tortugas marinas y en particular de la tortuga boba sea mejorado. Aunque algunas de las acciones recomendadas a España se han ido poniendo en marcha, aún falta avanzar en la coordinación entre Ministerios, funda-

² Esta región de la CGPM ha sido revisada recientemente habiéndose dividido en regiones de gestión más pequeñas (FAO 2001). La región original incluía desde Argelia hasta el Estrecho de Gibraltar.

mentalmente Agricultura y Pesca y Medio Ambiente, Administraciones locales, regionales y central y principalmente en la aprobación de los presupuestos necesarios para desarrollar los acuerdos internacionales firmados por el Estado.

***Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys kempii*. Distribución y abundancia de la tortuga verde, carey y lora en España**

Estas tres especies por su escasa presencia en aguas y territorios españoles van a ser consideradas conjuntamente. El número de ejemplares de cada especie incluidos en la Base de Datos de la AHE es muy pequeño en comparación con *C. caretta* y *D. coriacea*, aún considerando las citas más antiguas: 31 citas de *Chelonia mydas*, 28 de las cuales corresponden a varamientos (27 en aguas del Atlántico y 1 en Tarragona) y 3 observaciones en el mar, todas en el Mediterráneo; 7 citas de *Eretmochelys imbricata* todas en aguas del Atlántico, y 6 citas de *Lepidochelys kempii*, igualmente todas ellas correspondientes a varamientos en el Atlántico.

La distribución de los 28 varamientos de tortuga verde se circunscribe a las islas Canarias (11) y a Galicia (11), con 2 ejemplares en Asturias y 3 en Andalucía (Atlántico), y el mencionado de Tarragona. Los ejemplares de Galicia, Asturias y Andalucía deben ser originarios de las poblaciones del Atlántico centro oriental (Tortuguero, en Costa Rica y playas de Venezuela, principalmente) mientras que los ejemplares de Canarias podrían ser originarios de las mismas poblaciones, pero también podrían ser originarios de las poblaciones africanas próximas (Guineas Ecuatorial y Guinea Bissau).

De los 7 varamientos de la tortuga carey (*E. imbricata*) 5 aparecieron en Galicia, uno en Huelva y otro en Lanzarote. No se han registrado observaciones en mar. Los seis registros de *L. kempii* se obtuvieron de varamientos, dos en la provincia de Huelva, uno en la de A Coruña, otro en la de Pontevedra y otro en Asturias. El sexto ejemplar corresponde a un varamiento en Ceuta en 1997.

Si consideramos que todos los ejemplares de estas especies, principalmente de las dos últimas, corresponden a varamientos, esto podría significar en realidad una mayor presencia de las tres especies en la región atlántica, ya que los varamientos están relacionados principalmente con incidencia de actividades humanas y no con la abundancia de las especies. Por otro lado la corriente principal en el Atlántico norte se dirige en ocasiones paralela en cierta medida a la costa española, por lo que individuos muertos de estas especies podrían verse alejados de la costa, más que favorecidos a llegar a ella y, por tanto, a ser observados. Quiero decir con lo anterior que debemos ser cautos con la importancia y presencia de estas tres especies en aguas españolas, en tanto no contemos con mas intensidad de observaciones en el mar.

Estatus y Conservación de las tortugas verde, carey y lora en España

Las tres especies se encuentran protegidas tanto por la legislación nacional, como comunitaria o los convenios internacionales (Bonn, Berna y Barcelona), relativos a especies migratorias. También están incluidas en el Convenio sobre el comercio de especies protegidas, CITES, por lo que su comercio está totalmente prohibido.

La población de la tortuga verde del Mediterráneo está en una situación muy preocupante, en peligro crítico según la UICN y así se considera para España, aunque en su distribución no alcanza aguas españolas, sino en raras ocasiones. No obstante debe tenerse en cuenta aquí todo lo relativo a esta especie indicado en el Plan de Acción del Mediterráneo y que se relaciona en el apartado correspondiente a *C. caretta*.

El comercio de caparzones y objetos de carey sigue realizándose de forma clandestina en algunos de los países del área de distribución de la especie, por lo que debe continuar el control en aquellos países a los que se está incrementando el turismo desde España, principalmente Cuba, que cuenta con una población importante de la especie, y los demás países del Caribe. Deben considerarse para esta especie y también para *L. kempii* las recomendaciones del Plan de Acción para la protección de las tortugas del Convenio de Barcelona.

6. Educación pública y participación en la conservación de las tortugas marinas

Es indudable que más medidas de conservación y protección de las poblaciones de tortugas basadas en la mejor información científica disponible son cada vez más necesarias ante el panorama expuesto con anterioridad. Las principales medidas deben ir dirigidas a detener la mortalidad hasta niveles soportables por las poblaciones. Un segundo nivel consistiría en mejorar o devolver a su estado natural las playas en que se reproducen las poblaciones en peligro inminente para que aumentara el éxito de las puestas. Pero son muchos los inconvenientes para alcanzar esos objetivos.

Un programa de conservación de tortugas marinas debe comprender distintos elementos complementarios en el espacio y en el tiempo, pero fundamentalmente necesita de una visión multidisciplinar y una aplicación a las múltiples caras del problema. Cada vez son más comprensibles y de uso común conceptos como conservación de la naturaleza, sostenibilidad y ecosistemas, y son más las personas interesadas no sólo por las denominadas especies insignia de los movimientos conservacionistas, sino por la integración del hombre como parte de la naturaleza, habiéndose desarrollado una filosofía para la conservación del medio ambiente entre las filosofías predominantes en la actualidad. La conservación debe ser fundamentalmente consenso y, como compromiso entre los extremos del biocentrismo y el antropocentrismo, se impone una ética que refuerza los valores culturales de la naturaleza para las sociedades humanas en adición a su valor utilitario, como señala NORTON (1984) y recoge SHANKER (2002) cuando habla de la filosofía de la conservación de las tortugas marinas.

La conservación de las tortugas marinas necesita de una filosofía y un consenso, pero su aplicación encuentra enormes dificultades cuando contemplamos los extensos rangos de distribución de las especies. Pero también hay preguntas importantes a hacer en relación con la conservación de las tortugas marinas: ¿Porqué hay que conservarlas? ¿Quién debe ocuparse de su conservación? ¿Cómo debe realizarse esa conservación? ¿Quién debe tomar las decisiones de conservación? Las poblaciones de tortugas marinas tienen una distribución que abarca distintos mares y territorios de varios estados. De nada serviría que en las playas de puesta existieran programas para la protección de las hembras o de los recién nacidos si a miles de kilómetros de allí se diezman los juveniles o los adultos.

Para responder a las preguntas realizadas debe considerarse que, además de la responsabilidad de los gobiernos para la conservación de las tortugas marinas es imprescindible la participación de todos los interesados en esa conservación: administraciones, investigadores, educadores, pescadores, responsables de medio ambiente, ONGs, entre otras entidades e instituciones. La participación democrática es imprescindible para alcanzar el consenso que permita la gestión racional de cualquier especie porque la conservación de las especies debe basarse en la sociedad y en sus complejas relaciones de intereses (FRAZIER, 1999). Algunos de esos grupos de interés y sus principales beneficios en la conservación de las tortugas marinas son los siguientes:

- i) Investigadores y sociedades científicas. Los científicos tienden a elaborar documentos de difícil comprensión y acceso restringido. En muchas ocasiones mantienen una posición demasiado neutral y no es habitual que elaboren documentos asequibles y útiles para la formación y educación ciudadana. Las sociedades científicas podrían jugar el papel de conexión entre los resultados de la investigación, los gestores y la sociedad.
- ii) Administradores y responsables de medio ambiente y de pesca. La toma de decisiones y la ejecución de la política medioambiental en relación con las tortugas marinas es responsabilidad de administraciones y responsables de medio ambiente y pesca tanto de las Comunidades Autónomas como del Gobierno Central, pero tales decisiones deberían tomarse en función de los informes elaborados por los técnicos de las propias administraciones apoyadas en la información recogida por los científicos y ONGs, conociendo además la posición y opinión de los pescadores y otros grupos de interés (turismo, náutica, etc.).
- iii) ONGs y educadores. Conocen en general muy bien la materia objeto de educación medioambiental, pero dada la estructura administrativa española basada en las comunidades autónomas y la distribución de competencias entre ellas se produce una falta de intercambio de información y

de coordinación de los métodos y de los objetivos de conservación de las tortugas marinas, ya que existe una mayor impermeabilidad de la aconsejable.

- iv) Pescadores y otros grupos de interés. Los pescadores son conocedores de los problemas económicos y de seguridad a bordo que trae consigo la captura de tortugas marinas. Los grupos económicos relacionados con el turismo de playas, donde se incluirían los deportes náuticos, no son conscientes de la importancia de las playas para la reproducción de las tortugas, ni de la necesidad de conservación de las áreas de concentración y alimentación de tortugas marinas.

Consecuentemente es conveniente crear algún sistema de coordinación entre todos los implicados e interesados con los gestores y administraciones, mejorar en definitiva la educación y formación de los usuarios del mar y la costa y elaborar mediante consenso programas de educación para la conservación de las tortugas marinas dentro de las aguas españolas en los que participen las distintas comunidades autónomas.

Agradecimientos

La inclusión de las tortugas marinas en este libro no sólo no es una casualidad sino que se debe al esfuerzo de numerosas personas, organizaciones, centros de recuperación de tortugas, públicos y privados, profesores de universidades y administraciones que bien por motivos científicos, bien por motivos conservacionistas o por obligación han ido recopilando en su ámbito la información de cada individuo varado, observado o capturado. Esto ha permitido por primera vez contar con una Base de Datos de casi 9.000 registros, que sin duda se irá ampliando pero que debe ser el origen de próximos trabajos y análisis en conjunto de la situación de las tortugas marinas en aguas españolas. Mi agradecimiento al Presidente de la Asociación Herpetológica Española (AHE), Dr. V. Roca, que desde hace algunos años me confió la responsabilidad de las tortugas marinas como vocal de la Junta Directiva, lo que me sirvió de acicate para abrir mi trabajo personal a otros grupos españoles; a los editores de este libro, que me confiaron esta tarea, aunque creo no eran conscientes de su volumen ni esperaban estos resultados; a la Sociedad Española de Cetáceos (SEC) y, en particular a J. Valeiras que como responsable del Grupo de Trabajo de Tortugas de la Sociedad realizó una tarea ingente, primero para convencer a tanta gente de que cediera sus datos, segundo para revisar toda la información acumulada e incluirla en la Base de Datos y, finalmente, para preparar el resultado final y los primeros mapas de distribución; a todos los que cedieron sus datos: Acuario de San Sebastián; ALNITAK (*Marine, Environment, Research and Education Center*); AMBAR (Sociedad para el Estudio y Conservación de la Fauna Marina); ANSE (Asociación de Naturalistas del Sudeste Español); CREMA (Centro de Recuperación del Aula del Mar de Málaga); Pascual Calabuig del CRFS (Centro de Recuperación de Fauna Salvaje de Tafira); CEMMA (Coordinadora para el Estudio de los Mamíferos Mariños); CEMU (Centro de Estudios Marinos Universitarios); CEPESMA (Coordinadora para el Estudio y Protección de las Especies Marinas); CIRCÈ (Conservación, Información y Estudio de los Cetáceos) CRAMC (Centro de Recuperación de Animales Marinos de Cataluña); IEO Málaga (Instituto Español de Oceanografía. Centro Oceanográfico de Málaga; Red de Observación y Muestreo en Lonjas y Red de Observadores a bordo de Embarcaciones de Pesca); Marineland Baleares (Asociación Marineland-Palmitos); PROMAR (Programa de Recuperación de Fauna Marina); Proyecto Cetus; Septem Nostra. Muchas otras personas y algunas Instituciones deberían figurar aquí. A todos ellos mis disculpas y mi agradecimiento sincero por su colaboración y amabilidad. A todos de nuevo gracias y también a las tortugas marinas, que son el motivo principal de este capítulo y de nuestro trabajo.

Familia *Cheloniidae*

***Caretta caretta* (Linnaeus 1758). Tortuga boba**

Tortuga caretta ó *babona* (cat.), *Egiazko kareta* (eusk.), *Tartaruga mariña común* (gal.)



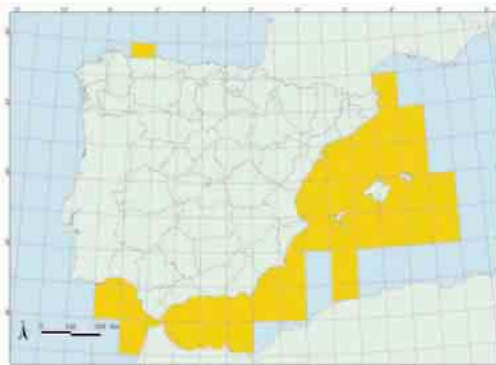
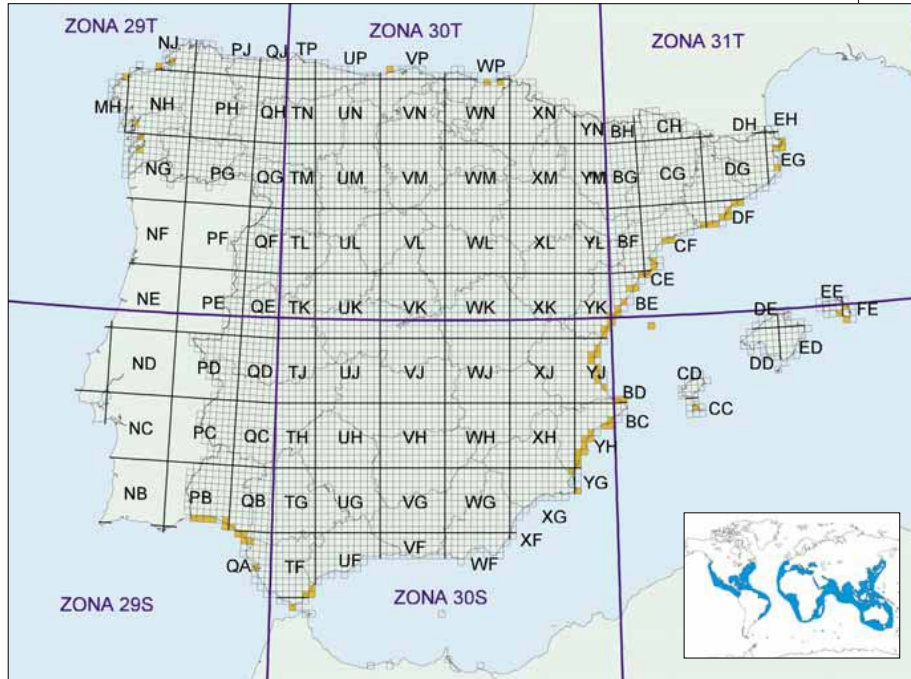
L. J. Barbado

Mar Mediterráneo, Valencia

Es una especie cosmopolita que se distribuye por todos los océanos y mares tropicales y subtropicales, en un área muy extensa comprendida entre los 60° N y aproximadamente 40° S (DODD, 1988; MÁRQUEZ, 1990). Se encuentra en aguas de las plataformas continentales, bahías, lagunas y estuarios, y en ocasiones hasta en el interior de puertos. Es común en aguas superficiales del talud continental, tanto en áreas de alimentación como durante las fases migratorias (reproductora o trófica).

Esta especie pasa por distintos hábitats a lo largo de su desarrollo. Los primeros estadios de su ciclo biológico, tras la eclosión de los huevos, los pasan en hábitat pelágicos. Cuando llegan a una talla del caparazón (LRC) de 52 cm se asientan en hábitats bentónicos (SNOVER *et al.*, 1999), lo que se correspondería en el Atlántico norte con edades comprendidas entre 7 y 10 años (KLINGER & MUSICK, 1995). La duración del estadio pelágico es muy variable, entre tres y diez años, dependiendo de los individuos y los distintos océanos. La fase bentónica juvenil hasta alcanzar la madurez sexual y retornar a las playas de reproducción de las que son originales puede durar hasta 20 años; durante este periodo y en posteriores muestran gran fidelidad a las áreas de alimentación y retornan a las mismas tras las migraciones reproductoras subsecuentes (LIMPUS, 1991).

En aguas del Cantábrico y Galicia, donde es común aunque poco abundante pueden encontrarse ejemplares de origen americano. En general son individuos de pequeño tamaño los que llegan a varar en estas costas, en ocasiones debido al efecto de las bajas temperaturas sobre los individuos jóvenes. En Canarias es una especie común (PÉREZ-JIMÉNEZ, 1997), cuyos ejemplares podrían proceder no sólo de playas de puesta del Atlántico occidental (LÓPEZ JURADO, 1992) sino también de las cercanas islas de Cabo Verde, donde se ha descubierto una colonia importante (CEJUDO *et al.*, 2000; L.F. LÓPEZ-JURADO, com. per.). En el Golfo de Cádiz se encuentran ejemplares tanto de origen americano como de origen atlántico, no descartándose que pudieran alcanzar esta región ejemplares de origen africano. Según indican estudios genéticos, el Mediterráneo habría sido colonizado por las tortugas procedentes de Florida hace unos 12.000 años (BOWEN *et al.*, 1993). Está presente durante todo el año y es muy abundante desde Junio a Septiembre en aguas españolas del Mediterráneo, donde se concentran especímenes de poblaciones mediterráneas y de poblaciones atlánticas (CAMIÑAS, 1988; 1995; CAMIÑAS & DE LA SERNA, 1995; LAURENT, 1990). En la última década se han observado varamientos de esta especie, de animales vivos y muertos, en prácticamente todas las costas españolas insulares y peninsulares, así como en Ceuta (OCAÑA & GARCÍA DE LOS RÍOS, 2002) y en Melilla.



Los mapas de esta especie y otras de tortugas marinas en los que aparecen marcados cuadrados en el mar, corresponden a avistamientos en alta mar, representados según la malla que definen las coordenadas geográficas de un grado de latitud por un grado de longitud. Teniendo en cuenta los amplios movimientos que estas especies realizan en el mar, se ha considerado que no era necesario una precisión mayor en la cartografía de estos avistamientos.

La especie no se reproduce habitualmente en las costas españolas. Aunque se menciona la puesta posible en Murcia (SALVADOR, 1974) y se encontró un huevo con embrión en el Delta del Ebro (FILELLA & ESTEBAN, 1992) la única puesta hasta la fecha directamente observada se produjo el 27 de julio de 2001 a las 3 de la madrugada en una playa de Vera (Almería) (VALEIRAS *et al.*, 2001). Tras 58 días de incubación se produjo la primera eclosión comprobada de tortuga boba en playas españolas. La puesta estaba formada por 97 huevos, produciéndose la eclosión de 42 tortugas y perdiéndose por distintas causas los otros 55 (CREMA, 2002).



Jaime Bosch

Ejemplares juveniles de Cabo Verde

Es una de las especies de tortugas marinas que se puede observar en más hábitats distintos: durante la primera fase de su vida se incorpora al medio pelágico, que no abandona hasta que, una vez llegada a la madurez, pasa a alimentarse cerca de la costa sobre comunidades bentónicas. Pueden encontrarse ejemplares juveniles tanto alrededor de islas oceánicas, como son Azores y Madeira, como en las proximidades de continentes. En esa fase juvenil pelágica (entre 10 y 30 años) realiza migraciones anuales entre las áreas de invernada y las de alimentación, también pelágicas. Una de las áreas de concentración primaveral y estival de ejemplares jóvenes es el Mediterráneo Occidental y principalmente las aguas que rodean las Islas Baleares. Los adultos pasan los periodos invernales en aguas poco profundas con actividad muy reducida. En el Mediterráneo se encuentran en invierno en el sector norte del Mar Adriático y en el Golfo de Gabés. Algunos ejemplares se encuentran entre el Delta del Ebro y las islas Columbretes en invierno, en un área de amplia plataforma continental.

Es la única especie de tortuga marina que se ha citado en todas las provincias costeras españolas, bien en las aguas próximas a costa, bien varadas en playas, tanto en la península como en las islas mediterráneas y atlánticas. Su presencia más común es en el Mediterráneo, alrededor de Baleares, en el Mar de Alborán, Estrecho de Gibraltar (incluida Ceuta), pero también en el Atlántico, en Galicia, área esta donde se encuentran principalmente ejemplares muy jóvenes, y en las islas Canarias. Las observaciones en mar abierto en el Mediterráneo son un hecho común, principalmente entre la primavera y principio del otoño. En este mar se concentra el mayor esfuerzo de observación en mar abierto realizado por expertos españoles.

Especie considerada en peligro de extinción según los criterios de la Unión Mundial para la Naturaleza tanto en el ámbito mundial como para las poblaciones atlántica y mediterránea. A pesar de la consideración anterior (UICN, 2001), la población atlántica más importante que se reproduce en distintas playas de Florida muestra en las últimas décadas un aumento creciente tanto en el número de nidos como en el número de tortugas que eclosionan anualmente (ALICEA *et al.*, 2000; BAGLEY *et al.*, 1999). Esta tendencia positiva en las principales áreas de reproducción puede tener efectos favorables sobre la especie y sobre la abundancia en aguas españolas. La población mediterránea, mucho menor que la atlántica (unas 2.000 hembras reproductoras), muestra mayor estabilidad en el número de anidamientos y en el de eclosiones anuales (MARGARITOU LIS & REES, 2001), pero está muy amenazada tanto en las playas de puesta (debido a la ocupación de playas, contaminación y turismo) como en el mar (pesca, contaminación y tráfico marítimo).

La principal amenaza en aguas del Mediterráneo es la pesca y principalmente el palangre de superficie dirigido tanto a especies de túnidos (*Thunnus thynnus* y *T. alalunga*) como al pez espada (*Xiphias gladius*). La flota española y la italiana que pesca en el Mediterráneo occidental pueden capturar más de 40.000 tortugas anuales de esta especie, principalmente juveniles (LAURET *et al.*, 2001). Otros artes de

pesca como el arrastre de fondo en el Mediterráneo también afectan a ésta y otras especies. En el Atlántico, sobre todo las redes de enmalle a la deriva italianas, francesas y marroquíes, éstas en el Estrecho de Gibraltar (DE LA SERNA, 2000), son el principal peligro procedente de la pesca. Otros peligros para la especie son el tráfico marítimo, tanto comercial como el turístico, la contaminación, las manchas de petróleo e hidrocarburos, las redes y artes “fantasma” y la ingestión de plásticos de diferente origen.

FICHA LIBRO ROJO

Caretta caretta

Categoría mundial UICN: En Peligro EN A1abd.

Categoría España y criterios: En Peligro EN A1abd.

Justificación de los criterios. En aguas españolas es la especie de tortuga marina más común. Se la consideraba Ex (extinguida) en el Libro rojo de los vertebrados españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992), pero se han hallado diversos ejemplares en las costas españolas, como un ejemplar en el Delta del Ebro (LÓPEZ JURADO & ANDREU, 1997). En el verano de 2001 se produjo la puesta de una hembra en la playa de Vera (Almería) con posterior nacimiento de 42 tortugas (CREMA, 2002) por lo que aumenta la importancia de la aplicación de esos criterios en España.

Referencias más significativas

ALICEA *et al.* (2000); BAGLEY *et al.* (1999); BOWEN *et al.* (1993); CAMIÑAS (1988, 1995); CAMIÑAS & DE LA SERNA (1995); CEJUDO *et al.* (2000); CREMA (2002); DE LA SERNA (ed.) (2000); DOOD (1988); FILELLA & ESTEBAN (1992); KLINGER & MUSICK (1995); LAURENT (1990); LAURENT *et al.* (1993, 2001); LIMPUS (1991); LÓPEZ-JURADO & ANDREU (1997); MARGARITOUSIS & REES (2001); MÁRQUEZ (1990); OCAÑA & GARCÍA DE LOS RÍOS (2002); PLEGUEZUELOS (1997); SALVADOR (1974); SNOVER *et al.* (1999); UICN (2001).

Familia *Cheloniidae*

***Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). Tortuga verde**

Tortuga verda (cat.), *Dortoka berdea* (eusk.), *Tartaruga-verde* (gal.)



Juan M. Pleguezados

Ejemplar de Ziguinchor, Senegal.

Especie cosmopolita de aguas tropicales y subtropicales, su rango de distribución es algo más reducido que la tortuga boba: en el Pacífico alcanza las costas de Alaska, mientras que en el Atlántico se encuentra desde las Islas Británicas hasta el Cabo de Buena Esperanza en Sudáfrica, alcanzando los 40° S de latitud. En el Mediterráneo se encuentra confinada una población en la cuenca Levantina. Genéticamente los ejemplares mediterráneos forman una población distinta de la del Atlántico. Las áreas de puesta de esta especie se distribuyen de forma distinta entre el continente y las islas. Las playas más importantes se encuentran en islas generalmente bastante separadas de los continentes. Encontramos así lugares de puesta importantes en las islas Ascensión, el archipiélago de Bijagos en Guinea Bissau, la isla de Bioko en Guinea Ecuatorial y otras islas como Sao Tomé, el Atolón das Rocas en Brasil, las islas Galápagos, Hawaii, arrecifes de Nueva Caledonia o la Gran Barrera de Coral en Australia (LESCURE, 2001). Las principales playas de puesta continentales en el Atlántico Centro Occidental se encuentran en Tortuguero (Costa Rica), en Surinam y en Venezuela, mientras que en el Atlántico Oriental hay importantes zonas de puesta en Mauritania, Guinea Bissau y Guinea Ecuatorial entre otros estados de África (FRETEY, 2001).

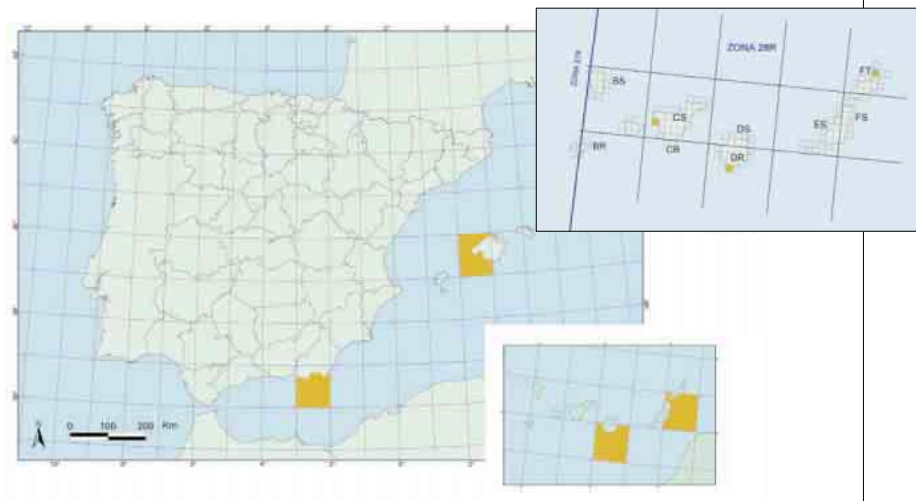
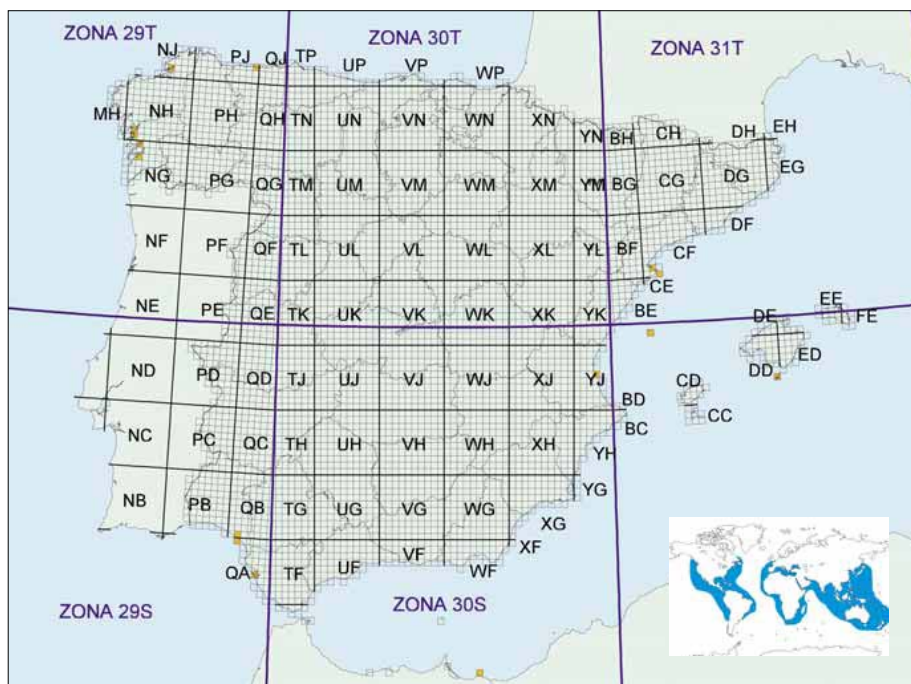
El área de puesta en el Mediterráneo se ha visto reducida a la cuenca Levantina, donde se reproduce en playas de Turquía, Líbano, Israel, Egipto y Chipre. El elevado número de ejemplares que se reproducían en Turquía e Israel ha declinado considerablemente (KASPAREK *et al.*, 2001).

Especie de hábitat principalmente litoral, donde se alimenta, una vez adulta, de fanerógamas y algas marinas. Su área de distribución coincide con la de las praderas y algas de las que se alimenta, y generalmente no sobrepasa los 40-50 metros de profundidad. Ocasionalmente puede observarse en mar abierto.

En aguas españolas su presencia es muy ocasional; las observaciones se reducen a individuos aislados, divagantes de poblaciones del Atlántico Occidental, África o el Mediterráneo Oriental. Se han encontrado ejemplares de esta especie en Galicia, Asturias y Canarias, en el Atlántico, y en las Islas Chafarinas y Levante en el Mediterráneo (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1997), Baleares y norte del Mar de Alborán.

La tortuga verde está incluida entre las especies protegidas por los Convenios de Washington, Berna, Bonn, y la Directiva Hábitat de la Unión Europea.

Es una especie amenazada por el uso de su carne y de sus huevos para el consumo humano, así como para la extracción de grasa de su organismo. Ha sido explotada con técnicas pesqueras durante décadas para alimentación humana, hábitos que persisten en comunidades del Pacífico, en el sudeste asiático,



Océano Índico y en las costas de África. Aunque el comercio internacional se ha reducido, la recolección de huevos para su comercialización ha aumentado peligrosamente en algunos países, mientras que en otros se han tomado medidas importantes para su protección. Su pasado como especie explotada comercialmente entre 1930 y 1982 para la exportación de su carne a Europa condujo al declive de los stocks reproductores del Mediterráneo (SELLA, 1982). La situación ha empeorado debido a la creciente presión demográfica en muchos de los países con hábitos de consumo, la pérdida o deterioro de las playas de puesta, la creciente presión mundial de la pesca, tanto la accidental producida fundamentalmente por el arrastre demersal, como la dirigida a su captura. Otro peligro general es debido a la contaminación marina derivada del aumento de la población establecida en las riberas de los mares y océanos, y del deterioro y pérdida de amplias áreas de vegetación marina (fanerógamas y algas) de que se alimenta la especie en estado adulto, así como de la aparición de fibropapilomatosis.

FICHA LIBRO ROJO

Chelonia mydas

Categoría mundial UICN: En Peligro EN A1abd. La población del Mediterráneo se considera En Peligro Crítico CR A1a, B1+2ce, E.

Categoría España y criterios: En Peligro EN A1abd.

En el anterior libro rojo de los vertebrados españoles se catalogaba como Vulnerable.

Justificación de los criterios: En España es una especie rara en aguas del Mediterráneo y poco frecuente en el Cantábrico y Atlántico, aunque en Canarias es mas abundante.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie que en estado juvenil es omnívora, se alimenta de algas y fanerógamas marinas en estado adulto. Estos ecosistemas sufren importantes grados de contaminación y degradación por efectos de la pesca. La población del Mediterráneo encuentra cada vez mas problemas de reproducción debido al escaso número de componentes.

Factores de amenaza: La pérdida de playas de puesta, la pesca y en el Mediterráneo la reducción de los niveles de seguridad de la especie por el reducido número de ejemplares y el aislamiento geográfico de la población.

Poblaciones amenazadas: Tres playas de Turquía (Akyatan, Kazanlı y Samandag) y dos en Chipre (Karpaz norte y Alagadi) concentran el 78% de la población mediterránea mas amenazada.

Actuaciones para su conservación: Control de la degradación de las playas de reproducción en el Mediterráneo por el turismo, la agricultura y la erosión, además de la contaminación y la pesca.

Referencias más significativas

ERNST *et al.* (2000); FRETEY (2001); HILTON-TAYLOR, (2000); KASPAREK *et al.*, (2001); LESCURE (2001); LÓPEZ-JURADO *et al.* (1997); MATEO & PLEGUEZUELOS, (2001); SELLA (1982).

Familia *Cheloniidae*

***Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). Tortuga carey**

Tortuga carei (cat.), *Sasikareta* (eusk.), *Tartaruga mariña carei* (gal.)



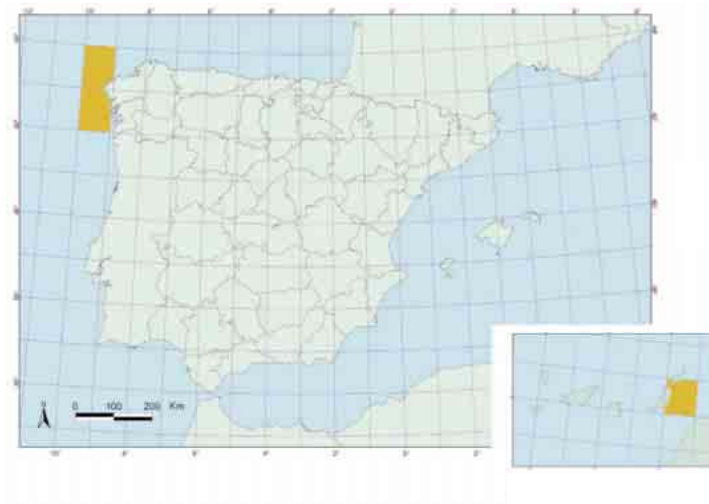
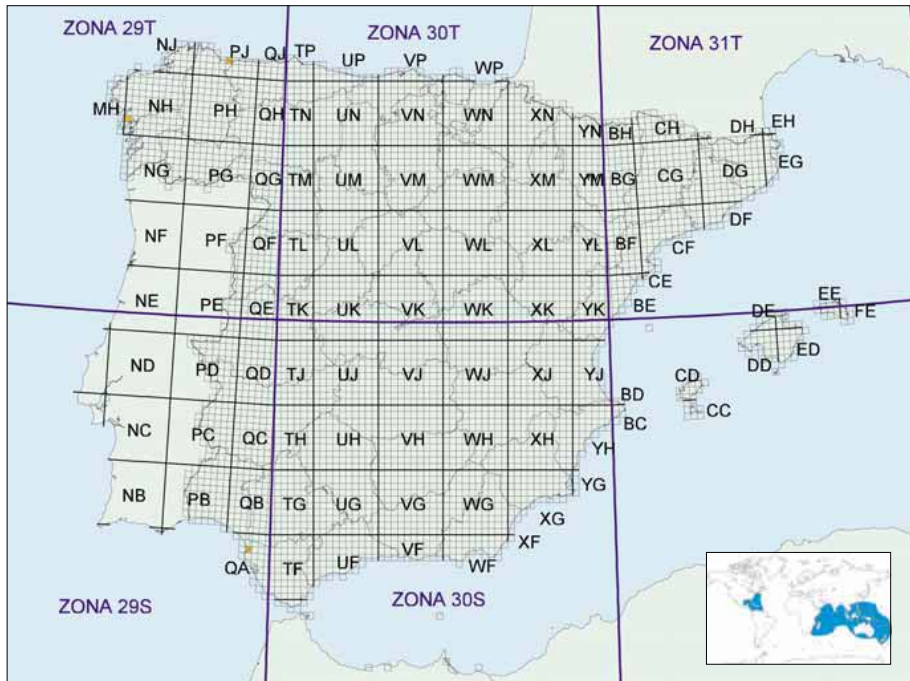
Ejemplar de Méjico

Es la más tropical de todas las tortugas marinas y su principal área de distribución es la región Indo-Pacífica, y el Atlántico. Las principales áreas de reproducción se encuentran limitadas entre los 25° N y los 35° S, con pocos registros fuera de estas latitudes (MÁRQUEZ, 1990). En el Atlántico norte las zonas de puesta se concentran en el Caribe, en la Península de Yucatán (Méjico), sur de Cuba, y otras islas, como Jamaica, República Dominicana o Granada. Generalmente se producen pocos desplazamientos entre distintas colonias y los desplazamientos a largas distancias son raros, por lo que no es extraño que su presencia en las costas del Atlántico oriental sea escasa.

Es más común en áreas de arrecifes coralinos de la región tropical, aunque también puede observarse en aguas someras bien iluminadas y limpias, donde abundan las esponjas, que constituyen una parte muy importante de su dieta. Aunque se pensaba que era una especie muy sedentaria, recientemente se han comprobado largas migraciones utilizando telemetría de satélite (GROSHENS & VAUGHAN, 1994), observándose también, aunque más raramente, en alta mar.

Los ejemplares que se encuentran en aguas españolas podrían ser originarios del Caribe. Es muy rara, conociéndose pocos individuos, posibles divagantes, en Galicia, Andalucía Atlántica y un ejemplar en Lanzarote, Islas Canarias.

Especie amenazada a causa del interés por su caparazón y piel para el comercio mundial. Análisis genéticos realizados en diversos países del área del Caribe indican que una parte importante de las colonias del área (al menos siete) representan colonias aisladas, lo que significa que no pueden ser complementadas en caso de amenaza por inmigrantes de otras colonias (BASS *et al.*, 1996). Como es una especie que, ni es abundante ni se reproduce en las costas españolas, no tiene asignados criterios específicos de conservación. Los pocos ejemplares que han alcanzado las costas españolas generalmente aparecen muertos o en muy malas condiciones. Por el hecho de ser una de las especies más raras en aguas europeas, no aparece entre las especies de reptiles incluídas en el Anexo II de la Directiva Habitats. El Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo del denominado Convenio de Barcelona, ratificado por España el 23 de Diciembre de 1998 (BOE nº 302 de 18 de diciembre de 1999) incluye en el Anexo II (especies en peligro o amenazadas) a *Eretmochelys imbricata* entre los reptiles.



La principal amenaza de esta especie ha sido el intenso comercio de productos derivados de los escudos del caparazón, que debido a su grosor y colores se han utilizado en ornamentación, joyería, decoración, objetos artísticos y de uso cotidiano. El principal destino de los productos de carey ha sido Japón, que recibía en los años 60 y 70 el 90% de la producción mundial. Este país ha prohibido la importación de productos de carey desde 1992. No obstante algunos países con importantes stocks de este material están intentando que la CITES cambie su actual estatus de prohibición de su comercio. El interés económico de los productos derivados de esta especie son el peligro principal, además de los peligros a que se ven sometidas todas las demás especies, como son la pesca, los vertidos, y la contaminación por petróleo (GEORGE, 1997).

FICHA LIBRO ROJO

Eretmochelys imbricata

Categoría mundial UICN: En Peligro Crítico CR A1abd+2cd.

Esta especie se encuentra sometida al proceso de petición de revisión de su categoría y criterios. Último año de evaluación: 1996 (Hilton-Taylor, 2000).

Categoría España y criterios: Datos insuficientes DD.

Justificación de los criterios: No existen suficientes datos en la actualidad para su evaluación según los criterios UICN para el territorio español.

Características biológicas relevantes para su conservación: Pasa gran parte de su vida en áreas arrecifales bien conservadas y de aguas limpias, dependiendo en gran medida de estos ecosistemas y de su conservación.

Factores de amenaza: Pesca dirigida o accidental; pérdida de playas de puesta; contaminación; fibropapilomatosis.

Poblaciones amenazadas: Todas las del mundo.

Actuaciones para su conservación: Control del comercio de objetos de carey a través del cumplimiento del Convenio CITES. Recuperación de playas de puesta. Control de la pesca. Control de los ejemplares que aparecen en playas o capturas en las costas Atlánticas españolas (Galicia, Andalucía y Canarias).

Referencias más significativas

BASS *et al.* (1996); GEORGE (1997); GROSHEN & VAUGHAN (1994); HILTON-TAYLOR (2000); LÓPEZ-JURADO & ANDREU (1997); MÁRQUEZ (1990).

Familia *Cheloniidae*

***Lepidochelys kempii* (Garman, 1880). Tortuga lora**

Tortuga bastarda (cat.); *Kemp dortoka* (eusk.), *tartaruga de Kemp* (gal.).



L. J. Barbado.

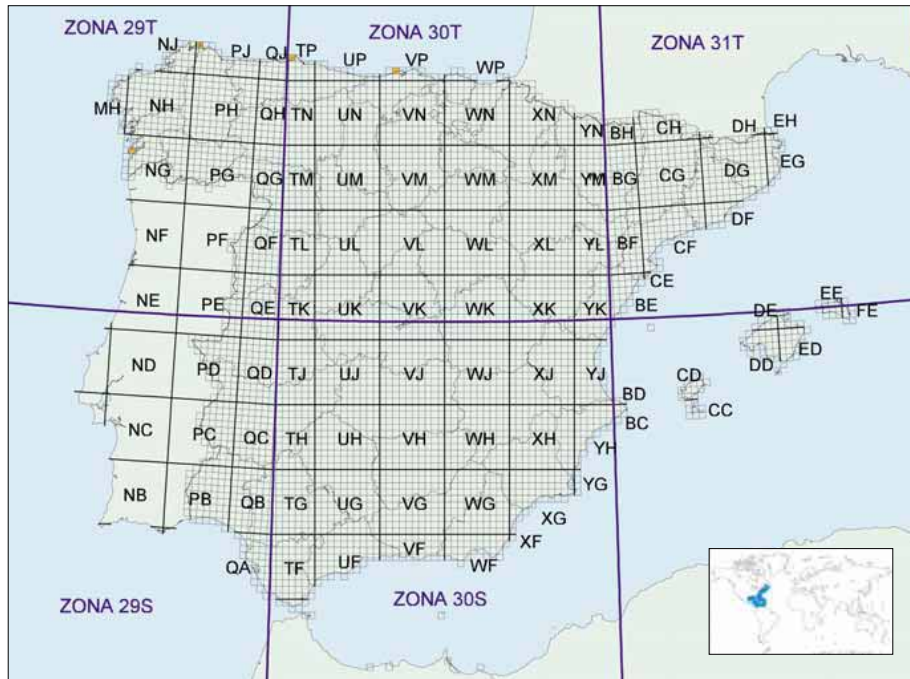
Ejemplar de Méjico

La tortuga lora es una de las especies más peculiares por sus hábitos y características morfológicas. Presenta una distribución geográfica muy restringida, encontrándose los adultos en las aguas tropicales del Golfo de Méjico, donde se reproducen en un grupo de pequeñas playas situadas a 4 km al Este de la villa de Rancho Nuevo en el estado de Tamaulipas (Méjico). Declaradas desde 1977 Reserva Natural, en la actualidad ocupan un área de unos 30 km de costa. Ocasionalmente se producen anidamientos en otras playas del Golfo, y ya se han confirmado cinco puestas (JOHNSON *et al.*, 2000) en la costa este de Florida (Estados Unidos). Algunos ejemplares juveniles y preadultos parecen deambular entre las aguas tropicales del Golfo de Méjico y las mas templadas aguas del Atlántico noroeste, encontrándose ocasionalmente algunos individuos jóvenes a lo largo de la corriente del Golfo, pudiendo llegar a las costas europeas, la mayor parte de cuyas observaciones provienen del Mar del Norte. En el Mediterráneo existe una sola cita cerca de la Isla de Malta (BRONGERSMA & CARR, 1983) y otros registros del Atlántico en Azores, Madeira y la costa de Marruecos (MÁRQUEZ, 1994; 1996). La especie está prácticamente ausente en las costas del Atlántico africano o aparece sólo accidentalmente, donde en cambio se reproduce *L. olivacea*, la otra especie del género distribuida principalmente por el hemisferio sur. El paralelo de 36° N podría tomarse como la línea de separación entre *Lepidochelys kempii* y *L. olivacea* en aguas del Atlántico oriental, ya que FRETEY (2001) considera que el área de solapamiento en la distribución de estas dos especies incluye la región Macaronésica y las aguas del África noroccidental, aproximadamente hasta la latitud de Gambia.

Usualmente esta especie se encuentra en aguas costeras de fondos arenosos y lodosos ricos en crustáceos. Algunos ejemplares juveniles y preadultos parecen deambular entre las aguas tropicales del Golfo de Méjico y las mas templadas aguas del Atlántico noroeste, encontrándose ocasionalmente algunos individuos jóvenes a lo largo de la corriente del Golfo, pudiendo llegar a las costas europeas. Los adultos se reúnen en las zonas de alimentación localizadas en la bahía de Florida, en la desembocadura del río Misisipi y en el Banco Campeche, de marzo a junio (MÁRQUEZ, 1996)

Aunque tradicionalmente en castellano se ha conocido con el nombre de tortuga de Kemp, aquí se prefiere emplear el nombre de tortuga lora, que es el que aparece en el catálogo de tortugas marinas de la FAO.

En España sólo existen siete observaciones, de las cuales corresponden al Atlántico: dos en Galicia (FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, 1988), una en Asturias (PÉREZ *et al.*, 2001), una en el Golfo de Vizcaya,



y dos en Andalucía, con un ejemplar en Ceuta (CEMMA, com. pers.). Hay una reciente en el Mediterráneo (octubre de 2001) en Valencia (J. TOMÁS, com. pers.). No todas se han podido recoger en el mapa que aquí presentamos.

Los gobiernos de Méjico y de Estados Unidos, en cuyas aguas se encuentran la mayoría de juveniles y adultos, vienen desarrollando durante más de treinta años un programa de conservación y protección de la especie. En 1963 el Gobierno de Texas aprobó una talla mínima legal para la captura de la especie, hasta que en 1973 las tortugas marinas fueron incluidas en el Acta de Especies en Peligro. Distintas leyes y regulaciones han sido promulgadas en Méjico como la declaración de la Reserva natural de Rancho Nuevo en 1977. A causa de la gran cantidad de tortugas capturadas con la pesca de arrastre camaronero, fueron introducidos los TED (*Turtle Excluder Device*) adoptándose en 1992 una regulación en Estados Unidos que obligaba al uso de esos dispositivos en los barcos camaroneros del país. La aplicación de una legislación mejicana obligando al uso de los TED y los programas de conservación de ambos países ha facilitado el incremento de la población reproductora de forma sostenida durante los últimos años (ARENAS *et al.*, 1998). Recientemente se ha reintroducido con éxito en Texas con ejemplares procedentes de Rancho Nuevo.

A pesar de la protección existente tanto de las playas de puesta como de los ejemplares de la especie desde hace varias décadas, la recuperación y aumento del número de nidos en la Reserva de Rancho Nuevo sólo ha sido posible en los últimos años. La pesca profesional continúa siendo un peligro para esta especie, además de numerosas causas naturales, como son la predación sobre juveniles, la limitación de alimentos, la dispersión de los juveniles por las corrientes hacia aguas frías, etc. Las causas de mortalidad debidas a otras actividades humanas siguen siendo importantes: la pesca incidental y recreativa, la ingesta de plástico y otros residuos, los efectos de los hidrocarburos y la acumulación de bolas de petróleo en el estómago, entre otras.

FICHA LIBRO ROJO

Lepidochelys kempii

Categoría mundial IUCN: En Peligro Crítico CR. A1ab.

Categoría España y criterios: Datos insuficientes DD.

Justificación de los criterios: En aguas españolas es muy rara, por lo que no está incluida en las listas de especies protegidas ni se citó en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992).

Características biológicas relevantes para su conservación: Es una especie endémica de Méjico, por lo que su distribución tan restringida y su especialización alimenticia son aspectos a considerar para su conservación.

Factores de amenaza: La pesca en el Golfo de Méjico, la contaminación y otras actividades humanas como el turismo (MÁRQUEZ, 1996).

Poblaciones amenazadas: La población de Rancho Nuevo (Méjico) es la más amenazada.

Actuaciones para su conservación: La presencia de flotas pesqueras españolas en la zona de distribución de la especie recomendaría alguna medida de protección para la especie en la legislación española.

Referencias más significativas

ARENAS *et al.*,(1998); BLANCO & GONZÁLEZ (eds.) (1992); BRONGERSMA & CARR (1983); FRETEY (2001); JOHNSON *et al.* (2000); MÁRQUEZ (1994; 1996); PEREA *et al.* (2001).

Familia *Dermodochelyidae*

***Dermodochelys coriacea* (Vandelli, 1761). Tortuga laúd**

Tortuga llaüt (cat.), *Larruzko dortoka* (eusk.), *Tartaruga de coiro* (gal.)



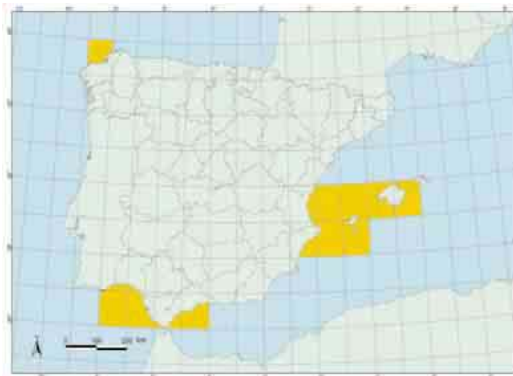
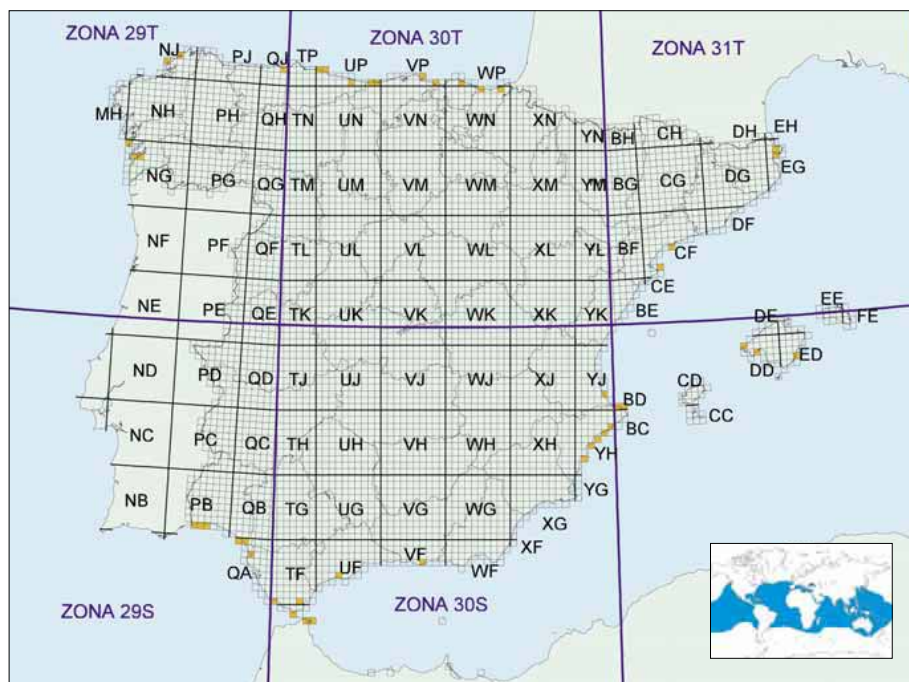
J. A. Mateo

Ejemplar de Yalimapó, Guayana Francesa

La tortuga laúd es una especie cosmopolita cuyas playas de reproducción se distribuyen aproximadamente en latitudes comprendidas entre los 40° N y los 35° S. Su rango de distribución es mucho más amplio que el del resto de las especies, como consecuencia de la buena capacidad de esta especie para regular la temperatura corporal. Se ha observado en latitudes de 60° N en aguas de Alaska y hasta la latitud 71° N en el Atlántico Oriental. Presenta en el Atlántico grandes agregaciones reproductoras en la Guayana (más de 50.000 nidos por año en el periodo 1978-1995) aunque no hay tendencias claras en la población (GIRONDOT & FRETEY, 1996). Otros lugares importantes para la puesta se concentran en Centroamérica y Sudamérica, y en Gabón, en el Atlántico Oriental (FRETEY, 2001). En el Mediterráneo es una especie presente en todas las cuencas y durante todo el año, por lo que se considera común en la región (CAMIÑAS, 1998). Aunque se ha considerado posible que la especie se reproduzca en el Mediterráneo, no se han observado hembras poniendo en esta cuenca (GROOMBRIDGE, 1994).

Su principal hábitat son las aguas oceánicas y el mar abierto de todos los océanos. Su hábito alimenticio a base principalmente de invertebrados planctónicos y medusas hace que se encuentre en alta mar asociada a las grandes corrientes oceánicas, como señala BRONGERSMA (1972) para el Atlántico norte, y CRESPO *et al.* (1988) en el Mediterráneo Occidental. Su presencia en aguas españolas cerca de la costa suele estar relacionada con procesos de varamientos, estados comatosos, o capturas accidentales, entre otras eventualidades, y es raro que su observación se corresponda con actividades o periodos normales de su ciclo biológico.

En las islas Canarias, donde se considera una especie común en Gran Canaria y Fuerteventura, se ha mencionado la puesta ocasional (LÓPEZ-JURADO, 1992). En las costas atlánticas europeas se registra regularmente en Reino Unido e Irlanda (PIERPOINT, 2000), y también en Francia, España y Portugal (BRONGERSMA, 1972). La presencia en las costas atlánticas ibéricas es común, tanto en el Cantábrico como en Galicia (FERNÁNDEZ DE LA CIGONIA, 1994; PENAS & PIÑEIRO, 1989), Portugal y Golfo de Cádiz (CAMIÑAS & GONZÁLEZ DE LA VEGA, 1997). En el Mediterráneo, aunque presente en todas las áreas ibéricas y en Baleares, es más frecuente al sur de las Islas Baleares, el Mar de Alborán, el Estrecho de Gibraltar, y en la costa africana, incluidas Ceuta, donde hay abundantes varamientos (OCAÑA & GARCÍA DE LOS RÍOS, 2002), y Melilla.



Especie incluida en el Libro Rojo de la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN, 2001) con la categoría En Peligro Crítico y en el Apéndice I de la CITES, por lo que se prohíbe su comercialización. En aguas españolas posiblemente la mayor mortalidad se concentre en Galicia, el Golfo de Cádiz y el Estrecho de Gibraltar, pero en otras áreas del Atlántico Oriental donde faenan flotas francesas, irlandesa e inglesas, se ha observado también captura accidental (PIERPOINT, 2000) las flotas españolas con palangre

de superficie no han sido estudiadas hasta la fecha, pero deben producir también la captura accidental y la mortalidad de esta especie de forma importante.

Los grandes palangreros que pescan túnidos y pez espada, principalmente flotas japonesas, coreanas, españolas, de Estados Unidos y otros países, han ampliado sus áreas de pesca a todo el Atlántico desde hace décadas. Pero como indica la FAO (1998) el mayor aumento en las últimas décadas de las flotas mundiales ha tenido lugar en los países en desarrollo. Las primeras flotas que incrementan los países no desarrollados son las artesanales y estas, caracterizadas por faenar cerca de las costas, son un peligro potencial para la tortuga laúd en áreas de reproducción. Esto significa que tanto las poblaciones del Atlántico occidental como las del oriental están sometidas a niveles de mortalidad por pesca desconocidos, y difícilmente reducibles por la escasa información existente. En primer lugar habría que mitigar la mortalidad a escala mundial causada por la pesca, tanto artesanal como industrial. La segunda fuente de amenazas se refiere a la recolección de huevos de forma incontrolada, la ingesta de plásticos y otros contaminantes, y principalmente la falta de establecimiento de la normativa existente para su protección en algunos países.

FICHA LIBRO ROJO

Dermodochelys coriacea

Categoría mundial IUCN: En Peligro crítico CR A1abd.

Categoría España y criterios: En Peligro crítico CR A1abd.

Incluida anteriormente en el Libro Rojo de los Vertebrados de España en la categoría E En Peligro de extinción.

Justificación de los criterios: Estimaciones de la población mundial de esta especie (SPOTILA *et al.*, 1996) indican un declive muy importante si se comparan las poblaciones en 1980 (115.000 hembras reproductoras) y en 1995 (con un límite máximo de 42.500 hembras reproductoras), lo que ha llevado a los autores mencionados a indicar que la especie se encuentra en el camino de la extinción.

Características biológicas relevantes para su conservación: Es una de las tortugas marinas con más problemas de conservación, a pesar de que las playas de puesta principales concentran altos porcentajes de la población mundial, pues al tener el mayor rango de distribución conocido para las tortugas marinas se ve sometida a una mayor presión y mortalidad. A pesar de que muchas de las playas de puesta están protegidas, la recolección de huevos y la mortalidad natural debido a la depredación sobre los mismos está mostrando como muchas de esas poblaciones protegidas siguen reduciéndose.

Factores de amenaza: La recolección de huevos en las playas de puesta, la pesca industrial y artesanal. Algunas poblaciones son diezmadas por captura dirigida para el consumo humano (CHAN & LIEW, 1996). La contaminación por hidrocarburos y el consumo de plásticos son otras amenazas. En aguas españolas, la mortalidad por diversas causas en el área del Golfo de Cádiz y Estrecho de Gibraltar.

Poblaciones amenazadas: Todas las poblaciones. Las poblaciones del Atlántico occidental presentan estabilidad en el número de nidificaciones, aunque aumentan las capturas accidentales de flotas que pescan en el Atlántico septentrional. Las poblaciones de África atlántica están sometidas a distintas amenazas (consumo, colecta de huevos, pesca accidental).

Actuaciones para su conservación: Control de la pesca accidental en todo el Atlántico. Elaboración de programas de diferenciación genética de las poblaciones atlánticas. Programas de educación en África y alternativas a los hábitos alimenticios basados en los huevos de la especie.

Referencias más significativas

BRONGERSMA (1972); CAMIÑAS (1998); CAMIÑAS & GONZALEZ DE LA VEGA (1997); FAO (1998); CRESPO *et al.* (1988); FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA (1994); FRETEY (2001); GIRONDOT & FRETEY (1996); GROOMBRIDGE (1994); LÓPEZ-JURADO (1992); OCAÑA & GARCÍA DE LOS RÍOS (2002); PENAS & PIÑEIRO (1989); PIERPOINT (2000).

Bibliografía

- AGUILAR, R., MÁZ, J. & PASTOR, X. (1992): Impact of spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. *12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. Jekyll Island, USA. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-361*, 1-6.
- ALICEA, A.R., CHAMBERS, A.L., HERPICH, K.M., & PROVANCHA, J.A. (2000): Nesting activity of marine turtles on Cape Canaveral Air Station, Florida, 1984-1988, in: Kalb, H.J. & T. Wibbels (compilers). *Proceedings of the nineteenth annual symposium on sea turtles biology and conservation*. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443, 291 p.
- ARENAS, P., SARTI, L. & ULLOA, P. (1998): Conservation and management of sea turtles in Mexico, pp. 6-7, in: *Proceedings of the 18th Symposium on Sea Turtles Biology and Conservation*. Mazatlán. México. March, 1998.
- AULA DEL MAR (2002): Varamientos de tortugas marinas en el litoral andaluz. Año 2001. Informe interno (mimeo).
- BÁEZ, J.C., CAMIÑAS, J.A., FLORES-MOYA, A., VALEIRAS, J. & CONDE, F. (2002): Primera cita de dos ceramiales (*Rhodophyta*) epizoicas de la tortuga marina *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) en el Mediterráneo Occidental. *Acta Botánica Malacitana*. 26:197-201.
- BAGLEY, D.A., UONG, L.T., DANNER, A.B., HIRAMA, S., WICK, L.A. & EHRHART, L.M. (1999): Marine turtle nesting at the Archie Carr National Wildlife Refuge, pp. 175-177, in: *Memorias del 18^o. Simposium Internacional de Biología y Conservación de Tortugas Marinas*. UNAM, México.
- BALAZS, G.H., MURAKAWA, S.K.K., ELLIS, D.M. & AGUIRRE, A. (1998): Manifestation of fibropapillomatosis and rates of growth of green turtles at Kaneohe Bay in the Hawaiian islands. *Proceeding of the 18th Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Mazatlan, Sinaloa Mexico, March, 1998: 112-113.
- BARBADILLO, L.J., GARCÍA-PARÍS, M. & SANCHIZ, B. (1997): Orígenes y relaciones evolutivas de la herpetofauna ibérica, pp. 47-100, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. Monografías de Herpetología*, Vol. 3. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada.
- BASS, A.L., GOOD, D.A., BJORNDAAL, K.A., RICHARDSON, J.I., HILLIS, Z.M., HORROCKS, J.A. & BOWEN, B.W. (1996): Testing models of female reproductive migratory behaviour and population structure in the Caribbean hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata*, with mitochondrial DNA sequences. *Molecular Ecology*, 5: 321-328.
- BELLAIRS, A. & ATRIDGE, J (1975): *Los Reptiles*. Blume Ediciones, Madrid. 261 pp.
- BLANCO, J.C. & GONZÁLEZ, J.L. (eds.), (1992): *Libro Rojo de los vertebrados de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Colección Técnica (ICONA). Madrid, 714 pp.
- BOSCÁ, E. (1877): Catálogo de los anfibios y reptiles observados en España, Portugal e Islas Baleares. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural*, 6: 39-68. Sociedad Española de historia Natural.
- BOWEN, B. & KARL, S.A. (1997): Population Genetics, Phylogeography and Molecular Evolution, pp. 29-50, in: *The biology of Sea Turtles*. CRC Marine Sciences Serie. CRC Press, Inc.
- BOWEN, B., AVISE, J. C., RICHARDSON, J. I., MEYLAN A. B., MARGARITOU LIS, D. & HOPKINS-MURPHY, S. R (1993): Population structure of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the northwestern Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conserv. Biol.*, 7(4): 834-844.
- BOWEN, B.W., J.I. RICHARDSON, A.B. MEYLAN, D. MARGARITOU LIS, S.R. HOPKINS-MURPHY & J. AVISE (1993): Population structure of Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in the Northwester Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conserv. Biol.* 7(4): 834-844.
- BRONGERSMA, L.D. (1972): *European Atlantic Turtles. Zoologische Verhandelingen*, 121: 318 pp.
- BRONGERSMA, L. & CARR, A. (1983): *Lepidochelys kempii* (Garman) from Malta. *Proc. Kon. Ned. Akad. Wet. Amsterdam*, C86 (4): 445-454.
- CAMIÑAS, J.A. (1988): Incidental captures of *Caretta caretta* with surface long-lines in the western Mediterranean. *Rapp. Comm. int. Mer. Médit.*, 31 (2): 285-285.
- CAMIÑAS, J.A. (1992): Hipótesis migratoria de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo Occidental a partir de datos procedentes de pesquerías de superficie. Bagur (Gerona), 1992.
- CAMIÑAS, J.A (1995a): *Relación entre las poblaciones de la tortuga boba (Caretta caretta, Linnaeus 1758) procedentes del Atlántico y del Mediterráneo y efecto de la pesca sobre las mismas en la región del Estrecho de Gibraltar*. Edic. Universidad de Murcia. Aulas del Mar. Aula de Pesquerías: 131-146.
- CAMIÑAS, J.A. (1995b): The loggerhead *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) pelagic movements through the Gibraltar Strait. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 34: 238-239.

- CAMIÑAS, J.A. (1996): Avistamientos y varamientos de tortuga bobá *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) en el Mar de Alborán y áreas adyacentes durante el periodo 1979-1994. *Rev. Esp. Herp.*, 10: 109-116.
- CAMIÑAS, J.A. (1997): Relación entre las poblaciones de tortuga bobá (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) del Atlántico y el Mediterráneo en la región del Estrecho de Gibraltar y áreas adyacentes. *Rev. Esp. Herp.*, 11: 91-98.
- CAMIÑAS, J.A. (1998a): Estado de los recursos pesqueros del Mediterráneo Occidental, in: Univ. de Almería (ed.), *Encuentro Medio Ambiental Almeriense*.
- CAMIÑAS, J.A. (1998b): Is the leatherback (*Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761) a permanent species in the Mediterranean Sea? *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 35: 388-389.
- CAMIÑAS, J.A. (1999): The Mediterranean Fisheries from the General Fisheries Commission and its Scientific Advisory Committee. *IUCN Pan European Forum of IUCN Members*. ESUSG-FWG. Mallorca, October 1999.
- CAMIÑAS, J.A. & DE LA SERNA, J.M. (1995): The loggerhead distribution in the western Mediterranean Sea as deduced from captures by the Spanish long line fishery, pp. 316-323, in: Llorente et al. (eds.), *Scientia Herpetologica*, 1995.
- CAMIÑAS, J.A. & GONZALEZ DE VEGA, J. P. (1997): The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea* V.) presence and mortality in the Gulf of Cadiz (SW of Spain). *Proc. of the 2^o Simposio sobre el Margen continental Ibérico Atlántico*. Cádiz, Septiembre, 1997.
- CAMIÑAS, J.A. & VALEIRAS, J. (2001): Critical areas for loggerhead and leatherback marine turtles in the western Mediterranean sea and the Gibraltar Strait region, pp. 11, in: *Book of Abstracts. First Mediterranean Conference on Marine Turtles*. Rome, October, 2001.
- CAMIÑAS, J.A., DE LA SERNA, J.M. & ALOT, E. (1992): Loggerhead (*Caretta caretta*) observed in the Spanish surface long-line fishery in the western Mediterranean Sea during 1989. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 33: 286.
- CEJUDO, D., I. CABRERA, L.F. LÓPEZ-JURADO, C. ÉVORA & ALFAMA, P. (2000): The reproductive biology of *Caretta caretta* on the island of Boavista (Republic of Cabo Verde, Western Africa), pp. 244-245, in: Kalb, H.J. & T. Wibbels (compilers), *Proceedings of the nineteenth annual symposium on sea turtles biology and conservation*. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC.
- CHAN, E.H & LIEW, H.C. (1996): Decline of leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. *Chelonian Conservation and Biology*. International Journal of Turtle and Tortoise Research, October 1996, 2(2): 196-204.
- CHEVALIER, J. & GIRONDOT, M. (1998): Recent population trend for *Dermochelys coriacea* in French Guiana. *Proceedings 18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Mazatlan, Mexico: 56-57.
- C.R.E.M.A. (2002): Seguimiento, vigilancia y estudio del primer nido de Tortuga bobá (*Caretta caretta*) registrado en las costas de Andalucía, in: *Informe de varamientos de tortugas marinas en el litoral andaluz*. Año 2001 (mimeo), 12 pp.
- CRESPO, J., CAMIÑAS, J.A. & REY, J.C. (1988): Considérations sur la présence de Tortues Luth *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758) dans la Méditerranée occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 31: 2.
- DE LA SERNA, J.M. (ed.) (2000): Research on fishing biology of bluefin tuna (*Thunnus thynnus*) and swordfish (*Xiphias gladius*) in the Mediterranean Sea. FAO-COPEMED Project. Final Report 264 pp.
- DE LA SERNA, J.M. (coord.) (2001): *Final Report of the FAO-COPEMED Project/Large Pelagic 1999-2000*.
- DOOD, C.K. (1988): Synopsis of the Biological Data on the Loggerhead sea Turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). *Biological Report* 88 (14).
- ECKERT, K.L. & LUGIMBUHL, C. (1988): Death of a giant. *Marine Turtles Newsletter*, 42: 2-3.
- ECKERT, K.L., BJORNDAAL, KA., ABREU-GROBOIS, F.A. & DONNELLY, M. (eds.) (1999): *Research and Management Techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication (4): 235 pp.
- ERNST, C.H., R.G.M. ALTENBURG & BARBOUR, R.W. (2000): *Turtles of the World 1.2*. World Biodiversity Database CD ROM Series. ETI. University of Amsterdam, The Netherlands.
- F.A.O. (1998): *El estado mundial de la pesca y la acuicultura 1998*. FAO. Departamento de Pesca. 112 pp.
- F.A.O. (2001): *FAO General Fisheries Commission for the Mediterranean*. Report of the twenty-sixth session. Lacco Ameno, Ischia, Italy, September 2001. *GFCM Report* N° 26. Rome. 27 pp.
- FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, E. (1994): *Esta Fauna Nosa*. Natureza Galega. Vol. IX. (AGCE), Vigo.
- FILELLA I SUBIRÁ, E. & ESTEBAN GUINEA, I. (1992). ¿Cria *Caretta caretta* en las costas Mediterráneo españolas? *II Congreso Luso Español y VI Congreso Español de Herpetología*, Granada.

- FRAZIER, J.G. (1999): Community-Based Conservation, in: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds.). *Research and Management Techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, 4: 15-18.
- FRETEY, J. (2001): *Biogeography and Conservation of Marine Turtles of the Atlantic Coast of Africa/Biogeographie et conservation des tortues marines de la côte atlantique de l'Afrique*. CMS Technical Series Publication 6, UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 429 pp.
- GAFFNEY, E.S. (1990): The comparative osteology of the Triassic turtle *Proganochelys*. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.*, 194: 1-262.
- GAFFNEY, E.S. & MEYLAN, P.A. (1988): A phylogeny of turtles, pp. 157-219, in: Benton, M.J. (ed.), *The Phylogeny and Classification of the Tetrapods*. Vol 1: Amphibians, Reptiles, Birds. *Systematics Association Special Vol.* 35. Clarendon Press, Oxford.
- GAFFNEY, E.S., HUTCHINSON, J. H., HENKINS, F.A. & MEEKER, L. (1987): Modern turtles origins: the oldest known cryptodire. *Science (AAAS)*, 237: 289-291.
- GEORGE, R.H. (1997): Health Problems and Diseases of Sea Turtles, pp. 363-386, in: P.L. Lutz & J.A. Musik. (ed.), *The Biology of Sea Turtles*. CRC marine Science series, Boca Raton.
- GIRONDOT, M. & FRETEY, J. (1996): Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelonian Conservation and Biology*, 1996, 2 (2): 204-208.
- GROOMBRIDGE, B. (1994): Marine Turtles in the Mediterranean: Distribution, population status, conservation. *Nature and Environment* Vol. 48. Council of Europe Press. 98 pp.
- GROSHEN, E.B. & VAUGHAN, M.R. (1994): Post-nesting movements of hawksbill sea turtles from Buck Island Reef National Monument, St. Croix, US Virgin Islands. En Schroeder B.A. y Witherington, B.E. (compilers). *Proceedings of the Thirteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum. NMFS-SEFSC-341. US Dept. of Commerce, Miami FL, USA. 278 pp.
- HERBST, L.H. (1994): Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Reviews of Fish. Diseases* 4: 389-425.
- HILTON-TAYLOR, C. (compiler) (2000): *2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Suiza. xviii, 61 pp.
- JOHNSON S.A., A.L., BASS, B. LIBERT, M. MARSHALL & FULK, D. (2000): Kemp's Ridley (*Lepidochelys kempii*) Nesting in Florida, USA, in: Kalb, H.J. & T. Wibbels (compilers), *Proceedings of the nineteenth annual symposium on sea turtles biology and conservation*. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC. 283 pp.
- KASPAREK, M., GODLEY, B. J. & BRODERICK, A.C. (2001): Nesting of the green turtle, *Chelonia mydas*, in the Mediterranean: a review of status and conservation needs, in: M. Kasperek (ed.) *Zoology in the Middle East*, 24: 45-74.
- KITCHELL K.F. & RHODIN, A.G.J. (1996): Boocks on marine fish, in which true figures of the fish are presented, XVI. Chapters II-V on Turtles. G. Rondelet. *Chelonian Conservation and Biology*, 2: 287-302.
- KLINGER, R.C. & MUSICK, J.A. (1995): Age and growth of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Chesapeake Bay, *Copeia*, 1995 (1): 204.
- LAURENT, L. (1990): L'origine des tortues Caouannes *Caretta caretta* de Méditerranée occidentale. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.* 32 (1): 240.
- LAURENT, L., LESCURE, J., EXCOFFIER, L., BOWEN, B., DOMINGO, M., HADJICHRISTOPHOROU, M., KORNARAKI, L. & TRABUCHET, G. (1993): Genetic studies of relationships between Mediterranean and Atlantic populations of loggerhead turtle *Caretta caretta* with a mitochondrial marker. *C. R. Acad. Sci. Paris* 316: 1.233-1.239.
- LAURENT, L., P. CASALE, M. N. BRADAI, B. J. GODLEY, G. GEROSA, A. C. BRODERICK, W. SCHROTH, B. SCIERWATER, A. M. LEVY, D. FREGGI, E. M. ABD EL-MAWLA, D. A. HADDOUD, H. E. GOMATI, M. DOMINGO, M. HADJICHRISTOPHOROU, L. KORNARAKY, F. DEMIRAYAK, & GAUTIER, CH. (1998): Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery by-catch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology* 7: 1.529-1.542.
- LAURENT, L., CAMIÑAS, J.A., CASALE, P., DEFLORIO, M., DE METRIO, G., KAPANTAGAKIS, A., MARGARITOU, D., POLITOU, C.Y., & VALEIRAS, J. (2001): *Assessing marine turtle by catch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations*. European Marine Turtle Project. FINAL REPORT Project 98/008. European Commission Directorate General Fisheries, 320 pp.
- LESCURE, J. (2001): Les tortues marines: Biologie et statut. Proceedings of the First Mediterranean Conference on Marine Turtles, Rome (Italy) November 2001: Keynote speech n° 1, 8 pp.
- LIMPUS, C.J. (1991): Puberty and first breeding in *Caretta caretta*. *NOAA Tech. Memo.* NMFS-SEFSC-278, 81-3.
- LÓPEZ JURADO, L.F. (1992): Synopsis of the Canarian herpetofauna. *Rev. Esp. Herp.*, 6: 107-118.

- LÓPEZ JURADO, L.F. & ANDREU, A. (1997a): *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), pp. 67-75, in: Salvador A. (coord.) & Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. (Reptiles). Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid.
- LÓPEZ JURADO, L.F. & ANDREU, A. (1997b): *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), in: Ramos, M.A. et al. (eds.) & Salvador, A. (Coordinador). *Fauna Ibérica*, vol. 10. (Reptiles). Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid. 705 pp.
- LÓPEZ JURADO, L.F. & ANDREU, A. (1997c): *Chelonia mydas*, in: Juan M. Pleguezuelos, (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, Vol. 3. A.H.E.-Universidad de Granada.
- LUTZ, P.L. & MUSICK, J.A. (1997): *The biology of sea turtles*. CRC Marine Sciences Serie. CRC Press, Inc.: 432 p.
- MARGARITOU LIS D. & REES, A.F. (2001): The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, population nesting in Kyparissia Bay, Peloponesus, Greece: Results of beach surveys over seventeen seasons and determination of the core nesting habitat. *Zoology in the Middle East* 24: 75-90.
- MÁRQUEZ, R. (1990): *Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtles species know to date*. FAO Species Catalogue. FAO Fisheries Synopsis 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81 p.
- MÁRQUEZ, R. (1994): Synopsis of Biological Data on the Kemp's Ridley Turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-343: 91 pp.
- MÁRQUEZ, R. (1990): Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtles species know to date. *FAO Species Catalogue. FAO Fisheries Synopsis*, 125, Vol. 11. Rome, FAO. 81 pp.
- MÁRQUEZ, R. (1994): Synopsis of Biological Data on the Kemp's Ridley Turtle, *Lepidochelys kempi* (Garman, 1880). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-343: 91 pp.
- MÁRQUEZ, R. (1996): *Las tortugas marinas y nuestro tiempo*. Fondo de Cultura Económica. México D.F. Col. *La Ciencia desde México*, 144: 197 pp.
- MATEO, J.A. & PLEGUEZUELOS, J.M. (2001): Tortuga Carey, p. 65, in: Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía (ed.), *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. 336 pp.
- MAYOL, J., MUNTANER, J. & AGUILAR, R. (1988): Incidencia de la pesca accidental sobre las tortugas marinas en el Mediterráneo español. *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears*, 32:19-31.
- MORTIMER, J.A. (1995): Teaching critical concepts for the conservation of sea turtles. *Marine Turtle Newsletter* 71: 1-4.
- NORTON, B.G. (1984): Environmental Ethics and Weak Antropocentrism. *Environmental Ethics*, 6: 131-147.
- OCAÑA, O. & GARCÍA DE LOS RÍOS, A. (2002): *Las poblaciones de tortugas marinas y cetáceos de la región de Ceuta y áreas próximas. Estudio faunístico, ecológico, veterinario y de la distribución de las especies de Cetáceos y tortugas marinas de la Región de Ceuta*. Consejería de Educación y Cultura, Ciudad Autónoma de Ceuta: 220 pp.
- ORAVETZ, C.A. (1999): Reducing incidental catch in fisheries, in: Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (eds). Research and Management Techniques for the conservation of sea turtles. *IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication*, 4: 189-196.
- PASCUAL, X. (1985): Contribución al estudio de las tortugas marinas de las costas españolas. I. Distribución. *Miscellanea Zoologica*, 9: 287-294.
- PENAS, X.M. & PIÑEIRO, A. (1989): *Cetáceos, focas e tartarugas mariñas das costas ibéricas*. Consellería de Pesca, Gobierno de Galicia. Santiago: 379 pp.
- PÉREA, C., VALDÉS, P & PIS-MILLÁN, J.A. (2001): *Tortugas marinas en la costa asturiana (N de España)*. Libro de Resúmenes, XIV Reunión Bional de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Murcia, Septiembre 2001. p. 90.
- PÉREZ-JIMÉMEZ, A. (1997): *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), in: Pleguezuelos, (ed.) *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología Vol. 3: 435-437.
- PIERPOINT C. (2000): Bycatch of Marine Turtles in the UK & Irish Waters. *Joint Nature Conservation Committee*, Aberdeen, 29 pp.
- PLEGUEZUELOS, J.M. (1997a): Posición sistemática y distribución geográfica de los reptiles, in: Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10. (Reptiles). Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid. 705 pp.
- PLEGUEZUELOS, J.M. (1997b): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, Vol. 3: 542 pp.
- PRITCHARD, P.C.H. & TREBBAU, P. (1984): *The turtles of Venezuela*. Soc. Study Amphib. Rept., 404 pp.

- PRITCHARD, P.C.H. (1997): Evolution, Phylogeny and Current Status, in: *The biology of sea turtles*. CRC Marine Sciences Serie. CRC Press, Inc.: 1-28.
- PRITCHARD, P.C.H., BJORNDALE, K.A., & BALAZS, G.H. (eds.) (1983): *Manual of sea turtles research and conservation techniques*. Centre for Environmental Education. Washington.
- ROCA, V. & CAMIÑAS, J. A. (1998): Informe sobre la campaña de marcado de tortugas marinas en España. *Ecología*, 14: 331-334.
- RYBITSKI, M.J., HALE, R.C. & MUSICK, J.A. (1995): Distribution of organochlorine pollutants in Atlantic sea turtles. *Copeia* 1995(2): 379-390.
- SALVADOR, A. (Coord.), (1997): Ramos, M.A. et al. (eds.), *Fauna Ibérica*, vol. 10 (*Reptiles*). Museo Nacional de Ciencias Naturales-CSIC, Madrid. 705 pp.
- SALVADOR, A. (1974): *Guía de anfibios y reptiles españoles*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid. 282 pp.
- SCHROTH, W., STREIT, B. & SCHIERWATER, B. (1996): Evolutionary handicap for turtles. *Nature*, 384: 521-522.
- S.E.C. (2000): *Recopilación, Análisis, Valoración y Elaboración de Protocolos sobre las labores de Observación, Asistencia a Varamientos y Recuperación de Mamíferos Marinos y Tortugas Marinas de las Aguas Españolas*. Sociedad Española de Cetáceos. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- SELLA, I. (1982): Sea turtles in the Eastern Mediterranean and Northern Red Sea. p. 417-423, in: K.E. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles. Proceedings of the World Conference on Sea Turtle Conservation*, Washington D.C. 26-30 November 1979, 583 pp.
- SHANKER, K. (2002): The swampland of sea turtles conservation: In search of a Philosophy. *Marine Turtle Newsletter*, 95: 1-4.
- SNOVER, M.L., HOHN, A.A. & MACKO, S.A. (1999): Detecting the precise time at settlement from pelagic to benthic habitats in the loggerhead sea turtle *Caretta caretta*, in Kalb, H.J. & Wibbels, T. (compilers) 2000. *Proceedings of the nineteenth annual symposium on sea turtles biology and conservation*. U.S. Dept. Commerce. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443, 291 pp.
- SOLER, E. (1999): *La aventura de Malaspina. La gran expedición científica del siglo XVIII por las costas de América, las Filipinas y las islas del Pacífico*. Ediciones B, S.A. Barcelona, 351 pp.
- SPOTILA, J.R., A.E. DUNHAM, A.J. LESLIE, A.C. STEYERMARK, P.T. PLOTKIN & PALADINO, F.V. (1996): Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going to extinctions? *Chelonian Conservation and Biology*. International Journal of Turtle and Tortoise Research, October 1996, 2(2): 209-222
- UICN (1995): *Estrategia mundial para la conservación de las tortugas marinas*. Comisión de Supervivencia de las Especies, UICN (Tortugas marinas). 24 pp.
- UICN (2001): Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland. Suiza y Cambridge, Reino Unido, vol. ii: 33 pp.
- VALEIRAS, J. & CAMIÑAS, J. A. (2001): Captura accidental de tortugas marinas en las pesquerías españolas de palangre de pez espada y túnidos en el Mediterráneo. *Libro de Resúmenes*. II Symposium de la SEC, Valsain (Segovia), Noviembre, 2001.
- VALEIRAS, J., J. A. CAMIÑAS, A. CAÑADAS, M. FERNÁNDEZ-CASADO, P. GONZALES, O. OCAÑA, N. PEREZ-GIMENO, A. DE LOS RIOS, R. SAGARMINAGA, A. SEGURA, R. DE STEFANIS & VILLALBA, N. (2001): Distribución de tortuga boba *Caretta caretta* en el Mediterráneo Occidental: Presencia y movimientos en el Mar Balear, Mar de Alborán y Estrecho de Gibraltar. *Libro de Resúmenes*. II Symposium de la SEC, Valsain (Segovia), Noviembre, 2001.

Capítulo V

Anfibios y Reptiles en los territorios transfretanos (Ceuta, Melilla e islotes en el norte de África)

Soumía FAHD,
Francisco J. MARTÍNEZ-MEDINA,
José A. MATEO
Juan M. PLEGUEZUELOS





L. J. Barbudillo

Camaleón, ejemplar de Cádiz

1. Introducción

Los territorios españoles situados más allá del Estrecho de Gibraltar, los territorios transfretanos, poseen una elevada riqueza en anfibios y reptiles: treinta y dos especies, a las que además hay que añadir dos tortugas marinas. Su presencia está respaldada por registros recientes, posteriores en todo caso al año 1984. No obstante, sobre ciertas especies no incluidas en los datos anteriormente mencionados, se tiene constancia de citas bibliográficas y de ejemplares depositados en colecciones de museos que aluden a estos enclaves como localidad de captura, aunque todos ellos revisten cierta antigüedad, procediendo fundamentalmente de la época del protectorado español en Marruecos. En esta situación se encuentra un número de especies nada desdeñable: *Agama impalearis*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis* y *Pleurodeles waltl* en Ceuta; *Psammotromus blanci*, *Mesalina olivieri*, *Mesalina guttulata*, *Psammophis schokari* y *Vipera latasti* en Melilla.

¿Extinciones locales? ¿Conocimientos actuales insuficientes? En ciertos casos, es posible. Sin embargo, tal y como también ha sucedido con ciertos taxones de flora y de invertebrados, lo más probable es que nunca hayan estado presentes en estos territorios y que todo se deba a los cambios habidos en la delimitación administrativa de estas dos ciudades: en el pasado, el topónimo de Ceuta o Melilla realmente hacía referencia a una zona mucho más extensa que la ocupada actualmente por ambas. Todo ello queda a expensas de la evolución futura del nivel de conocimientos en este campo.

En la Tabla 5. 1 se expone la composición actual de la fauna de anfibios y reptiles en los territorios españoles transfretanos.

Tabla 5. 1. Especies de anfibios y reptiles de los territorios transfretanos.

	Ceuta	Melilla	Islas Chafarinas			Peñón de Alhucemas			Peñón Véléz	Referencias
			Congreso	Rey	Isabel II	San Carlos	Tierra	Mar		
<i>Salamandra algiva</i>	*									1,2
<i>Discoglossus pictus</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Bufo mauritanicus</i>	*	*								1,4,5,6
<i>Hyla meridionalis</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Rana sabaarica</i>	*	*								1,4,5,6
<i>Mauromys leprosa</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Trachemys scripta</i>	(+)									1,6
<i>Testudo graeca</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Hemidactylus turcicus</i>	+	+	+	+	+	+			+	1,3,4,5,6
<i>Saurodactylus mauritanicus</i>		*	*	*	*				*	3,4,5
<i>Tarentola mauritanica</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	1,3,4,5,6
<i>Agama impalearis</i>		*								4,5,6
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Eumeces algeriensis</i>		*								4,5
<i>Chalcides colosii</i>	*	*					*			1,3,4,5,6
<i>Chalcides mauritanicus</i>		*								4,5
<i>Chalcides minutus</i>		*								5
<i>Chalcides ocellatus</i>		*	*		*					3,5
<i>Chalcides parallelus</i>				*						3,5
<i>Chalcides pseudostratus</i>	*									1,5,6
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	+	+							+	1,4,5,6
<i>Lacerta tangitana</i>	*									1,4,5,6
<i>Podarcis hispanica</i>	+	+	+	+	+	+			+	1,3,4,5,6
<i>Psammotromus algirus</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Psammotromus hispanicus</i>		(+)								5
<i>Blanus tingitanus</i>	*									1,4,5,6
<i>Trogonophis wiegmanni</i>	*	*	*	*	*					1,3,4,5,6
<i>Coluber hippocrepis</i>	+	+	+						+	1,3,4,5,6
<i>Coronella girondica</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Malpolon monspessulanus</i>	+	+								1,4,5,6
<i>Natrix maura</i>	+	+								1,4,5,6
Referencias	1,2,4,5,6	1,4,5	3,4,5			3,4,5			3,4,5	
Total Anfibios	5	4	0	0	0	0	0	0	0	
Total Reptiles	19	22	7	6	6	3	2	1	6	
Total especies	24	26	7	6	6	3	2	1	6	

Se indican con un asterisco las especies exclusivas del norte de África y entre paréntesis aquellas que han sido introducidas. Referencias: 1: Resultados del presente Atlas; 2: MARTÍNEZ *et al.*, 1997; 3: MATEO, 1990c; 4: MATEO, 1991; 5: MATEO, 1997a; 6: MATEO *et al.*, 2002.

Familia *Salamandridae*

***Salamandra algira* Bedriaga, 1883. Salamandra norteafricana**

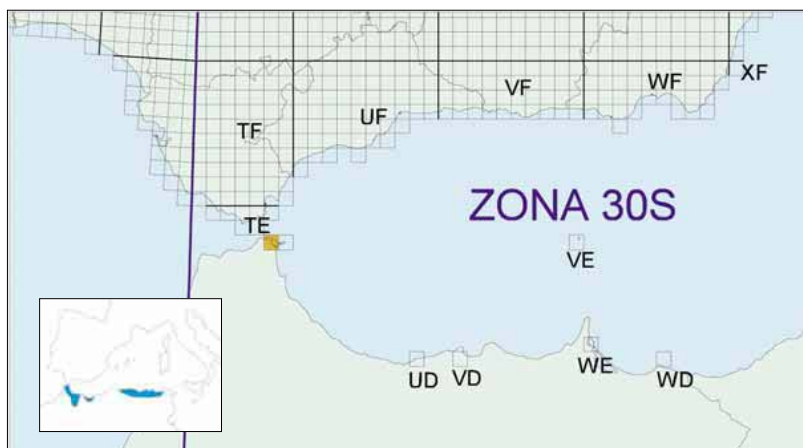


Scott Yáñez

Ejemplar de Yebel Musa, Marruecos.

Distribución exclusivamente norteafricana, confinada al borde septentrional de Marruecos, Argelia y Túnez (BONS, 1967; THORN, 1968; BONS & GENIEZ, 1996; SALVADOR, 1996; SCHLEICH *et al.*, 1996). Únicamente en tiempos recientes es descubierta en la Ciudad Autónoma de Ceuta (MARTÍNEZ *et al.*, 1997), constituyendo la única población del Estado Español y de la Unión Europea.

Se ha postulado una colonización del norte de África por parte de salamandras de origen europeo durante el Cuaternario (EISELT, 1958; HILLENUS, 1968; BONS, 1973, 1974), aunque los datos actualmente disponibles revelan un origen del linaje norteafricano más antiguo, posiblemente en el Terciario (GASSER, 1978; JOGER & STEINFARTZ, 1994), precisado en torno a unos 8 millones de años (STEINFARTZ *et al.*, 2000) y, en consecuencia, anterior a la apertura del Estrecho de Gibraltar. Asimismo, se ha sugerido una divergencia entre las poblaciones marroquíes y argelinas que data de al menos 6 o 7 millones de años (STEINFARTZ *et al.*, 2000).



Se considera un elemento relicto paleártico, de marcado carácter higrófilo y montano, que sólo ocuparía áreas montañosas muy húmedas (BONS, 1967, 1973; BONS & GENIEZ 1996; MARTÍNEZ-MEDINA, 2001), aunque en Ceuta se presenta en localidades subhúmedas con altitudes menores de 300 msm, donde sólo se ha detectado en pinares de repoblación con suelos bien conservados (MARTÍNEZ *et al.*, 1997; EGMACE, 2002). Su distribución altitudinal se encuentra entre los 80 msm (Ceuta; MARTÍNEZ *et al.*, 1997) y los 2.000 msm (Yebel Tidirhine, Rif central; P. GENIEZ, com. pers.).

La información corológica disponible sugiere que su área de distribución en Marruecos está actualmente fragmentada (BONS & GENIEZ, 1996; MARTÍNEZ-MEDINA, 2001), como consecuencia de un proceso continuo de deforestación y puesta en cultivo de amplias regiones, que aún prosigue a ritmo acelerado (TAIQUI, 1997; TAIQUI & MARTÍN-CANTARINO, 1997). Puede afirmarse que la salamandra norteafricana ha sufrido y sufre una acentuada regresión, por lo que ha sido considerado un taxón raro con poblaciones muy reducidas o localizadas (CHAMORRO, 1995; BONS & GENIEZ, 1996), proponiéndose el estatus de especie "En Peligro" (MATEO *et al.*, 2002). La población ceutí fue incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas con la categoría de "Vulnerable" (O. M. de 10/03/2000, B.O.E. n° 72).

FICHA LIBRO ROJO

Salamandra algira

Categoría mundial UICN: Vulnerable VU B1+2a, b, c, d.

Categoría España y criterios: En Peligro EN A1a, c + 2c; B1 + 2b, cde; C2ab; D1.

Los criterios UICN no se aplican estrictamente a los territorios autónomos de Ceuta y Melilla

Justificación de los criterios: Debido a su pequeña distribución en Ceuta, puntual y muy localizada, y con reducidos efectivos poblacionales, es extremadamente frágil y vulnerable. Se estima una marcada tasa de reducción basada en la regresión de su área de ocupación, extensión de presencia y calidad del hábitat. Asimismo, el grado de fragmentación de la subpoblaciones es muy elevado con baja probabilidad de intercambio entre las mismas y presenta una declinación continua en los parámetros citados.

Su evaluación como taxón amenazado se reafirma al considerar que parece existir una diferenciación genética entre las poblaciones marroquíes y argelinas suficiente como para ser discriminadas como mínimo con rango subespecífico, de acuerdo con datos obtenidos mediante técnicas de genética molecular (STEINFARTZ *et al.*, 2000).

Características biológicas relevantes para su conservación: Se halla sólo en Ceuta (España), Marruecos y Argelia. Las poblaciones de Ceuta son las más septentrionales de esta especie y las únicas en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea.

Factores de amenaza: Toda actividad que suponga degradación de los horizontes edáficos superiores o reducción de la cobertura vegetal incide negativamente sobre su estado de conservación, además de la mortalidad por atropello o la asociada a la sobrepoblación de jabalíes. En Ceuta, se ha calculado un área de ocupación de 18,75 Has, integrada por dos subpoblaciones (EGMACE, 2002).

Poblaciones amenazadas: Es necesaria la puesta en marcha del preceptivo Plan de Conservación, actualmente en fase de borrador, que incluya las oportunas medidas de protección efectiva y restauración de sus hábitats y de la especie (prevención de atropellos, control poblacional de jabalíes, educación ambiental, entre otras).

Referencias más significativas

BONS (1967, 1973, 1974); BONS & GENIEZ (1996); CHAMORRO (1995); EGMACE (2002); EISELT (1958); GASSER (1978); HILLENUS (1968); JOGER & STEINFARTZ (1994); MARTÍNEZ *et al.* (1997); MARTÍNEZ-MEDINA (2001); MATEO *et al.* (2002 –en prensa–); SALVADOR (1996); STEINFARTZ *et al.* (2000); TAIQUI (1997); TAIQUI & MARTÍN-CANTARINO (1997); SCHLEICH *et al.* (1996); THORN (1968).

Familia *Ranidae*

***Rana saharica* Boulenger, 1913. Rana verde norteafricana**

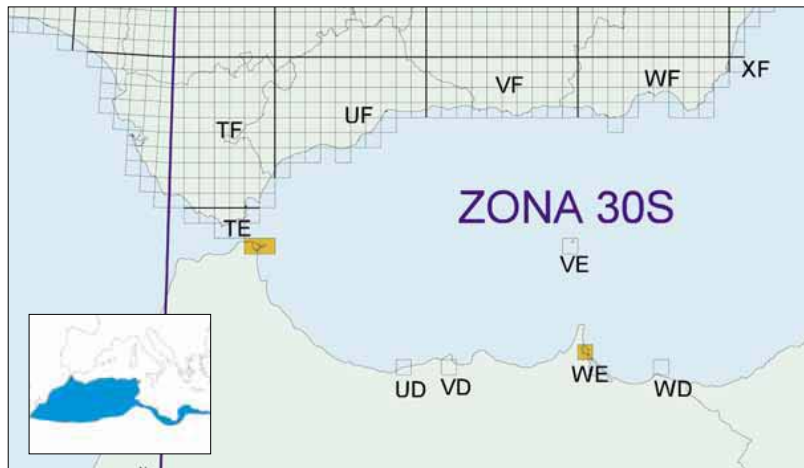


A. Monori.

Ejemplar de Marruecos.

Su estatus taxonómico ha estado sujeto a múltiples controversias, aunque recientes estudios morfológicos y genéticos establecen claramente su separación de las poblaciones ibéricas de *Rana perezi* (BUCKLEY *et al.*, 1994; LLORENTE *et al.*, 1996), incluso apuntando a una diferenciación a nivel subespecífico entre las poblaciones argelinas y marroquíes (ARANO *et al.*, 1998).

Se distribuye por Marruecos, Argelia, Túnez y la fachada mediterránea de Libia, penetrando en la mitad septentrional del Sáhara, donde su presencia se circunscribe a los oasis y ciertos macizos montañosos (SALVADOR, 1996; SCHLEICH *et al.*, 1996). Asimismo, aparece en las ciudades de Ceuta y Melilla



(MATEO 1991a, 1997), siendo éstas las únicas poblaciones naturales de *R. sabarica* del Estado Español y de la Unión Europea, conociéndose una población introducida en Gáldar (Gran Canaria; J. A. MATEO, obs. pers.). Su distribución actual parece haber seguido un patrón cíclico de sucesivas expansiones desde refugios septentrionales, extinciones y recolonizaciones asociadas a las oscilaciones climáticas habidas durante el Pleistoceno (BUCKLEY *et al.*, 1996; ARANO *et al.*, 1998).

Es una especie estrictamente acuática que aparece tanto en masas permanentes naturales como en estructuras artificiales, incluso soportando elevados niveles de eutrofia, (SALVADOR, 1996; SCHLEICH *et al.*, 1996; F. J. MARTÍNEZ, obs. pers.). Su presencia y sus distintos índices de abundancia en Ceuta y Melilla, así como su ausencia del resto de territorios norteafricanos, se encuentran en relación directa con la existencia de hábitats con estas características. En el ámbito geográfico marroquí, su rango altitudinal se encuentra entre el nivel del mar y los 2.670 metros (BONS & GENIEZ, 1996).

FICHA LIBRO ROJO

Rana saharica

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Ampliamente distribuida en el Norte de África, Ceuta y Melilla. Allí donde aparece, es aún abundante (MATEO *et al.*, 2002), aunque se ha visto gravemente afectada por la degradación y destrucción de sus hábitats asociadas a la expansión urbanística de estas ciudades. En la actualidad, ésta sigue siendo su mayor amenaza, además de desecaciones y contaminaciones de carácter puntual, por lo que resulta necesario corregir estos factores.

Características biológicas relevantes para su conservación: Las poblaciones de Ceuta y Melilla son las únicas de esta especie en España.

Referencias más significativas

ARANO *et al.* (1998); BENHACHEM (1989); BONS & GENIEZ (1996); BUCKLEY *et al.* (1994, 1996); ESTEBAN *et al.* (1999); LLORENTE *et al.* (1996); MATEO (1991a, 1997); MATEO *et al.* (2002 –en prensa–); SALVADOR (1996); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Bufo*

***Bufo mauritanicus* Schlegel, 1841. Sapo moruno**

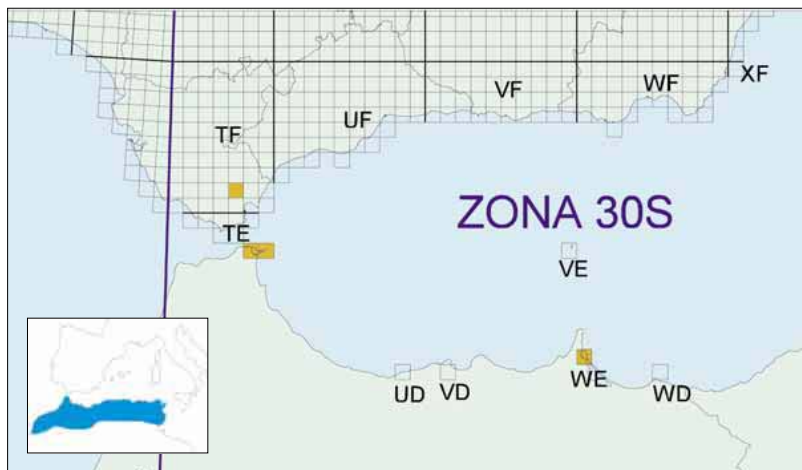


M. Lizama

Ejemplar subadulto de Marruecos.

Su área de distribución comprende el Magreb de influencia claramente mediterránea: Marruecos y norte de Argelia y de Túnez (BONS & GENIEZ, 1996; SALVADOR, 1996). Se ha descrito su presencia en ciertos enclaves montañosos del Sáhara e incluso al sur de éste (LE BERRE, 1989; SCHLEICH *et al.*, 1996), aunque se ha señalado que estos registros posiblemente obedezcan a confusiones con la especie próxima *Bufo xerox* TANDY, TANDY, KEITH & MACKAY, 1976 (SALVADOR, 1996).

Asimismo, aparece en las ciudades de Melilla y Ceuta (MATEO, 1991, 1997a), donde coloniza multitud de hábitats, incluyendo el casco urbano, aunque es más abundante en las zonas de alcornocal y matorrales termomediterráneos de la zona continental de Ceuta (MATEO *et al.*, 2002). Además, se conoce una población recientemente introducida en las sierras del entorno de Algeciras (Cádiz) (BLANCO *et al.*,



1995; MATEO, 1997b), aunque su viabilidad actual parece dudosa (MATEO, obs. pers.). Su rango altitudinal en el ámbito geográfico marroquí se encuentra entre el nivel del mar y los 2.600 metros en el Alto Atlas (BONS & GENIEZ, 1996).



J. M. Pleguezuelo

Concentración de juveniles, Marruecos.

FICHA LIBRO ROJO

Bufo mauritanicus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Casi amenazado NT.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: A pesar de constituir aún uno de los anfibios más abundantes en la región (CHAMORRO, 1995; BONS & GENIEZ, 1996; obs. pers.), puede afirmarse que actualmente se encuentra en franca regresión, por lo que no puede ser ignorado en los programas de conservación. Debe destacarse que únicamente se encuentra amparado jurídicamente por el Anexo III del Convenio de Berna. Esta situación, junto a la continuada degradación de sus hábitats, especialmente de los lugares de puesta, son sus principales factores de amenaza, sin olvidar la alta mortalidad que sufre por atropellos en carreteras (MATEO *et al.*, 2002).

Características biológicas relevantes para su conservación: Se halla en todo el Norte de África, Ceuta y Melilla.

Referencias más significativas

BLANCO *et al.* (1995); BONS & GENIEZ (1996); CHAMORRO (1995); LE BERRE (1989); MATEO (1991, 1997a, 1997b); MATEO *et al.* (2002 –en prensa–); SALVADOR (1996); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Scincidae*

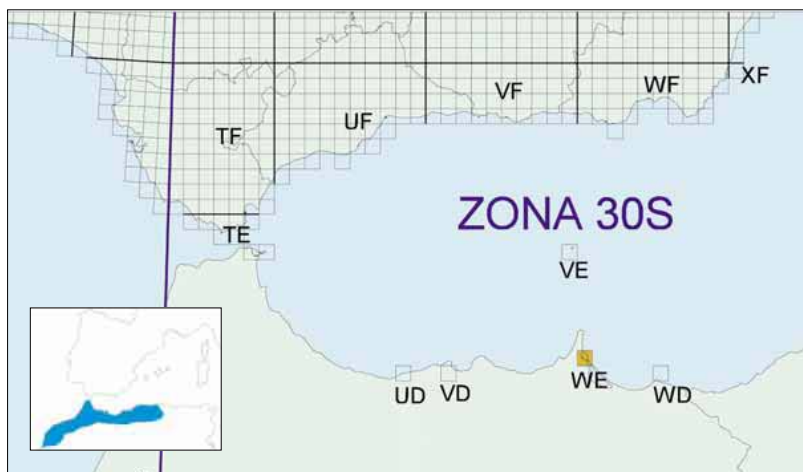
***Eumeces algeriensis* Peters, 1864. Bulán**



Ejemplar de la Depresión de Saka, Rif Oriental.

Escinco de gran tamaño, con extremidades relativamente cortas. Coloración de fondo parda sobre la que se disponen numerosas bandas transversales anaranjadas y blancas.

Su área de distribución comprende el Magreb (SCHLEICH *et al.*, 1996). La subespecie presente en Marruecos es la nominal. El Bulán se hallaba presente en Melilla hasta la primera mitad del siglo XX (ZULUETA, 1909). A pesar de las numerosas prospecciones herpetológicas en la región, no se le había vuelto a observar. Sin embargo, hace poco se volvió a capturar un ejemplar en Melilla (H. GARCÍA PEÑA, com. pers.).



En el Rif ocupa campos de cultivos cerealistas y estepas de *Stipa tenacissima* (FAHD, 1993; FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996).

Es el escíncido mejor distribuido de Marruecos (BONS & GENIEZ, 1996); en Melilla sin embargo, debe ser rarísimo.

FICHA LIBRO ROJO

Eumeces algeriensis

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Datos Insuficientes DD. Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Es el Escíncido más abundante de Marruecos (BONS & GENIEZ, 1996). En Melilla, sin embargo debe de ser muy raro, dada la ausencia de observaciones hasta una muy reciente. Debe catalogarse por tanto como Datos Insuficientes (DD). Otras opiniones proponen la categoría de Preocupación menor (LC), pero dada la escasez de observaciones, parece más prudente utilizar la primera categoría hasta que existan más datos.

Otros expertos consultados: H. García-Peña

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); FAHD (1993); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); BONS & GENIEZ (1996); MATEO (1991, 1997a); MATEO *et al.* (2002 –en prensa–); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia Scincidae

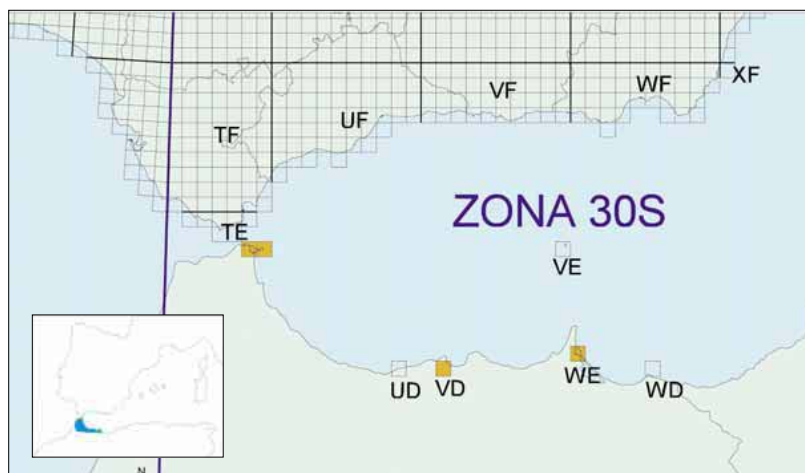
Chalcides colosii Lanza, 1957. Eslizón rifeño



J. M. Pleguezuelos

Ejemplar del Rif, Marruecos.

Especie magrebí cuya distribución se extiende por la cadena montañosa del Rif y sus contrafuertes, con poblaciones en el litoral atlántico de la Península Tingitana y en el valle del río Lucos (MATEO *et al.*, 1995; FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996; BONS & GENIEZ, 1996). Se trata de una especie pentadáctila con requerimientos espaciales parecidos a los de *Chalcides bedriagai*, que puede ser encontrado desde las faldas del monte Tidirhine, la cumbre rifeña, hasta los cultivos de zonas bajas, pero que en general rehuye las zonas arenosas y áridas.



Es relativamente común en el Monte Hacho (Ceuta), y en el islote de Tierra (Peñón de Alhucemas), y raro en la zona continental de Ceuta y en los pinares de Rostrogordo de Melilla (MATEO, 1990, 1997a; MATEO *et al.*, 2002). La altitud más elevada a la que ha sido encontrada en cualquiera de estas localidades no sobrepasa los 100 m, aunque en Marruecos alcanza cotas superiores a los 1.500 metros.

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides colosii

Categoría mundial UICN: Casi amenazada NT.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A1c; B1ab+2bc.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Se trata de un eslizón tímido y esquivo, que no se deja ver con frecuencia. Para algunos expertos, debería considerarse Vulnerable, basándose en la reducción del área de ocupación y de la calidad del hábitat, y haber sufrido una reducción significativa de sus efectivos poblacionales. Dado que no existe consenso entre expertos sobre si la categoría es Vulnerable, o casi amenazada, proponemos la categoría superior.

Características biológicas relevantes para su conservación: Endemismo del Rif que aparece también en Ceuta y Melilla, penetrando puntualmente hacia la fachada noratlántica marroquí. Constan un total de 27 localidades para esta especie, en tan sólo 21 hojas 1:50.000, siendo en todo caso su extensión de presencia menor de 20.000 km².

Factores de amenaza: Al tratarse de un elemento propio de medios forestales, cabe suponer que haya experimentado una regresión paralela a la de estas formaciones y la consecuente fragmentación de sus poblaciones.

Poblaciones amenazadas: En el ámbito regional, Ceuta y Melilla, se encuentra muy localizada, aunque puntualmente puede ser relativamente abundante. Las poblaciones de Ceuta y Melilla son las únicas de esta especie en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea, siendo las de la primera localidad las más septentrionales.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1990, 1997a); MATEO *et al.* (1995, 2002 -en prensa-).

Familia *Scincidae*

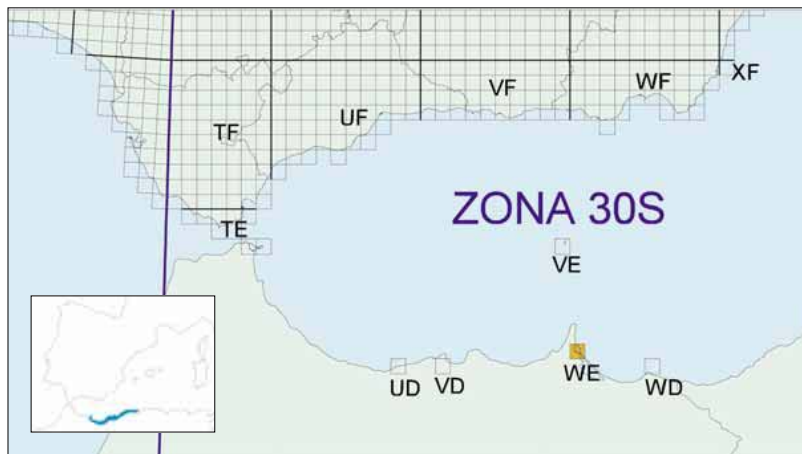
***Chalcides mauritanicus* (Duméril y Bibron, 1839). Eslizón de Orán**



Philippe Geniez

Ejemplar del litoral noreste de Marruecos

Especie de aspecto vermiforme, de extremidades muy reducidas que delatan un comportamiento excavador en los medios arenosos en los que se le encuentra. Su área de distribución, además de discontinua, está restringida a una estrechísima franja litoral mediterránea situada entre la península del cabo de Tres Forcas y las inmediaciones de la capital argelina, donde se han dado las citas más orientales (DOUMERGUE, 1901; BONS & GENIEZ, 1996). Era relativamente común en la desembocadura del Río Muluya, pero últimamente las observaciones en esta zona son escasas y difíciles de obtener (S. FAHD, obs, per); falta en el pequeño archipiélago de Chafarinas, situado justo en frente. La única localidad española de la especie está localizada en el extremo sur del territorio melillense, en una zona conocida como La Hípica. De allí procede una cita antigua (Colección de la Estación Biológica de Doñana), y otra más reciente citada por MATEO (1997).



FICHA LIBRO ROJO

Chalcides mauritanicus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1ab+2ac;C1+2b .

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Es una especie rara en toda su distribución, especialmente en Melilla, donde se encuentra su extremo occidental. Toda la especie, y con ella la población de Melilla, debería ser considerada Vulnerable.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie psammófila de distribución restringida a una estrechísima franja costera de no más de 3 Km de ancho, desde el cabo de Tres Forcas hasta los alrededores de Orán (MATEO *et al.*, 1995).

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); DOUMERGUE (1901); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1990, 1997a); MATEO *et al.* (1995); PASTEUR (1981).

Familia *Scincidae*

***Chalcides minutus* Caputo, 1993. Eslizón tridáctilo enano**

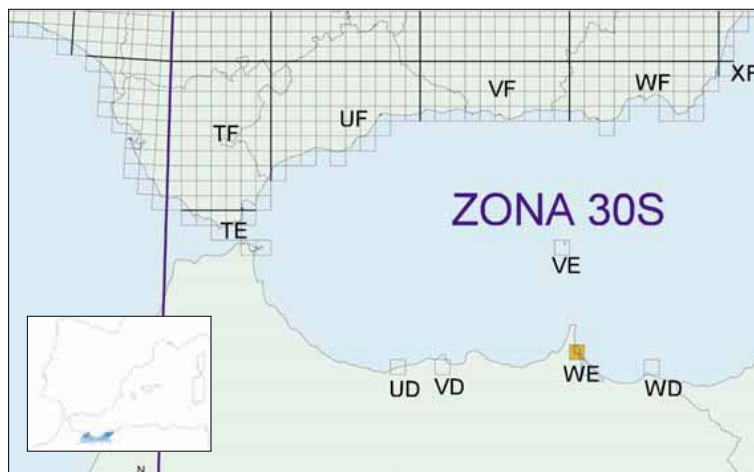


Philippe Geniez

Ejemplar de Marruecos

Especie del complejo de los eslizones de tres dedos, de morfología muy parecida a *Chalcides striatus* y *C. pseudostratus* (CAPUTO, 1993). Su distribución es poco conocida, aunque se ha podido comprobar que está presente en algunas zonas relativamente húmedas del noreste de Marruecos, el tercio más oriental de la cadena Rifeña, algunas localidades orientales del Atlas Medio y los Montes de Tlemcén, ya en territorio argelino (BONS & GENIEZ, 1996).

Ha sido detectada en Melilla, en algunos tramos del canalizado río de Oro, aunque es posible que también pueda encontrarse en huertos y algunos parques de la ciudad.



FICHA LIBRO ROJO

Chalcides minutus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Datos insuficientes DD.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Falta información sobre la distribución y abundancia de esta especie, y sobre su relación sistemática con otras del complejo, como *C. pseudostriatum* o *C. mertensi*. En espera de aclarar todos estos puntos oscuros el eslizón tridáctilo enano debería estar catalogado entre los saurios de los que se posee Datos Insuficientes (DD).

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); CAPUTO (1993); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1997A); MATEO *et al.* (1995).

Familia *Scincidae*

***Chalcides ocellatus* (Forsskål, 1775). Eslizón ocelado**

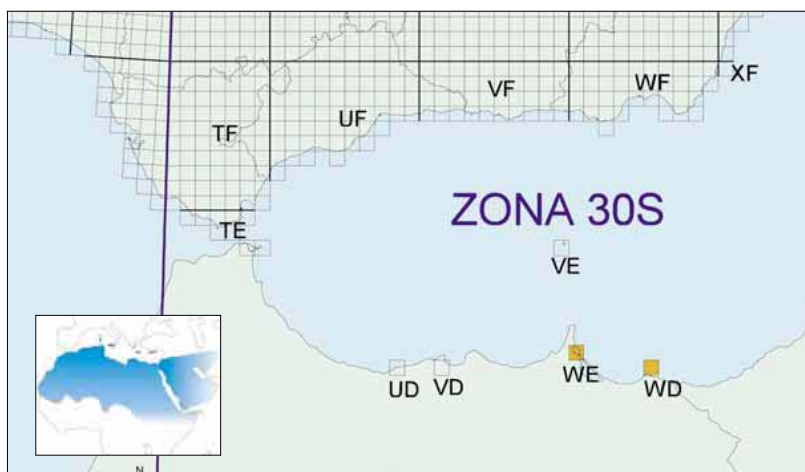


J. M. Pleguezuelos

Ejemplar de Midar, Rif Oriental

Escinco de tamaño medio y extremidades provistas de cinco dedos, que se desplaza con soltura en zonas pedregosas y de matorral, siendo poco común en los arenales. Su distribución es muy extensa, y puede encontrarse desde los oasis del centro de Mauritania hasta el suroeste de Pakistán, y desde algunos puntos aislados de Grecia continental hasta el norte de Kenia (MATEO *et al.*, 1995). En el noreste de Marruecos esta especie puede encontrarse desde la frontera con Argelia hasta una localidad situada en la cornisa litoral del Rif conocida con el nombre de Torres de Alcalá (MATEO *et al.*, 2002).

Se han encontrado ejemplares de eslizón ocelado en dos islas del archipiélago de Chafarinas, Isla del Congreso, donde es abundante, e Isla Isabel II, donde es menos abundante (E. Civantos, com.per.). En la



década de los 80 se encontraba en los tres islotes por lo que sería conveniente indagar sobre las causas de su rarefacción o desaparición. También se le conoce de la ciudad autónoma de Melilla; allí es abundante en zonas rústicas, en los alrededores del aeropuerto, en Rostrogordo, así como en algunos cuarteles de la zona. Ha sido observada incluso en el Parque Hernández, en el centro de la ciudad.

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides ocellatus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Preocupación menor LC.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Por su amplísima distribución y por ser bastante común, es un saurio que debe ser considerado de Preocupación menor.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1997a, 1998); MATEO *et al.* (1995, 2002 -en prensa-); SCHLEICH *et al.* (1996); VARGAS & ANTÚNEZ (1982).

Familia *Scincidae*

***Chalcides parallelus* (Doumergue, 1901). Eslizón de Chafarinas**



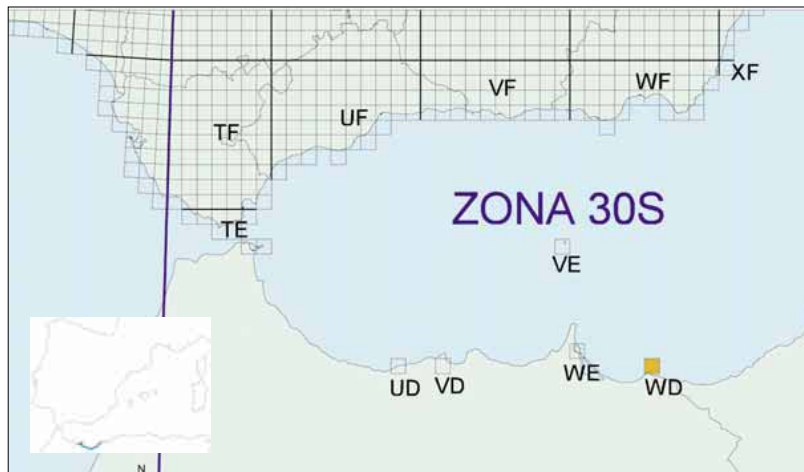
J. M. Pleguezuelo

Ejemplar de la Mar Chica (Sebja de Bu Areg), Marruecos

Eslizón pentadáctilo de mediano tamaño que desde su descripción a principios del siglo XX había sido reiteradamente confundido con otros escíncidos del mismo género (ver MATEO *et al.*, 1995).

Es endémico de una estrecha franja costera de aproximadamente 250 km de longitud entre Nador (Marruecos) y el cabo Carbón (Argelia), y de no más de 3 km de ancho. Sólo se conocen ocho localidades de esta especie y es más que probable que su distribución presente fuertes discontinuidades. Prefiere las zonas de suelo suelto o incluso arenoso, con piedras aisladas donde se mueve con rapidez.

Por ser una especie asociada al litoral mediterráneo magrebí las cotas más elevadas que alcanza apenas sobrepasan los 30 metros sobre el nivel del mar.



En territorio español este eslizón es únicamente conocido de el islote Rey Francisco, de el archipiélago de Chafarinas, donde es muy abundante (E. Civantos, com. per.). En la década de los 80 se encontraba en los tres islotes por lo que sería conveniente indagar sobre las causas de su rarefacción o desaparición. Ha sido observado recientemente en los alrededores de Nador, por lo que resulta probable su presencia en el territorio melillense (FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996).

FICHA LIBRO ROJO

Chalcides parallelus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU A1ab; B2ab.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Especie rara y de distribución muy restringida entre la Mar Chica (Sebja Bu Areg) y los alrededores de Orán (ver MATEO *et al.*, 1995). Las tres únicas poblaciones españolas se encuentran en las islas Chafarinas. Por su restringida y fragmentada distribución mundial, Se ajusta a las premisas dadas para la categoría de Vulnerable.

Referencias más significativas

CAPUTO & MELLADO (1992); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1997a, 1998); MATEO *et al.* (1995); MELLADO *et al.* (1987); VARGAS & ANTÚNEZ (1982).

Familia Scincidae

Chalcides pseudostratus Caputo, 1993. Eslizón tridáctilo del Atlas

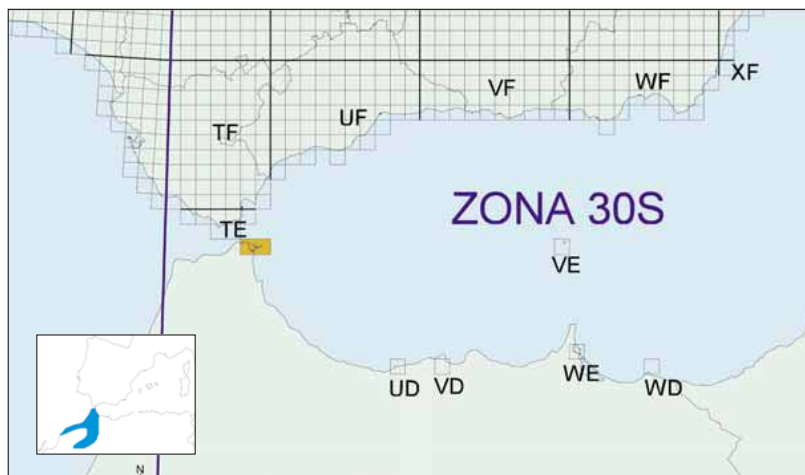


J. M. Pleguezuelo

Ejemplar del Atlas Medio, Marruecos.

Esta especie de mayor tamaño que las demás del complejo de los eslizones de tres dedos tiene un área de distribución que incluye el Gran Atlas, la mayor parte del Atlas Medio, el litoral atlántico marroquí, el valle del río Zebú y la mitad occidental del Rif, incluida la península Tingitana (CAPUTO, 1993; MATEO *et al.*, 1995; BONS & GENIEZ, 1996).

Ceuta es la única Plaza de Soberanía en la que está presente. En el territorio de la ciudad autónoma puede ser encontrada en todas las zonas de alta cobertura de herbáceas y en cultivos abandonados, y parece especialmente abundante en los alrededores de la presa del Renegado (MATEO *et al.*, 2002). En la zona del Monte Hacho ha sido hallada cerca del cementerio, donde sin embargo es rara.



FICHA LIBRO ROJO

Chalcides pseudostratus

Categoría mundial UICN: No catalogada.

Categoría España y criterios: Vulnerable. VU A1c; B2bc; D2.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Por su relativa abundancia en todo el área de distribución, esta especie debe estar incluida en la categoría de preocupación menor para toda la zona. Sin embargo en Ceuta es una especie rara y escasa, lo que posiblemente se deba a la reducida extensión de los hábitats propicios para esta especie, asociada a formaciones herbáceas densas.

Características biológicas relevantes para su conservación: Endemismo de Ceuta y Marruecos, donde ocupa la mitad occidental del país. En el Rif es una especie rara de aparición esporádica, restringida al tercio occidental de este sistema montañoso. Se conocen 47 localidades para esta especie, muchas de ellas muy próximas entre sí.

Poblaciones amenazadas: Las poblaciones de Ceuta son las únicas de esta especie en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea, constituyendo además las más septentrionales para la misma.

Actuaciones para su conservación: Sería conveniente la conservación de las formaciones naturales de vegetación que aún quedan en el territorio de Ceuta.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); CAPUTO (1993); MATEO *et al.* (1995, 2002 -en prensa-).

Familia *Agamidae*

***Agama impalearis* Boettger, 1874. Agama de Bibrón**

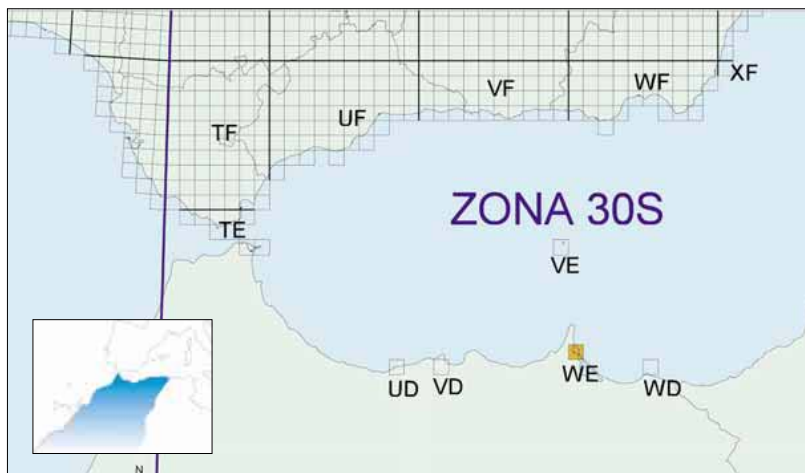


D. Donaire

Ejemplar del Sáhara Occidental

Saurio de cuerpo robusto; cerca de los tímpanos, la cabeza está adornada de escamas espinosas características de esta especie. Los machos en librea nupcial tienen una coloración azul grisácea, mientras que las hembras presentan un dorso amarillo-azufre con bandas transversales rojas o anaranjadas (EL MOUDEN, 1995).

Su área de distribución comprende prácticamente la mitad norte del norte de África, y en Marruecos ocupa todo el país (BONS & GENIEZ, 1996). En el Rif parece escasear de la parte central y más elevada del macizo montañoso (FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996).



El agama de Bibrón habita en ombroclimas desde árido a subhúmedo, en todo tipo de medios, en zonas con suelo desnudo o provisto de pastizal, aunque también en zonas cubiertas por matorral alto y arbolado. Su presencia en un medio parece sobre todo relacionada con la existencia de un alto porcentaje de suelo cubierto por piedras; tal vez por ello escasea en ambientes costeros arenosos, mientras que se adapta muy bien a los campos de cultivo de secano (FAHD, 1993; FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996). Es relativamente común en el Monte Hacho (Ceuta), y en los pinares de Rostrogordo de Melilla (MATEO, 1991, 1997A; MATEO *et al.*, 2002-en prensa-). En el Rif no sobrepasa los 1.400 m de altitud, mientras que en el resto de Marruecos alcanza 2.500 msm.

FICHA LIBRO ROJO

Agama impalearis

Categoría mundial UICN: No catalogada

Categoría España y criterios: Preocupación Menor, LC

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: especie frecuente en muchas zonas de su área de distribución; en las regiones del norte de Marruecos adyacentes a los territorios de soberanía española, es la tercera especie más abundante en los muestreos.

Características biológicas relevantes para su conservación: especie con amplia valencia ecológica, bien distribuido y abundante en el noroeste de África, solo escasea o falta en ambientes carentes de piedras, como marismas, zonas arenosas, playas.

Factores de amenaza: desaparición de los antiguos muros de piedra que separaban los campos cultivo y bancales; urbanización mediante técnicas modernas de construcción de la casi totalidad del territorio de Melilla; aumento del tráfico rodado, que causa atropellos.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); EL MOUDEN (1995); FAHD (1993); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1991, 1997a); MATEO *et al.* (2002-en prensa-); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia Lacertidae

Lacerta tangitana Boulenger, 1881. Lagarto ocelado del Atlas

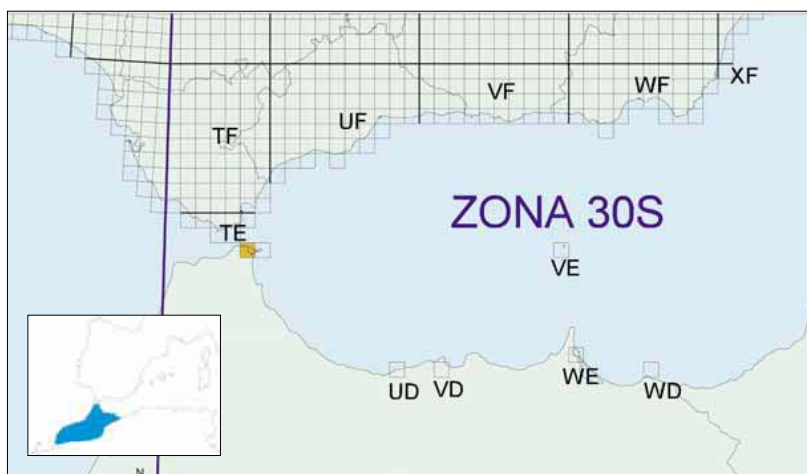


J. M. Pleguezuelos

Subadulto de Lala Outka, Marruecos.

Este vistoso lagarto está presente en todas las zonas de vegetación y clima meso-mediterráneos de Marruecos, incluyendo las cadenas montañosas del Gran Atlas, Atlas Medio y Rif; también está presente en otros macizos menores, como el de Tarmilat, Debdou o Beni Snassen y existen poblaciones aisladas en el Antiatlas y en algunos oasis del Tafilalet y del Draa (MATEO, 1990). En Argelia ocupa la mitad occidental del Tell, desde la frontera con Marruecos hasta el valle del río Cheliff (MATEO *et al.*, 1996).

El lagarto ocelado del Atlas ha sido detectado tanto en Ceuta como en Melilla (MATEO, 1997). En Ceuta está presente en las vertientes norte de la zona continental, asociado casi siempre a matorral y bosques de alcornoques, pero no ha sido encontrado en el Monte Hacho (MATEO *et al.*, 2002). En Melilla es extremadamente raro, y no tenemos noticias de observaciones más recientes que las de YUS & CABO (1986).



FICHA LIBRO ROJO

Lacerta tangitana

Categoría mundial UICN: No catalogada

Categoría España y criterios: Casi amenazado NT.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: No es una especie rara en buena parte de su distribución, pero en Ceuta y Melilla constituye un reptil raro y escaso, por lo que debería ser considerada como "Casi amenazado".

Características biológicas relevantes para su conservación: Las poblaciones de Ceuta y Melilla son las únicas de esta especie en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea. Se considera estrechamente ligada a los bosques esclerófilos mediterráneos, por lo que cabe esperar una regresión asociada a la de estas formaciones vegetales. En el norte de Marruecos se ha constatado una progresiva rarefacción.

Factores de amenaza: Además de la pérdida de hábitats, soporta una marcada persecución por parte del hombre, siendo además en Ceuta una especie que sufre un elevado número de bajas por atropellos.

Referencias más significativas

BISCHOFF (1982); BONS & GENIEZ (1996); BUSACK (1987); FAHD & PLEGUEZUELOS (1996); MATEO (1990a, 1990b, 1997b); MATEO *et al.* (1996, 2002-en prensa-); SCHLEICH *et al.* (1996); YUS & CABO (1986).

Familia Amphisbaenidae

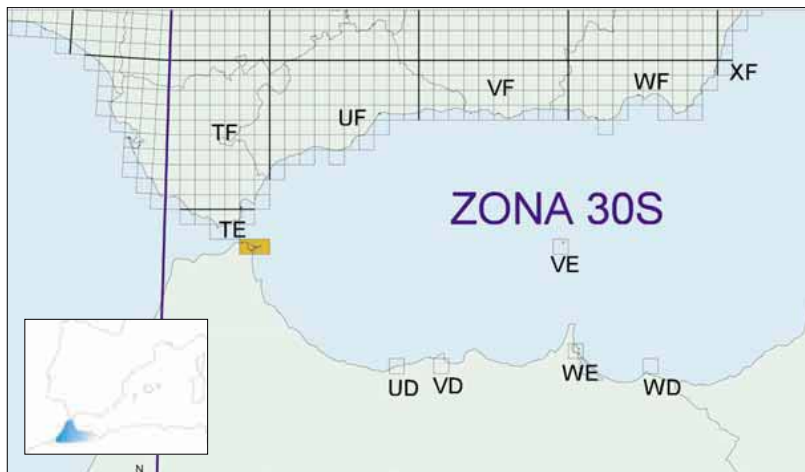
Blanus tingitanus Busack, 1988. Culebrilla ciega de Tánger



Saúl Yáñez

Ejemplar de Centa

Las culebrillas ciegas del Mediterráneo Occidental fueron diferenciadas en dos subespecies, *B. cinereus mettetalii* al sur del Río Zebú, y la subespecie nominal al norte (BONS, 1963). Posteriormente las poblaciones de Marruecos separadas por este río se elevan a rango específico (BUSACK, 1988), pues este accidente representa el lugar que en el Mioceno ocupó la transgresión marina sur-rifeña (MALDONADO, 1989), y que probablemente fue la responsable de su aislamiento genético. A su vez la población ibérica quedó aislada de las de Marruecos a partir de la formación del Estrecho de Gibraltar, a finales del Mioceno, dando lugar a diferencias genéticas a nivel específico. Como la primera especie del género se describe



a partir de ejemplares ibéricos, estos quedan con el binomio nomenclatural original, y las del norte de Marruecos con el de *B. tingitanus* (BUSACK, 1988).

Esta especie es casi un endemismo del Rif, pues su distribución está limitada al Sur por la línea Rabat-Meknés-Yebel Tazzeke, al Este por la línea Tetuán-Ourtzagh, al Norte por el Mediterráneo, y al Oeste por el Atlántico (BONS & GENIEZ, 1996; FAHD & PLEGUEZUELOS, 2001; MATEO *et al.*, 2002).

En el área de estudio sólo ocupa Ceuta, donde habita los restos de medios forestales y subforestales en esta ciudad autónoma (MATEO *et al.*, 2002). Se trata de una especie de hábitos subterráneos, normalmente localizada bajo piedras, cuando sale de sus galerías. Sólo vive en suelos con relativa humedad y materia orgánica, esponjosos o arenosos, normalmente silíceos, profundos, fácilmente excavables para la realización de galerías.

FICHA LIBRO ROJO

Blanus tingitanus

Categoría mundial UICN: Casi Amenazado NT.

Categoría España y criterios: Vulnerable VU B1+2bc; D2.

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Especie endémica de Marruecos y Ceuta, restringida a la Península Tingitana, la cuenca del Río Zebú y la mitad occidental del Rif. Se conocen un total de 28 localidades para la misma. Por sus hábitos es una especie difícil de localizar, pero la escasez de contactos en Ceuta, además hace suponer que es escasa.

Características biológicas relevantes para su conservación: Especie fosorial. Habita suelos con relativa humedad y materia orgánica donde pueda excavar galerías. Las poblaciones de Ceuta son las más septentrionales de esta especie y las únicas existentes en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea.

Factores de amenaza: En el ámbito de Ceuta, su área de ocupación es muy reducida, siendo rara y escasa. Está en regresión por la creciente pérdida de hábitat, y en especial por la degradación de los suelos; debe estar afectándole muy negativamente la proliferación del jabalí.

Referencias más significativas

BONS (1963); BONS & GENIEZ (1996); BUSACK (1988); FAHD & PLEGUEZUELOS (2001); MALDONADO (1989); MATEO (1991); MATEO *et al.* (2002 -en prensa-); SCHLEICH *et al.* (1996).

Familia *Trogonophidae*

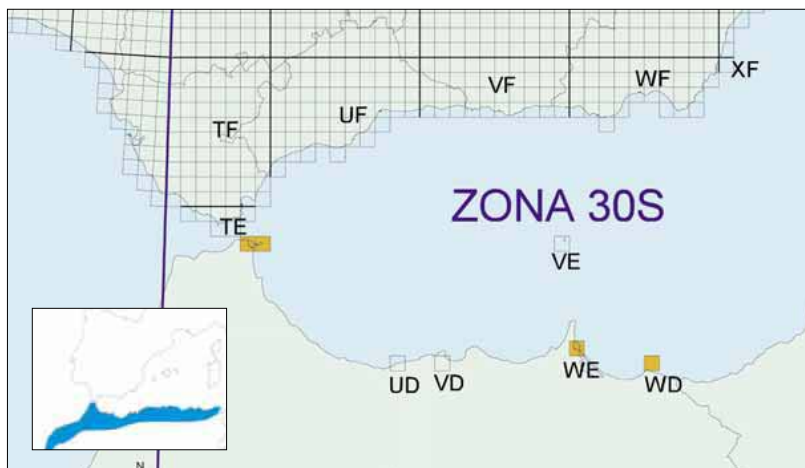
***Trogonophis wiegmanni* Kaup, 1830. Culebrilla mora**



L. J. Barbudillo

Ejemplar de Islas Chafarinas.

Endemismo magrebí, pues su distribución se extiende desde la región del Sous, al suroeste de Marruecos, hasta la región de Bizerta, el nordeste de Túnez. Se reconocen dos subespecies alopátricas, *T.W. elegans* (GERVAIS, 1835), llamada culebrilla mora malva, distribuida por la mitad occidental y más húmeda de Marruecos, y la subespecie nominal, llamada culebrilla mora amarilla, distribuida desde el Rif Oriental hasta Túnez, normalmente en comarcas con precipitación inferior a 600 mm (BONS & SAINT GIRONS, 1963; BONS & GENIEZ, 1996; FAHD & PLEGUEZUELOS, 2001).



Las dos subespecies están presentes en los territorios transfretanos españoles, *T.w. elegans* en Ceuta, y *T.w. wiegmanni* en Melilla y las tres islas del archipiélago de las Chafarinas (MATEO, 1991; MATEO *et al.*, 2002).

La especie es de hábitos minadores. La subespecie occidental habita suelos arenosos y silíceos, en comarcas con precipitación superior a los 600 mm. La subespecie oriental se puede encontrar en medios casi desprovistos de vegetación, con suelos arenosos, incluso relativamente compactos o arcillosos, en comarcas semiáridas. Ambas subespecies son menos dependientes que *Blanus tingitanus* de la presencia de piedras (FAHD & PLEGUEZUELOS, 2001).

Por sus hábitos es difícil de detectar, pues además de minador, en la época seca no llega a la superficie. Aún así hay evidencias de que es poco abundante, tanto en Ceuta como en Melilla; algo más abundante en Las Chafarinas. Al menos en los territorios continentales está en regresión por la creciente urbanización y degradación de los suelos; en Ceuta puede estar afectándole negativamente la proliferación del jabalí.

FICHA LIBRO ROJO

Trogonophis wiegmanni

Categoría mundial UICN:	No catalogada.
Categoría España y criterios:	Preocupación menor LC
<i>T. w. elegans</i>	Preocupación menor LC
<i>T. w. wiegmanni</i>	Datos insuficientes DD

Para las especies de los territorios españoles norteafricanos, dada su reducida extensión, no se han aplicado estrictamente las categorías, como recomienda la UICN (2001).

Justificación de los criterios: Actualmente es localmente abundante en determinados puntos, incluso en medios con cubiertas vegetales degradadas, y parece soportar niveles relativamente altos de perturbación de origen antrópico. Para la población de Melilla, por la escasez de observaciones, se propone Datos insuficientes (DD).

Características biológicas relevantes para su conservación: De la subespecie de Melilla, *T. w. wiegmanni*, existe muy poca información, aunque se ha detectado recientemente (H. GARCÍA PEÑA, com. pers.). Las poblaciones de Ceuta y Melilla son las únicas de esta especie en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea.

Otros expertos consultados: H. García Peña.

Referencias más significativas

BONS & GENIEZ (1996); BONS & SAINT GIRONS (1963); FAHD & PLEGUEZUELOS (2001); GANS (1960); MATEO (1991, 1997a); MATEO *et al.* (2002 -en prensa-); MELLADO & MATEO (1992); PLEGUEZUELOS *et al.* (1999); SCHLEICH *et al.* (1996).

Bibliografía

- ARANO, B., LLORENTE, G. A., MONTORI, A., BUCKLEY, D. & HERRERO, P. (1998): Diversification in north-west african water frogs: molecular and morphological evidence. *Herpetol. J.*, 8 (1): 57-64.
- BENHACHEM, L. M. (1989): *Taxinomie et caracterisation de deux espèces d'amphibiens anoures: Rana ridibunda Pallas, 1771 et Bufo viridis Laurenti, 1768 au Maroc*. Thèse Univ. Mohammed V, Rabat. 220 pp.
- BISCHOFF, W. (1982): Zur Frage der taxonomischen Stellung europäischer und norwestafrikanischer Perleideschen (Sauria, Lacertidae, *Lacerta lepida* Gruppe). *Amphibia-Reptilia*, 2: 357-367.
- BLANCO, J. M., MÁRQUEZ, A., SÁEZ, J., SÁNCHEZ, B. & SÁNCHEZ, I. (1995): *Los Anfibios y Reptiles de la provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente, Cádiz. 116 pp.
- BONS, J. (1963): Note sur *Blanus cinereus* (Vandelli). Description d'une sous-espèce marocaine: *Blanus cinereus mettetali* ssp. nov. *Bull. Soc. Sci. nat. phys. Maroc*, 43 (1-2): 95-107.
- BONS, J. (1967): *Recherches sur la biogéographie et la biologie des amphibiens et des reptiles du Maroc*. Thèse Doct. Sci. Nat. Montpellier. 321 pp.
- BONS, J. (1973): Herpetologie Marocaine II. Origines, évolution et particularités du peuplement herpétologique du Maroc. *Bull. Soc. Sci. Nat. Phys. Maroc*, 53 (1+2): 63-110.
- BONS, J. (1974): Mise en place du peuplement herpétologique actuel dans le bassin méditerranéen occidental. *Bull. Soc. Lang. Géographique*, 8 (3-4): 385-392.
- BONS, J. & GENIEZ, P. (1996): *Anfibios y reptiles de Marruecos (incluido Sáhara Occidental)*. Atlas biogeográfico. A. H. E., Barcelona. 320 pp.
- BONS, J. & SAINT-GIRONS, H. (1963): Ecologie et cycle sexuel des amphisbeniens du Maroc. *Bull. Soc. Sci. nat. phys. Maroc*, 43: 117-170.
- BUCKLEY, D., ARANO, B., LLORENTE, G. A., ESTEBAN, M. & HERRERO, P. (1994): Moroccan water frogs vs. *Rana perezi*: allozyme studies show up their differences. *Zoologica Poloniae*, 39: 393-401.
- BUCKLEY, D., ARANO, B., HERRERO, P. & LLORENTE, G. A. (1996): Population structure of Moroccan water frogs: genetic cohesion despite a fragmented distribution. *J. Zoo. Syst. Evol. Research*, 34: 173-179.
- BUSACK, S. D. (1987): Morphological and biochemical differentiation in Spanish and Moroccan populations of the Lizard, *Lacerta lepida*. *J. Herpet.*, 21 (4): 227-284.
- BUSACK, S. D. (1988): Biochemical and morphological differentiation in Spanish and Moroccan populations of *Blanus* and the description of a new species from Northern Morocco (Reptilia, Amphisbaenia, Amphisbaenidae). *Copeia*, 1988: 101-109.
- CAPUTO, V. (1993): Taxonomy and evolution of the *Chalcides chalcides* complex (Reptilia, Scincidae) with description of two new species. *Bol. Mus. reg. Sci. nat. Torino*, 11: 47-120.
- CAPUTO, V. & MELLADO, J. (1992): A new species of *Chalcides* (Reptilia: Scincidae) from northeastern Morocco. *Bull. Zool.*, 59: 335-342.
- CHAMORRO, S. (1995): El medio natural en Ceuta y su entorno: concreción y potencialidades para el desarrollo, pp. 139-199, in: VV. AA.: *Monografía de los cursos de verano de la Universidad de Granada en Ceuta. VI Edición, 1994*. I. E. C., Ceuta.
- DOUMERGUE F. (1901): Essai sur la faune erpétologique de l'Oranie. *Bull. Soc. Geogr. Archeol. Oran*, 19-21: 1-404.
- EGMACE (2002): *Plan Técnico de Evaluación del Estatus Poblacional de la Salamandra Norteafricana (Salamandra algira) en la Ciudad Autónoma de Ceuta*. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente, Ceuta.
- EISELT, J. (1958): Der Feuersalamander *Salamandra salamandra* (L.) Beiträge zur eine taxonomischen synthese. *Abb. Ver. Naturk. Vorges.*, 10: 77-154.
- EL MOUDEN H. (1995): *Ecologie de l'Agama de Bibron, Agama impalearis Boettger (1874) (Sauria, Agamidae) dans les Jbilet Centrales (Maroc). Reproduction, structure et dynamique de population*. Thèse Trois. cycle, Université Cadi Ayyad, Marrakech.
- ESTEBAN, M., GARCÍA-PARÍS, M., BUCKLEY, D. & CASTANET, J. (1999): Bone growth and age in *Rana sabarica*, a water frog living in a desert environment. *Ann. Zool. Fennici*, 36: 53-62.

- FAHD, S. (1993): *Atlas préliminaires des reptiles du Rif*. Th. Trois. Cyc., Univ. Abdelmalek Essaâdi, Tétouan. 166 pp.
- FAHD, S. & PLEGUEZUELOS, J.M. (1996): Los reptiles del Rif, I: Quelonios y Saurios. *Rev. Esp. Herpetol.*, 10: 55-89.
- FAHD, S. & PLEGUEZUELOS, J. M. (2001): Los reptiles del Rif (Norte de Marruecos), II: Anfisbenios, Ofidios. Comentarios sobre la biogeografía del grupo. *Rev. Esp. Herpetol.*, 15: 13-36.
- GANS, C. (1960): Studies on Amphisbaenids (Amphisbaenia, Reptilia), 1. A taxonomic Revision of the Trogonophinae, and a functional interpretation of the Amphisbaenid adaptative pattern. *Bull. American Mus. Nat. Hist.*, 119: 199-204.
- GASSER, F. (1978): Le polytypisme de l'espèce paléarctique *Salamandra salamandra* (L.) (Amphibien, Urodèle). I. Protéines sériques et groupes sériques. *Arch. Zool. exp. Gén.*, 119 (3): 585-613.
- HILLENIUS, D. (1968): Notes on *Salamandra salamandra* ssp. *Bijl. Dierk.*, 38: 31-38.
- JOGER, U. & STEINFARTZ, S. (1994): Electrophoretic Investigations in the Evolutionary History of the West Mediterranean *Salamandra Mertensiella*, 4: 241-254.
- LE BERRE, M. (1989): *Faune du Sahara. I. Poissons – Amphibiens – Reptiles*. Lechevalier, Paris. 332 pp.
- LORENTE, G. A., ARANO, B., CARRETERO, M. A., GARCÍA-PARÍS, M., HERRERO, P. & ESTEBAN, M. (1996): Descripción de la larva de *Rana saharica* Boulenger, 1913. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 7: 19-23.
- MALDONADO, A. (1989): Evolución de las cuencas mediterráneas y reconstrucción detallada de la Paleocenozoografía Cenozoica, pp. 18-61, in: Margalef, R. (ed.), *El Mediterráneo Occidental*. Omega, Barcelona.
- MARTÍNEZ-MEDINA, F. J. (2001): Nuevos registros de anfibios y reptiles en la Sierra del Haus (NW de Marruecos). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (1): 2-5.
- MARTÍNEZ-MEDINA, F. J., RUIZ, J. L. & MOHAMED, L. (1997): Una nueva especie para la herpetofauna de Ceuta (España, Norte de África): *Salamandra salamandra algira*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 6-8.
- MATEO, J. A. (1990a): Taxonomy and evolution of the North African Ocellated Lizard, *Lacerta pater* (Lataste, 1880) (Sauria: Lacertidae). *Bonn Zool. Beitr.*, 41 (3-4): 203-212.
- MATEO, J.A. (1990b): Distribution du lézard ocellé africain, *Lacerta pater* Lataste, 1880, caractéristiques biogéographiques et systématiques. *Bulletin Institut Scientifique, Rabat* 14: 55-60.
- MATEO, J.A. (1990c): Aspectos biogeográficos de la fauna reptiliana en las islas españolas. *Rev. Esp. Herpetol.*, 4: 33-44.
- MATEO, J.A. (1991): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas, Peñón de Vélez de la Gomera, peñón de Alhucemas e islotes. *Rev. Esp. Herpetol.*, 5: 37-41.
- MATEO, J.A. (1997a): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas y los peñones de Alhucemas y Vélez de la Gomera, pp. 451-464, in: Pleguezuelos, J.M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, Vol. 3. AHE-Universidad de Granada, Granada.
- MATEO, J. A. (1997b): Las especies introducidas en la Península Ibérica, Baleares, Madeira y Azores, pp. 465-475, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, Vol. 3. AHE-Universidad de Granada, Granada.
- MATEO, J.A. (1998): El Archipiélago de Chafarinas, pp. 181-182, in: Santos, X. et al. (eds.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- MATEO, J.A., GENIEZ, P. & BONS, J. (1995): Saurians of the genus *Chalcides* Laurenti 1768 (Reptilia, Scincidae) in Morocco, I: Review and distribution. *Rev. Esp. Herpetol.*, 9: 7-36.
- MATEO, J. A., LÓPEZ-JURADO, L. & GUILLAUME, C. P. (1996): Variabilité électrophorétique et morphologique des lézards ocellés (Lacertidae): un complexe d'espèces de part et d'autre du détroit de Gibraltar. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 319: 737-746.
- MATEO, J. A., PLEGUEZUELOS, J. M., GENIEZ, P., FAHD, S. & MARTÍNEZ-MEDINA, F. J. (2002 -en prensa-). *Los Anfibios y Reptiles de Ceuta y su entorno*. Instituto de Estudios Ceutíes, Ceuta.
- MELLADO, J. & MATEO, J. A. (1992): New records of Moroccan Herpetofauna. *Herpetol. J.*, 2: 58-61.

- MELLADO, J., CAPUTO, V. & NASCETTI, G. (1987): Sobre las poblaciones de *Chalcides* (Reptilia: Scincidae) del nordeste de Marruecos. *Rev. Esp. Herpetol.*, 2: 183-186.
- PASTEUR, G. (1981): A survey of the species Group of the Old World Scincid Genus *Chalcides*. *J. Herpetol.*, 15: 1-16.
- SALVADOR, A. (1996): *Amphibians of Northwest Africa*. Smithsonian Herpetological Service n° 109. 43 pp.
- SCHLEICH, H. H., KÄSTLE, W. & KABISCH, K. (1996): *Amphibians and reptiles of North Africa*. Koeltz, Königstein. 630 pp.
- STEINFARTZ, S., VEITH, M. & TAUTZ, D. (2000): Mitochondrial sequence analysis of *Salamandra* taxa suggest old splits of major lineages and postglacial recolonizations of Central Europe from distinct source populations of *Salamandra salamandra*. *Molecular Ecology*, 9: 397-410.
- SZCZERBAK, N. N. (1989): Catalogue of the African Sand Lizards (Reptilia: Sauria: Eremiinae: *Lamproremias*, *Pseudoretrias*, *Taenieremias*, *Mesalina*, *Meroles*). *Herpetozoa*, 1 (3-4): 119-132.
- TAIQUI, L. (1997): La dégradation écologique au Rif marocain: nécessités d'une nouvelle approche. *Méditerranée, Ser. est. biol.*, 5-17.
- TAIQUI, L. & MARTÍN-CANTARINO, C. (1997): Eléments historiques d'analyse écologique des paysages montagneux du Rif Occidental (Maroc). *Méditerranée, Ser. est. biol.*, 23-35.
- THORN, R. S. (1968): *Les salamandres d'Europe, d'Asie et d'Afrique du Nord*. Lechevalier, Paris. 376 pp.
- VARGAS, J.M. & ANTÚNEZ, A. (1982): Inventario faunístico de Chafarinas. *Jábega*, 32: 60-64.
- YUS, R. & CABO, J.M. (1986): *Guía de la naturaleza de la región de Melilla*. Excmo. Ayto. Melilla. 431 pp.

Capítulo VI

Conservación de los Anfibios y Reptiles de España

Rafael MÁRQUEZ & Miguel LIZANA



1. Estado de conservación de los Anfibios y Reptiles españoles en el año 2002

La elaboración de esta versión del Libro Rojo sobre los anfibios y reptiles españoles, una década después de la publicación del Libro Rojo de los Vertebrados de España (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992), no sólo permite actualizar la información sobre el estado de conservación de las especies tratadas, sino que también permite establecer una comparación posiblemente más valiosa, el determinar la tendencia general de las distintas poblaciones y especies en un plazo de tiempo significativo. La comparación, no obstante, no es simple, ya que se complica con las novedades taxonómicas/filogenéticas introducidas en este periodo, con el cambio de algunos criterios para la elaboración de las categorías de protección (por ejemplo, la inclusión de los criterios para el establecimiento de las categorías de la UICN es una modificación establecida recientemente), y se hace más difícil también porque los sistemas de evaluación del estado de las poblaciones no están absolutamente normalizados. Además, la nueva edición incluye el esfuerzo de la actualización de la distribución mediante el nuevo Atlas de Anfibios y Reptiles.

Inicialmente se consideran los cambios en estatus de conservación de las especies españolas desde su evaluación en el Libro Rojo de los Vertebrados de España de 1992 a la actual publicación. A continuación se comentan de forma general los factores de cambios en el estatus taxonómico de varios grupos basados en publicaciones y otras noticias recientes, y se enumeran algunos de los trabajos recopilatorios generales o dedicados a algunas áreas o taxones que han aparecido en la última década y que tienen una relevancia especial sobre la conservación de las especies de anfibios y reptiles.

Una segunda parte está dedicada a la evaluación del estado de protección legal y de amenaza de los anfibios y reptiles, tanto por convenios internacionales como por legislación comunitaria, nacional, y autonómica.

En un tercer apartado se reseñan las actuaciones de conservación más relevantes ejecutadas por distintas instituciones públicas y privadas en el territorio español y se comentan las prioridades restantes. En un apéndice se incluyen las direcciones de las distintas entidades responsables de la conservación de la naturaleza en los ámbitos nacional y autonómico.

2. El estado actual de conservación de la herpetofauna española

El Libro Rojo de los vertebrados españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992) amplió la información ofrecida en la anterior Lista Roja de los Vertebrados Españoles (ICONA, 1986). En el capítulo II se han indicado los criterios actuales para la categorización del estado de conservación según la UICN. Haremos una comparación entre las diferencias más importantes entre aquel libro rojo y la propuesta actual. Las categorías utilizadas en 1992 eran Extinguido (Ex), taxón no localizado en estado silvestre en los últimos 50 años en España; En peligro de extinción (E), en peligro inminente de extinción si los factores causales siguieran actuando; Vulnerable (V), taxones que entrarían en peligro de extinción si los factores causales continuaran actuando; Raro (R), taxones con poblaciones pequeñas, con un cierto riesgo, aunque sin pertenecer a las categorías V o R; Indeterminado (I), taxones pertenecientes a las categorías E, V o R, pero de los que no existe suficiente información para decidir qué categoría es la apropiada; Insuficientemente conocido (K), taxones que se sospecha pertenecen a alguna de las categorías precedentes, aunque sin información suficiente; No Amenazado (NA), taxones sin amenazas evidentes. Esta última categoría se aplica al área completa de distribución de un taxón, independientemente de que determinadas poblaciones puedan presentar amenazas evidentes o una fuerte regresión, por lo que debe tomarse siempre con reserva.

Respecto a su estado de conservación en 1992, en la siguiente tabla mostramos el número de especies de anfibios y reptiles en cada categoría (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992):

Tabla 6.1. Número de taxones en cada categoría de amenaza según el Libro rojo de los Vertebrados españoles (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992).

	Ex	E	V	R	I	K	NA	Total
Anfibios	0	1	1	3	0	0	20	20
Reptiles	1	4	6	4	1	0	40	56
Total	1	5	7	7	1	0	60	76
Porcentaje								
(%)	1,31	6,57	9,21	9,21	1,31	0	78,94	100%

Los taxones de anfibios y reptiles considerados en 1992 en peligro de extinción “E”, eran, para los anfibios, el ferreret (*Alytes muletensis*), y respecto a los reptiles, la tortuga mora, tortuga laúd, el camaleón y el lagarto gigante del Hierro.

Una primera diferencia entre el libro rojo de 1992 y el actual es la existencia de un número mucho mayor de taxones, generalmente especies, evaluados, desde 76 en 1992, a 109 catalogadas en 2002; debido por un lado al descubrimiento de nuevas especies o subespecies y a los cambios taxonómicos acaecidos en los últimos años (ver más abajo). Sólo haremos referencia en este texto a los taxones considerados en el nuevo libro rojo como especies amenazadas, esto es CR, EN o VU. Para mayor detalle, ver tablas 6.3 (anfibios) y 6.4 (reptiles).

La única especie considerada Extinguida “EX” en España según el libro rojo de 1992, la tortuga marina *Caretta caretta*, se encuentra en el nuevo libro rojo en una categoría de conservación de menor amenaza, en peligro de extinción “EN”. Por otro lado, las especies consideradas anteriormente en peligro de Extinción “E”, han pasado, en general, a la nueva categoría de en peligro crítico “CR”. Es el caso de *Alytes muletensis*, *Dermochelys coriacea* y *Gallotia simonyi*. Otras especies como *Testudo graeca*, consideradas anteriormente “E” se incluyen ahora en peligro de extinción “EN”.

Por otro lado, diversas especies consideradas Vulnerables (V) en 1992 han cambiado de estatus a En peligro de extinción EN: en los anfibios *Salamandra algira* y *Rana dalmatina* y para los reptiles, *Chelonia mydas* y *Testudo hermanni*.

Otras especies consideradas Vulnerables “V” en 1992, mantienen su categoría “VU” en la actualidad, aunque los criterios son más objetivos y fundamentados en la actualidad. Es el caso de los reptiles *Emys orbicularis*, *Chalcides mauritanicus*, *Chalcides parallelus*, *Chalcides simonyi* y *Podarcis lilfordi*.

Varias especies de las que no existía mucha información y que se incluían en 1992 en las categorías Rara “R” o Indeterminada “I”, han pasado a ser consideradas Vulnerables “VU” al poseerse más información sobre ellas. Son los anfibios *Chioglossa lusitanica*, *Triturus alpestris* y *Bufo viridis*, y los reptiles *Algyroides marchi* y *Lacerta bonnali*.

Diversas especies consideradas en 1992 como No amenazadas “NA” han aumentado su categoría de amenaza a Vulnerable “VU”, en todos los casos al disponerse de una información más detallada sobre su distribución, estado de las poblaciones y/o haberse detectado un fuerte declive en los últimos años. Entre los anfibios se encuentran de un modo significativo *Salamandra salamandra*, con numerosas poblaciones amenazadas, y *Rana iberica*, con un notable descenso en su abundancia y poblaciones en gran parte de su distribución. Entre los reptiles, *Chalcides colosii* y *Chalcides pseudostriatus*. En *Mauremys leprosa*, considerado anteriormente común, los nuevos datos aprecian un notable declive. En el mismo sentido podemos señalar a *Podarcis hispanica atrata*, en la actualidad *Podarcis atrata*, pasando de NA a Vulnerable “VU”.

Otros cambios son menos drásticos, pero están en la línea del aumento desde la categoría de no amenazado "NA" a casi amenazado "NT", debido a un mejor conocimiento y/o declive de la especie. Entre los anfibios se hallan *Euproctus asper*, *Pleurodeles waltl*, *Alytes cisternasii*, *Alytes obstetricans*, *Discoglossus jeanneae*; y varios reptiles como *Chalcides bedriagai*, *Lacerta monticola*, *Lacerta schreiberi* o *Lacerta vivipara*. Especialmente significativo es el caso de dos serpientes, *Macroprotodon cucullatus* y, mucho más importante, *Vipera latasti*, al ser la primera vez que una especie española de víbora se cataloga como casi amenazada "NT". Esto recalca la falta de lógica de la no inclusión, ni siquiera en la categoría de "Interés especial", de las víboras, *Bufo bufo*, o *Salamandra salamandra*, etc., en el actual catálogo nacional de especies amenazadas.

Como caso más significativo en cuanto a la disminución en su categoría de amenaza, está el del Camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*), que ha pasado de considerarse en peligro de extinción "E" en 1992 a la categoría de casi amenazado "NT". El amplio número de expertos andaluces consultados avalan este brusco cambio, aunque puede causar un problema en cuanto a los esfuerzos para su conservación, ya que dejaría de ser una especie prioritaria en cuanto a planes de recuperación o manejo de la especie. Por otro lado, *Lacerta agilis* ha pasado de vulnerable "V" a casi amenazado "NT" y *Podarcis pityusensis* ha cambiado de rara "R" a vulnerable "VU".

Por último, existen numerosas especies que no aparecían en el libro rojo de 1992, en algunos casos por haberse descrito después (*Triturus pygmaeus*, *Alytes dickhillenii*, *Rana pyrenaica*, *Pelodytes ibericus*, *Lacerta aranica*, *Lacerta aurelioi*, etc.) y que se han catalogado en diversas categorías, o por haber aumentado desde una categoría subespecífica a específica, como *Podarcis carbonelli* y otras), además de que otras especies han cambiado de nombre (*Lacerta viridis* a *Lacerta bilineata*, etc. Tampoco se recogían en 1992 algunas de las especies presentes en los territorios españoles del Norte de África: Ceuta, Melilla y plazas de soberanía, que ahora se recogen en esta nueva versión del libro rojo.

Haremos algunos comentarios a los taxones amenazados de los recientemente descritos. Sería el caso, en los anfibios, de *Triturus pygmaeus*, *Alytes dickhillenii* y *Rana pyrenaica* catalogados como vulnerables "VU". Entre los reptiles, se consideran en peligro crítico (CR) *Lacerta aranica* (Pirineos), *Gallotia intermedia* (Tenerife) y *Gallotia bravoana* (Gomera). *Lacerta aurelioi*, también de reciente descripción, se cataloga en un grado de amenaza menor, en peligro "EN".

Para terminar, existen algunos taxones de los que los datos existentes en la actualidad son muy limitados, por ser especies muy raras, recientemente descritas o introducidas, por lo que no se conoce bien su distribución y estado de conservación y se han catalogado como Datos insuficientes "DD". Son *Pelodytes ibericus*, *Chalcides minutus*, *Eumeces algeriensis*, *Eretmochelys imbricata* o *Lacerta perspicillata*.

Como resumen general de este estudio, podemos indicar que prácticamente la mitad de los herpetos españoles (48,6%, tabla 6.2) están amenazados (categorías CR, EN, VU y NT), siendo mayor el porcentaje en el caso de los anfibios (62,5%) que en el de los reptiles (42,85%). En líneas generales, las especies que aparecen en las categorías de mayor peligro están siendo objeto de distintas actuaciones para su conservación (ver textos de las especies y sección final de este capítulo). No obstante, el alto grado de amenaza de estas especies no ha de limitar dichos planes a estas especies individualmente. La gran cantidad de extinciones locales de poblaciones de anfibios hace necesario el seguimiento de éstas y la elaboración de un plan de gestión de los puntos de agua al menos en los territorios con menor pluviometría.

Una gestión general de las poblaciones de anfibios y reptiles acuáticos de dichos puntos de agua puede combinarse con usos recreativos de los mismos o simplemente como micro-reservas de biodiversidad. Sin esa visión general del problema, y aunque parezca que la amplia distribución de algunas de esas especies de anfibios les aleja del peligro de extinción, muchas de las especies acualmente catalogadas como NT pueden acercarse peligrosamente a la extinción tras un prolongado ciclo de sequías. Por otro lado, las características del complemento genómico de los anfibios y la enorme variabilidad genética que hay entre sus poblaciones hace que la pérdida de diversidad genética que resulta de la extinción de una población aislada de salamandras sea comparable en magnitud a la extinción de una especie entera de

Tabla 6.2. Número de especies en cada categoría de amenaza según las fichas del capítulo III de este libro (UICN, 2001).

Categorías UICN (2001)	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Total
Nº especies anfibios	1	2 (1)	8	9 (1)	11(1)	1	32 (3)
Nº especies reptiles	5	6	12 (5)	10 (1)	38 (3)	6 (3)	77 (12)
Nº total de especies	6	8 (1)	20 (5)	19 (2)	49 (4)	7 (3)	109 (15)
Porcentaje (%)	5,50	7,33	18,34	17,34	44,95	6,42	100%

Entre paréntesis se incluye el número de herpetos de los territorios españoles del Norte de África en cada categoría.

aves. Por todo ello consideramos que es imperativo que se establezca un plan de acción sobre los anfibios para frenar su regresión generalizada en el territorio español.

3. Modificaciones del estatus taxonómico de los taxones de Anfibios y Reptiles

El desarrollo de nuevas técnicas genéticas y moleculares ha propiciado notables cambios en la taxonomía de los anfibios y reptiles españoles. Éstos son considerados además excelentes modelos biogeográficos debido a su escasa movilidad. Como consecuencia de dichos estudios y del descubrimiento de poblaciones desconocidas, el panorama de la sistemática de los anfibios y reptiles de España ha cambiado sustancialmente en la última década (LÓPEZ-JURADO *et al.*, 1998). Estos aspectos son considerados individualmente en el texto que acompaña al mapa de distribución, y en la ficha de conservación de cada especie, mientras que la responsabilidad de utilizar o no las nuevas denominaciones taxonómicas recae, por consiguiente, en los distintos autores de los textos.

Anfibios

Varios nuevos taxones (especies y subespecies) de anfibios españoles han sido descritos en la última década. Entre los anuros, SERRA-COBO (1993) describió una nueva especie de rana parda en Pirineos: *Rana pyrenaica*. Unos años más tarde una segunda forma de rana parda de otros valles del pirineo oscense fué descrita como *Rana aragonensis* por PALANCA *et al.* (1995), aunque esta descripción no ha sido refrendada por estudios genéticos y no ha sido asumida subsecuentemente por muchos autores. Además, el sapo partero bético (*Alytes dickhillenii*) fué descrito por ARNTZEN & GARCÍA-PARÍS (1995) incluyendo en la misma publicación también la descripción de una nueva subespecie de sapo partero común: *Alytes obstetricans almogavarii*. Nueva información sobre el estado de conservación del sapo partero bético (MÁRQUEZ *et al.* 1994) ha permitido que ya aparezca como vulnerable en la lista de la UICN. Posteriormente, GARCÍA-PARÍS & MARTÍNEZ-SOLANO describieron una nueva subespecie de sapo partero común (*A. o. pertinax*), delimitando la distribución de las otras subespecies ibéricas. GARCÍA-PARÍS & JOCKLUSCH (1999) confirmaron la presencia de dos especies bien diferenciadas de sapillos pintojos: *Discoglossus galganoi* y *Discoglossus jeanneae*. Muy recientemente, SÁNCHEZ-HERRAIZ *et al.* (2000) describieron una nueva especie de sapillo moteado ibérico: *Pelodytes ibericus*.

Entre los urodelos, GARCÍA-PARÍS *et al.* (1993) redescubrieron la subespecie de tritón jaspeado pigmeo (*Triturus marmoratus pygmaeus*), que más tarde sería elevada a rango específico. GARCÍA-PARÍS *et al.* (1998) estudiaron las características de las tres subespecies de salamandra al sur del río Guadalquivir: *Salamandra salamandra longirostris*, *Salamandra salamandra morenica* y *Salamandra salamandra crespói*.

Reptiles

El panorama sistemático de los reptiles ha sido alterado en la última década no ya por la mera redefinición del estatus taxonómico de algunas poblaciones previamente conocidas, sino que se han descubrieron poblaciones insulares nuevas de lagartos del género *Gallotia* en Teno, en la isla de Tenerife (RANDO *et*

al. 1997), y en la isla de La Gomera (NOGALES *et al.* 1999, 2000). Además de estos descubrimientos, se ha cambiado la denominación de las poblaciones españolas de *Lacerta bilineata* (anteriormente consideradas como *Lacerta viridis*), y se ha redefinido el estatus taxonómico de las especies pirenaicas de *Lacerta aurelioi* y *Lacerta aranica* (anteriormente consideradas como *Lacerta monticola bonnali* o *Lacerta bonnali*) (ARRIBAS 1993a, 1993b, 1994, 1996, 1997ab, 1998ab). Del mismo modo, ha habido un cambio en la determinación de las poblaciones anteriormente asignadas a *Podarcis bocagei carbonelli*, elevándola a rango específico (*Podarcis carbonelli*; SA-SOUSA 1999, 2000). La validez de esta proliferación de nuevos taxones ha de ser evaluada con cautela pues sus implicaciones para la conservación son de gran importancia. No obstante, cuando los resultados son apoyados por la utilización de técnicas de análisis genéticos sólidos, está claro que hay que tenerlos en cuenta a la hora de preservar la variabilidad existente en los grupos taxonómicos.

El plan de recuperación sobre reptiles más representativo hasta la fecha es el realizado con el lagarto gigante de El Hierro que ha sido financiado con fondos LIFE (LÓPEZ-JURADO & MATEO, 1997). Otros planes similares con otras especies de lagartos canarios de reciente descubrimiento están en distintas fases de ejecución. Así mismo existen varias iniciativas de conservación sobre las tortugas terrestres y los galápagos (ver textos de las especies en el capítulo 5 y capítulo (7) sobre conservación de tortugas marinas).

4. Resumen de amenazas para las poblaciones actuales

Haremos un resumen de las amenazas más importantes agrupándolas por tipos similares y ordenándolas de mayor a menor impacto. No pretende ser éste una explicación exhaustiva, dada la variedad de amenazas que afectan a la herpetofauna, no sólo por el gran número de especies españolas, sino de circunstancias ambientales o geográficas (tortugas marinas, especies de alta montaña, medios acuáticos, contaminación o alteración de los hábitats, etc.).

Comentarios más detallados pueden hallarse en numerosas publicaciones en el ámbito español y europeo (BRUNO, 1973; HONEGGER, 1978, 1981; CORBETT, 1989; BARBADILLO & GARCÍA PARÍS, 1991; MÁRQUEZ & LIZANA, 1994; ASTUDILLO *et al.* 1995; BEEBEE, 1996; GREEN, 1997; LANGTON & BURTON, 1997; LIZANA & BARBADILLO, 1997; GALÁN, 1997, 1999; SCOCCIANI, 2001; MARCO *et al.*, 2002).

Quizá el mayor problema para detectar el declive de especies y poblaciones en el territorio español es poseer series históricas de datos que abarquen varias décadas y en los que se puedan observar los cambios en la distribución y/o abundancia de los herpetos en España. Mientras que en diversos países europeos y en Norteamérica existen registros históricos, de a veces más de un siglo (ver HOULAHAN *et al.*, 2000) que justifican el declive de una manera estadística, en España no existen prácticamente esos datos históricos, sino sólo observaciones puntuales repartidas por toda la geografía española.

La actividad humana está conduciendo a una crisis global de la biodiversidad. En la década de los 90 se ha discutido mucho sobre la realidad del llamado “declive global” de los anfibios y sus variadas causas (HOULAHAN *et al.*, 2000), pero existen menos evidencias del declive de los reptiles. Los anfibios y reptiles presentan algunas características que los hacen más vulnerables que otros grupos de vertebrados a las alteraciones ambientales. Los primeros, por ejemplo, pueden ser considerados como buenos bioindicadores debido a su fisiología, con pieles en general bastante permeables a los agentes químicos, ciclos biológicos que combinan fases terrestres y acuáticas, y complejas interacciones en los ecosistemas. Los anfibios y reptiles continentales están estrechamente ligados a sus hábitats y biotopos de reproducción debido a su escasa movilidad, lo que les hace especialmente sensibles a cambios locales concretos que impliquen la destrucción, alteración o contaminación de los mismos.

Los problemas más graves para la herpetofauna española, considerada globalmente y dejando a un lado a las poblaciones insulares, con problemas muy concretos, son la destrucción directa, alteración y contaminación de los hábitats naturales, en especial de los medios acuáticos reproductores en el caso de los anfibios. Es evidente que la pérdida del hábitat natural representa en general la principal causa de desaparición de la fauna silvestre. La posición de anfibios y reptiles en las redes alimenticias, como presas de

otras especies de invertebrados y vertebrados, hacen que su rarefacción tenga una incidencia notable en el declive de otros grupos faunísticos, en especial aves y mamíferos.

La herpetofauna española ha sufrido sin duda una mayor regresión en las zonas agrícolas o agroganaderas, debido a la pérdida de condiciones naturales (destrucción de biotopos naturales y contaminación), mientras en las zonas forestales y montañosas las amenazas para la herpetofauna están, en general, más mitigadas. La mayor parte de las zonas montañosas tienen algún grado de protección como espacio natural protegido, con lo que las amenazas son en principio menores o al menos, más controlables.

La evidencia parecen indicar que en la mayor parte de las zonas bajas ibéricas y en especial en las zonas de cultivos intensivos se ha producido una fuerte regresión de especies y poblaciones de anfibios y reptiles. Podríamos hablar en primer lugar de un factor histórico (incluso desde la temprana Edad Media) en la deforestación de los bosques para crear amplias zonas de cultivos cerealistas. Por otro lado, la utilización masiva de productos fitosanitarios (insecticidas y herbicidas) de alta y amplia toxicidad desde los años 60 supuso la eliminación de las presas de la herpetofauna, causando su muerte por envenenamiento y un declive rápido de las poblaciones.

Entre las alteraciones físicas del medio más evidentes provocadas por las prácticas agrícolas intensivas, se encuentran la destrucción de setos, barreras arbóreas y otras formaciones vegetales naturales, así como la desaparición de cercas y muros de piedra de construcción tradicional, estructuras que actúan en las áreas cultivadas como refugios para numerosos herpetos. Constituye además uno de los factores principales de fragmentación de poblaciones, incrementando el riesgo de extinción local, especialmente en el caso de las poblaciones de anfibios con reducido número de efectivos, ya que dependen además de medios acuáticos adecuados para la reproducción. La desaparición de antiguas zonas húmedas, lagunas, labajos y encharcamientos, entre otros, tiene una raíz antigua, por su desecación para su uso como zonas agrícolas a principios de siglo o en los años 40 y 50, pero en la actualidad se debe a la desaparición del agua superficial causada por una multitud de factores tales como el descenso de los niveles freáticos por sobrexplotación de los acuíferos, deforestación, erosión y sedimentación intensivas, sequías prolongadas, etc. Este proceso de desertificación supone uno de los problemas ambientales españoles más importantes, con un 45% del territorio sometido a procesos moderados o fuertes de desertificación, no sólo en el Sureste español, sino con procesos locales en toda la meseta norte. Este fenómeno se ha acelerado en las últimas décadas, provocando la desaparición de un número incalculable de pequeños medios acuáticos que venían siendo utilizados como enclaves reproductivos por diversas especies de anfibios y su consiguiente aislamiento, lo que incrementa fuertemente el riesgo de su extinción local. En ocasiones, los procesos de desertificación progresiva, si bien no han provocado la desaparición total de los medios acuáticos reproductores, sí han conllevado hacerlos más temporales y/o estacionales.

Por último, la contaminación de las aguas por biocidas y otros productos químicos como fertilizantes suponen la contaminación química de los suelos, charcas y arroyos y la desaparición o rarefacción de las especies más sensibles de anfibios y reptiles. Galán (1999) encontró que el mayor problema para los anfibios en Galicia es la destrucción directa del medio acuático reproductor, mayoritariamente por obras públicas (urbanización, carreteras, escombreras, etc.) y por su alteración y contaminación, o por la introducción de especies exóticas.

El uso de agroquímicos en la agricultura constituye en la actualidad uno de los problemas más serios y extendidos de dispersión de componentes tóxicos sintéticos en el medio natural europeo. Grandes cantidades de muy diversas sustancias químicas, tales como biocidas (insecticidas, fungicidas, pesticidas, herbicidas, etc.) utilizados para el control de seres vivos no deseados por el hombre, así como de fertilizantes se emplean no sólo en los terrenos agrícolas, sino en ambientes naturales y seminaturales (BERGER, 1989; BEATTIE *et al.*, 1992; GREEN, 1997; SCOCCIANI, 2001). Su uso masivo provoca importantes alteraciones físico-químicas del medio, generando multitud de factores adversos para la supervivencia de la herpetofauna original, que van desde la modificación de las condiciones microclimáticas hasta la alteración de las comunidades florísticas y de artrópodos, provocando la disminución de los recursos tróficos. En definitiva, además de la evidente desaparición de los hábitats naturales, se produce una pérdida

de biodiversidad a todos los niveles y una acusada disminución de todo tipo de recursos, especialmente en los cultivos de carácter monoespecífico, tanto de secano como de regadío.

Diversos estudios confirman el impacto de muy diversos productos insecticidas en los anfibios y reptiles, bien por ingestión directa, a través de sus presas, o desde el agua. Los resultados van desde la muerte inmediata, hiperactividad, disfunciones en el desarrollo y malformaciones, descenso acusado de la fertilidad y una menor resistencia a las enfermedades. Otros efectos disminuyen su capacidad de supervivencia a través de cambios en el comportamiento, retardo en el desarrollo larvario, aumento de la vulnerabilidad a la depredación, etc. El enorme incremento que la utilización de productos fitosanitarios ha experimentado en España durante las últimas décadas es sin duda una de las principales causas de regresión del conjunto de la herpetofauna.

Los incendios a gran escala son frecuentes durante el verano en muchas zonas españolas y suponen la destrucción masiva o parcial de los hábitats naturales. Este factor afecta de manera negativa a todas las poblaciones de anfibios y reptiles, ya que implica, aún en el caso de su supervivencia al fuego, la pérdida de la mayor parte de los recursos espaciales y tróficos. A escala más local, la quema de matorral, de setos, linderos y de vegetación ribereña provoca una gran pérdida de los recursos espaciales y tróficos disponibles. Los galápagos son especialmente sensibles a la quema de la vegetación ribereña. Los incendios provocan también una fuerte erosión que genera cambios químicos en el agua, así como turbidez y colmatación de las zonas húmedas por arrastres después del incendio, lo que supone graves cambios en la composición de las comunidades de anfibios.

La selvicultura intensiva y las repoblaciones forestales con especies alóctonas representan una amenaza para la mayor parte de las especies de anfibios y reptiles ibéricas, en la medida que suponen la alteración y/o pérdida previas de la vegetación autóctona y modificaciones importantes en la dinámica de los ecosistemas originales que afectan tanto al régimen hídrico como a la estructura y composición de los suelos y de las aguas continentales.

Esto afecta especialmente a especies estrechamente ligadas a hábitats forestales bien conservadas como *Chioglossa lusitanica*, *Lacerta bilineata* o *Rana dalmatina*. En este sentido, la pérdida de naturalidad de los bosques supone una fuerte disminución de su biodiversidad. Muchos anfibios y reptiles dependen fuertemente (refugio, alimentación, etc.) de la conservación de la vegetación ribereña (alisos, sauces, fresnos), que mantienen las condiciones de sombra, humedad y microhábitats propios de las orillas de arroyos y ríos. Las márgenes bien conservadas están amenazadas fundamentalmente por los cambios bruscos en el nivel del agua en los lugares en que existen aprovechamientos hidroeléctricos y por la quema de vegetación.

Otra importante causa de pérdida del hábitat para los anfibios y reptiles es la urbanización indiscriminada y la proliferación descontrolada de infraestructuras turísticas, tanto por el crecimiento de los núcleos urbanos, como de urbanizaciones en la periferia de las ciudades (LANGTON & BURTON, 1997; GALÁN, 1999). Este problema es grave en provincias muy pobladas y/o con grandes núcleos urbanos, con la consecuencia de que el terreno natural o seminatural está prácticamente desapareciendo fuera de los espacios naturales protegidos.

Es necesaria una planificación urbanística y ambiental adecuada, que permita seguir conservando hábitats clave y su interconexión para evitar la fragmentación y desaparición de los hábitats y sus componentes.

Una amenaza que en algunos casos puede ser realmente importante para la supervivencia de los anfibios y reptiles autóctonos es la introducción de especies alóctonas (también llamadas foráneas o exóticas) a nuestra fauna. Las introducciones causan diversas alteraciones en la dinámica de las comunidades principalmente a través de la depredación, competencia, disminución de los recursos y modificación del hábitat y sus componentes. Otro efecto indirecto puede estar en la introducción de nuevos patógenos y parásitos en el medio. Los efectos son más intensos y las consecuencias más graves o irreparables en los ecosistemas insulares, donde las especies afectadas no han desarrollado evolutivamente defensas contra esos depredadores. Por otro lado, los efectos suelen ser mucho más intensos en los medios acuáticos que en los terrestres, por su mayor aislamiento.

Existe una creciente información sobre el efecto de la introducción de determinados peces alóctonos sobre los anfibios. La magnitud del problema queda en evidencia si tenemos en cuenta que al menos 25 especies de peces exóticos se han aclimatado con éxito en España. Las administraciones deberían tomar muy en serio el problema de los peces introducidos en los medios acuáticos, al menos en los “cerrados”, como lagunas y charcas. A pesar de la dificultad y esfuerzo económico, deberían ponerse en marcha campañas de erradicación de peces exóticos especialmente en las lagunas de alta montaña y zonas húmedas catalogadas, pero también en los ríos. La sanción y la educación ambiental son medidas complementarias necesarias.

Otro problema grave provocado por las especies exóticas lo constituye la expansión del cangrejo americano o rojo (*Procambarus clarkii*) y otras especies de cangrejos (cangrejo señal, etc.) por toda la Península, que está teniendo un efecto devastador en los ecosistemas acuáticos, no sólo por la introducción de enfermedades letales para el cangrejo de río autóctono, ahora acantonado sólo en las cabeceras de unos pocos ríos, sino por la depredación que hace de todo tipo de invertebrados, huevos y larvas de anfibios y, en ocasiones, adultos, en especial tritones. Actuaría así tanto como un competidor como un depredador activo.

RIVERA & ARRIBAS (1993), AYLLÓN *et al.* (1996) y MATEO (1997), entre otros, detallan los problemas causados por la introducción de fauna exótica, en especial anfibios y reptiles, en España. Otra amenaza es la cría en cautividad de *Rana catesbeiana*, la Rana toro americana, criada legal e ilegalmente en diversas localidades españolas. Es un voraz depredador y consume otras ranas y pequeños vertebrados, al escaparse o cerrarse las ranifactorías en que se cría. Existen numerosas evidencias del tremendo efecto ecológico que su expansión está provocando en algunos países europeos, especialmente en Italia, donde existen numerosas poblaciones estables (SCOCCIANI, 2001).

Un fenómeno creciente en España es la presencia en libertad de galápagos exóticos, en especial *Trachemys scripta*, la tortuga de Florida, o de orejas rojas, que se reproduce ya con éxito en diversos lugares cálidos del sureste y este de la Península, formando poblaciones estables. Aunque no se han hecho estudios detallados, parece que las tortugas de Florida pueden competir con los galápagos autóctonos. Otra amenaza la constituye la translocación de herpetos autóctonos en lugares donde no habitaban anteriormente.

Los atropellos constituyen un grave problema puntual para muchas especies de anfibios y reptiles. A escala local, los atropellos sostenidos durante años puede conducir a la rarefacción o desaparición de poblaciones de especies antes abundantes, como se ha podido comprobar en numerosos lugares de Centroeuropa y Gran Bretaña. En España existen varios estudios sobre la mortalidad de fauna en las carreteras, siendo los anfibios y reptiles una parte significativa de los vertebrados atropellados en las carreteras españolas en un estudio a nivel nacional o local.

Cambio climático y declive de anfibios: El declive de anfibios es la extinción de especies o la disminución drástica de poblaciones de anfibios en diferentes zonas de todo el mundo sin impactos directos sobre su hábitat. Aunque las causas del declive local o inmediato de poblaciones de anfibios en todo el mundo son variadas, como hemos señalado más arriba, destacan por su importancia la destrucción, alteración o contaminación de los hábitats, especialmente los reproductores. Uno de los hechos más destacados es si los anfibios podrían ser bioindicadores de cambios globales o la salud de los ecosistemas. Diversas características de los anfibios podrían hacerlos más sensibles a los cambios ambientales que otros vertebrados, entre ellas su ciclo vital en agua y tierra que implica para la mayoría de las especies la necesidad de conservación de sus áreas reproductoras, de alimentación y las zonas de migración entre ambas. Su piel es muy permeable para los gases, agua, e iones e incluso radiaciones, como la Ultravioleta, lo que hace que absorban fácilmente contaminantes químicos y patógenos. Sus hábitos alimenticios son variados tanto en la fase larvaria como en los adultos, con lo que muchos contaminantes se acumulan en ambos tipos de alimento, produciendo bioacumulación de los contaminantes en las redes alimenticias. Por último, como animales ectotermos, son extremadamente vulnerables a cambios climáticos prolongados, en especial frío, calor o sequías extremos que pueden suponer la pérdida de la reproducción en uno

o varios años. Dado que la mayor parte de las especies viven menos de una década, los ambientes inciertos pueden suponer la extinción local de poblaciones.

Existen diversos factores, considerados como “globales” por su extensión mundial que podrían tener un efecto directo sobre los seres vivos y ecosistemas en general y sobre los anfibios en particular. Entre ellos se citan el incremento de CO₂ y otros gases derivados de la utilización de combustibles fósiles, y que se apuntan como responsables de las lluvias ácidas y el efecto invernadero, con el consiguiente calentamiento global de la atmósfera; la dispersión de los biocidas y otros productos químicos lejos de sus fuentes provocando la contaminación de aguas y suelos apartados de las zonas de emisión; el adelgazamiento de la capa de ozono debido al impacto de los clorofluorocarbonos (CFCs) con el consiguiente aumento de la radiación Ultravioleta sobre la superficie terrestre y los diversos efectos conocidos sobre los seres vivos y los ecosistemas. La mejora del clima en diversas zonas de Europa están provocando también cambios en la distribución geográfica y altitudinal de las especies de anfibios y reptiles, generalmente permitiéndoles llegar a mayores altitudes y adelantando sus períodos de puesta.

Un problema concreto que puede causar graves repercusiones en la conservación de anfibios y reptiles es la aparición de nuevas enfermedades y patógenos. Este apartado de amenazas puede parecer, en principio, insignificante respecto a otras relacionadas con la destrucción o contaminación de los hábitats naturales, pero podría estar cobrando una dimensión insospechada debido a la expansión de nuevos patógenos letales para algunas especies de anfibios. Su rápida expansión podría estar causada también en los cambios climáticos globales. Recientes hallazgos sugieren otros posibles patógenos además de bacterias y virus, que parecen mucho más importantes por sus efectos letales. Se ha relacionado el declive de especies de anfibios en Australia y Norte, Centro y Sudamérica con su sensibilidad a la infección por hongos del Orden Quitridiales. Diversos autores relacionan la aparición de nuevas epidemias con el declive global y los cambios ambientales globales, debido a un “estrés ambiental” por contaminantes, radiación UV, etc., de un modo similar al que habría supuesto la aparición del SIDA en humanos.

Hasta hace poco, la Quitridiomycosis no había sido detectada en Europa, pero recientemente (BOSCH *et al.*, 2001) la han encontrado en sapos parteros (*Alytes obstetricans*) en las lagunas de Peñalara, espacio protegido como Parque Natural de Madrid. El efecto ha sido la mortalidad masiva de postmetamórficos y algunos adultos y la desaparición de los sapos parteros en el 86% de las charcas ocupadas anteriormente. El hongo no parece producir un efecto apreciable en otros anfibios de la zona.

Existen varios casos documentados de extinciones locales o mortandades masivas en anfibios españoles. Entre ellos se cuenta el fenómeno recurrente en una población de sapos parteros (*Alytes obstetricans*) del pirineo oscense atribuido inicialmente a infección bacteriana (MÁRQUEZ & LIZANA, 1993; MÁRQUEZ *et al.*, 1995). Más recientemente se han observado casos de extinción aparente de poblaciones de la misma especie en el macizo central atribuidas a infecciones de hongos (BOSCH *et al.*, 2000 a,b). Un caso quizás aún más significativo por la extensión de la extinción, es la desaparición de poblaciones de *Salamandra salamandra* en una gran zona del norte el sistema Ibérico (BARBADILLO 1999, 2000; BARBADILLO *et al.*, 1999). Todos estos casos documentados tienen particular relevancia en el marco del seguimiento a escala global del proceso de declive de los anfibios (MÁRQUEZ & LIZANA, 1993; BARBADILLO 1999, 2000; BARBADILLO *et al.*, 1999; HOULAHAN *et al.*, 2000).

5. Acuerdos o convenios internacionales y comunitarios que afectan a la herpetofauna española

Convenios Internacionales

Se conocen también como AMMA (Acuerdos Multilaterales sobre el Medio Ambiente). Varios de ellos afectan directamente a los anfibios y reptiles. La página web del Ministerio de Medio Ambiente (www.mma.es) nos permite acceder a una información actualizada y detallada de todas las normativas que afectan a la herpetofauna española: convenios internacionales, legislación y normativas comunitaria, española y autonómicas.

El Convenio de Berna, el más antiguo de los referidos a la fauna europea, hace referencia a la “Conservación de la Vida Silvestre y el Medio Natural en Europa” y relaciona los taxones que deben ser calificados de “Estrictamente Protegidos” (Anexo II) y “Protegidos” (Anexo III), así como otros susceptibles de explotación siempre que sus poblaciones se mantengan fuera de peligro. Debido a esta normativa comunitaria, todas las especies de vertebrados españoles gozan al menos de la categoría de “protegidos”. En las tablas 6.3 y 6.4, sin embargo, diversas especies de reciente descripción no figuran en el listado del convenio, aunque debe entenderse que por su propia existencia, serían especies “protegidas”, del anexo III.

El Convenio de Bonn o CMS trata de la “Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres”. En su anexo o apéndice I se recogen los taxones en peligro de extinción, cuya captura está prohibida. El anexo II recoge aquellos taxones cuyo estado de conservación es desfavorable y para los cuales deben establecerse acuerdos específicos para su conservación. Las cinco tortugas marinas halladas en aguas territoriales españolas, al ser los únicos herpetos migratorios, son por tanto los únicos reptiles españoles recogidos en este convenio en ambos anexos, I y II. Ningún anfibio figura en este convenio.

El Convenio de Washington o CITES se aplica en la Unión Europea mediante Reglamentos comunitarios que se actualizan periódicamente, regulando el “Comercio de restos o individuos de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres”. Su anexo o apéndice I recoge aquellas especies o taxones en peligro de extinción que son o pueden ser afectadas por el comercio, estando su comercialización prohibida. El anexo II recoge los taxones vulnerables, cuyo comercio debe estar reglamentado. El anexo III incluye a las especies que cualquiera de las partes firmantes del convenio manifieste que deben ser reguladas. Ninguna especie española se halla en este tercer anexo.

A pesar de considerarse en peligro de extinción a *Alytes muletensis*, y existir varios anfibios “vulnerables”, ningún anfibio español se recoge en los anexos I o II. Respecto a los reptiles, las tortugas marinas presentes en aguas españolas y el lagarto gigante del Hierro (*Gallotia simonyi*) se hallan en el anexo I. Las dos tortugas terrestres (*Testudo graeca* y *Testudo hermanni*), el camaleón (*Chamaeleo chamaeleon*), y las lagartijas de Baleares *Podarcis lilfordi* y *Podarcis pityusensis* se recogen en el anexo II. Es obvio que el reglamento comunitario CITES deberá actualizarse para recoger las numerosas novedades taxonómicas y el descubrimiento de especies como el lagarto de Teno o de la Gomera, entre otras.

El Convenio de Barcelona trata de la protección del mar Mediterráneo de la contaminación, etc., pero, en concreto, su protocolo IV regula las zonas especialmente protegidas (ZEPIMs) y la protección de la diversidad biológica del Mediterráneo. Su anexo I regula la elección de ZEPIMs; el anexo II hace referencia a que especies de flora y fauna mediterráneas deben ser protegidas y para las que se deben designar ZEPIMs. En lo que afecta a la herpetofauna, sólo las cinco tortugas marinas presentes en el Mediterráneo español son recogidas en el anexo II (tabla 6.4).

Legislación comunitaria

La única legislación de la Unión Europea que afecta a la herpetofauna española se refiere a la Directiva comunitaria de Hábitats 92/43/CEE, que establece medidas para garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestres, señalando que hábitats y especies de flora y fauna europeas deben ser protegidas y para los que hay que declarar ZECs (Zonas Especiales de Conservación) que formarán la futura Red Natura 2000 de espacios protegidos europeos.

El Real Decreto 1997/95 traspone a la legislación española la Directiva de Hábitats comunitaria. El anexo I detalla qué hábitats naturales europeos son de “Interés comunitario” y para cuya conservación es necesario designar “Zonas especiales de Conservación”. El anexo II señala qué especies son de “Interés Comunitario” y para cuya conservación es también necesario designar “Zonas especiales de Conservación”. El Anexo III explica los criterios de selección de las zonas que pueden ser designadas “Zonas especiales de Conservación” y que podrían contribuir a la protección de las especies citadas en el Anexo II. El Anexo IV incluye aquellas especies de “Interés Comunitario” que requieren una protección estricta. Por fin el Anexo V recoge las especies cuya recolección en la naturaleza y explotación pueden ser objeto de medidas de gestión (tablas 6.3 y 6.4).

Legislación nacional sobre especies protegidas de Anfibios y Reptiles

La protección de flora y fauna a nivel del estado español se contempla principalmente en la Ley 4/89, los reales decretos 1095/1989 y 1118/1989 relativos a especies cinegéticas, y el Real Decreto 439/90 y normas sucesivas que regulan el catálogo nacional de especies amenazadas. No olvidemos que las competencias sobre la conservación de las especies protegidas de flora y fauna, espacios protegidos, caza y pesca están transferidas a las Comunidades Autónomas.

La Ley 4/89 es el marco legal más amplio de nuestra legislación ambiental pues trata de la “Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres”. Su título IV comprende los apartados referidos a la Flora y Fauna Silvestres que “deberán ser protegidas dando preferencia a la conservación de los hábitats naturales y a su protección, evitando la introducción de taxones alóctonos y concediendo prioridad a las especies y subespecies endémicas o con áreas de distribución muy restringidas”. Como consecuencia de dicha ley, surge el RD 439/90 que establece el “Catálogo nacional de Especies Amenazadas”.

La ley 4/89 establecía también que las Comunidades Autónomas pueden promulgar los catálogos de las especies amenazadas en sus territorios. Numerosas Comunidades han elaborado ya sus respectivos Catálogos regionales, mientras que otras se hallan en el proceso actualmente (ver más adelante). Estos catálogos son un instrumento básico y fundamental para la gestión de las especies de cada territorio. Al realizar un Estudio de Evaluación de Impacto Ambiental en el territorio de una comunidad autónoma deberemos cerciorarnos de si existe un Catálogo regional de especies amenazadas o cualquier otra normativa de aplicación en ese territorio.

El RD 1118/89 determina las especies objeto de caza y pesca comercializables. Diversos Gobiernos Autónomos han desarrollado sus propias normativas sobre especies cazables y pescables. En el caso de la herpetofauna sólo afectan a la rana verde común, *Rana perezi*, y a algunas ranas pardas, como *Rana temporaria* en algunas comunidades del Norte de España, como el País Vasco o Navarra. No hacemos referencia por tanto a este Real Decreto en este capítulo ni en la tabla.

La protección de las especies de fauna silvestres a nivel nacional se basa en la ley 4/1989 de 27 de marzo que crea el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas aprobado por Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, en el que se incluyen las especies de animales o plantas cuya protección exige medidas específicas por parte de las Administraciones Públicas.

Además, el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regula el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (BOE núm. 82 de 05-04-1990)

Afecta:

- Deroga Real Decreto 30-12-1980, núm. 3181/1980
- Deroga Real Decreto 15-10-1982, núm. 3091/1982
- Deroga Orden 17-9-1984
- Deroga Real Decreto 6-6-1986, núm. 1497/1986

El Catálogo Nacional de Especies Amenazadas es un Registro público de carácter administrativo en el que se incluirán, en alguna de las categorías señaladas en el artículo 29 de la Ley 4/89, aquellas especies, subespecies o poblaciones de la flora y fauna silvestres que requieran medidas específicas de protección. Este catálogo ha sido ampliado y corregido por las siguientes órdenes (las marcadas con asterisco incluyen cambios que afectan a especies de anfibios o reptiles).

- Orden 20324 de 29 de agosto de 1996 (BOE 212, de 7 septiembre 1996)
- Orden 17305 de 9 de julio de 1998 (BOE 172 de 29 de julio de 1998)*
- Orden 13807 de 9 de junio de 1999 (BOE 148 de 22 de junio de 1999)*
- Orden 5826 de 10 de marzo de 2000 (BOE 72 de 24 de marzo de 2000)*
- Orden 10653 de 28 de mayo de 2001 (BOE 134 de 5 junio de 2001)

Los regímenes de protección en base al grado de amenaza considerados en la legislación nacional (la mayoría de los catálogos regionales utiliza las mismas categorías) son:

- a) En peligro de extinción: especies, subespecies o poblaciones cuya supervivencia es poco probable si los factores causantes de su actual situación siguen actuando.
- b) Sensibles a la alteración del hábitat: aquéllas cuyo hábitat característico está particularmente amenazado, en grave regresión, fraccionado o muy limitado.
- c) Vulnerables: aquéllas que corren riesgo de pasar a las categorías anteriores en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos.
- d) De interés especial: las que, sin estar previstas en ninguna de las categorías precedentes, sean merecedoras de una atención particular según su valor científico, ecológico o cultural, o por su singularidad.

6. Catálogos nacionales y catálogos autonómicos de especies amenazadas (actualizado en febrero de 2002)

Como comentario general a este catálogo, cuyas categorías se recogen más adelante y en las tablas 6.3 y 6.4, debemos señalar que diversas especies de anfibios y reptiles españoles no se hallan recogidos en ninguna categoría, ni siquiera en la de menor amenaza “Interés especial”. No se incluyen tampoco algunas de las especies de nueva descripción a pesar de haberse descrito hace ya una década (*Rana pyrenaica*), mientras que otras se incluyeron rápidamente en el catálogo (*Lacerta aranica* o *L. aurelioi*). Las primeras, sin duda, deberán ser incluidas en las nuevas actualizaciones del catálogo.

Mientras que numerosas especies que no presentan ningún problema especial de conservación se incluyen como de “Interés especial”, suponemos que por “ser merecedoras de atención por su valor científico, ecológico o cultural”, según la definición de “IE” (ver más arriba); es sorprendente que algunas especies consideradas “comunes” (*Bufo bufo*, *Salamandra salamandra*, *Rana perezi*) se han dejado sistemáticamente fuera del catálogo en las recientes actualizaciones. ¿Cuál es la diferencia entre estas especies y otros anfibios como *Hyla arborea*, *Bufo calamita* o *Triturus marmoratus*, por citar algunas? Los nuevos datos, fruto de la revisión del libro rojo, indican por ejemplo que *Salamandra salamandra* se halla más amenazada que muchas otras especies de anfibios españoles. Parece como si prejuicios como su aspecto (*Bufo bufo*) o el poseer sustancias tóxicas en su piel (comúnes a todos los anfibios) las hiciera de “segunda categoría” para su conservación.

En el caso de los reptiles, es inexplicable que ambos galápagos se hallen fuera del Catálogo nacional, más aún en el caso de *Emys orbicularis*, considerado vulnerable “V” en el Libro Rojo de 1992. Tampoco *Lacerta lepida* se encuentra en el CNEA, ¿sigue siendo la vieja justificación de que “depreda sobre las especies de caza”? En el mismo caso se halla *Malpolon monspessulanus*, único Colúbrido no catalogado como “IE” en el CNEA; ¿cuál es la causa? ¿ser agresiva, tener un aspecto fiero, ser opistoglifa, comer aves o mamíferos? ¿Qué la diferencia de las otras culebras de gran tamaño? Por último, ninguna de las tres víboras españolas se hallan catalogadas. ¿En éste caso la causa es ser venenosas o el miedo que despiertan en la gente?

Todos estos casos citados de no catalogación indican que los criterios para la inclusión en el Catálogo son poco claros. Lógicamente, todas las especies de anfibios y reptiles españoles tienen un “interés científico, ecológico y cultural” y además en algunos casos están amenazadas (galápagos, salamandra común, víbora hocicuda, etc.). Es urgente una revisión incorporando los nuevos datos sobre su estado aportados en este trabajo.

La ley 4/1989 también recoge que las Comunidades Autónomas, en sus respectivos ámbitos territoriales, pueden establecer catálogos “regionales” de especies.

Las Comunidades y Ciudades Autónomas con catálogo o listado de Especies de Fauna Protegidas en febrero de 2002, son las siguientes:

- Andalucía
- Aragón
- Asturias
- Baleares
- Canarias
- Castilla-La Mancha
- Cataluña
- Extremadura
- La Rioja
- Madrid
- Murcia
- Navarra
- País Vasco

La mayoría de los cuales pueden consultarse en las respectivas páginas web que figuran en el apéndice final de esta obra.

7. Actuaciones y proyectos para la conservación de especies de Anfibios y Reptiles

La estructura autonómica del estado español y las transferencias de gran parte de las competencias en materia de especies protegidas a las comunidades autónomas hacen que los estudios de conservación a menudo se realicen a nivel autonómico. Como quiera que no siempre dichos estudios se recogen en publicaciones científicas o divulgativas, los editores de la sección del libro rojo de este volumen hemos considerado oportuno tratar de recabar información sobre los proyectos realizados en la última década sobre la conservación de especies de anfibios o reptiles. De esta manera el lector que necesite obtener información tendrá una idea de dónde se depositan los informes no publicados resultantes de estos estudios. Además hemos tratado de reseñar también las acciones de conservación que se han realizado, como campañas de sensibilización, de ámbito autonómico. Hemos tratado de ser todo lo exhaustivos posible, aunque probablemente habrá omisiones relevantes, no obstante esperamos que este extenso listado de proyectos refleje la cantidad de información recabada hasta la fecha sobre las especies españolas, y que de la misma manera, apunte hacia las necesidades adicionales más apremiantes en esta tarea de la conservación de los anfibios y reptiles.

Proyectos nacionales

La Dirección General para la Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente, aparte de promover y financiar la elaboración de este Atlas y Libro Rojo, ha aportado ayudas:

- Al Gobierno Balear para iniciar algunos trabajos de conservación del Ferreret (*Alytes muletensis*).
- Al gobierno de Canarias para iniciar algunos trabajos de conservación del Lagarto Gigante de El Hierro (*Gallota simonyi*).
- A la Universidad de la Laguna para la financiación del proyecto de prospección del Valle Gran Rey para la detección de nuevos ejemplares de lagartos (género *Gallotia*).

Previamente, la entidad predecesora de la DGCN, el ICONA había suscrito un convenio con el Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) para el estudio de las poblaciones relictas de *Alytes* sp. en las Sierras Béticas y Sub-Béticas (1991-1992) que aportó los primeros datos sobre el estado de conservación de las poblaciones del sapo partero bético *Alytes dickhillenii*.

El Ministerio de Ciencia y Tecnología también financia ocasionalmente estudios con una componente de conservación. Un ejemplo de ello es el proyecto de investigación “Biología de la reproducción, ecología trófica y conservación de colúbridos en el SE de la Península Ibérica, concedido por el Ministerio De Ciencia y Tecnología. (I + D), Ref. REN2000-1376 GLO. 2000-2003 al Prof. J. M. Pleguezuelos, Universidad de Granada.

Andalucía

La Junta de Andalucía, a través de su Consejería de Medio Ambiente, ha promovido distintas iniciativas de conservación sobre especies de anfibios y reptiles:

- Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía, estudio genético y ecológico de las poblaciones. Convenio Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía-CSIC. 2000-2003. Responsable Dr. M. Tejedo. Especies objeto del estudio: *Alytes dickhilleni*, *D. jeanmaeae*, *P. ibericus* y *S. salamandra longirostris*.
- Proyecto/contrato de asistencia técnica: Atlas Herpetológico de la provincia de Jaén. Agencia del Medio Ambiente, Junta de Andalucía, JAJ-87-5. 1987-1988. Responsable, J. M. Pleguezuelos, Universidad de Granada.
- Proyecto/contrato de asistencia técnica: Atlas de los Anfibios en la provincia de Granada. Agencia del Medio Ambiente, Junta de Andalucía, JAGR-88-16. 1988. Responsable, J. M. Pleguezuelos, Universidad de Granada.
- Proyecto: Los ofidios de Marruecos, subvencionado por la Agencia del Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, en colaboración con la Estación Biológica de Doñana, Sevilla. Investigador Principal, Dr. Miguel Delibes. 1994-1996.
- Proyecto: Cartografiado, índice de abundancia y plan de conservación del Camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* en la provincia de Granada, según Convenio Marco de Cooperación entre la Agencia de Medio Ambiente (Granada), la Consejería de Medio Ambiente y la Universidad de Granada (UG-679). 1995-1996. Responsable, J. M. Pleguezuelos, Universidad de Granada.
- Subproyecto Reptiles y Aves, dentro del proyecto general Caracterización, restauración y conservación de las comunidades animales de la cuenca del río Guadiamar, según Convenio suscrito entre la Universidad de Jaén (Inv. Resp. Dr. Reyes Peña) y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. 2000-2002.
- Proyecto de investigación Biología de la reproducción, ecología trófica y conservación de colúbridos en el SE de la Península Ibérica, concedido por el Ministerio De Ciencia y Tecnología. (I + D), Ref. REN2000-1376 GLO. 2000-2003. Responsable, J. M. Pleguezuelos, Universidad de Granada.
- Subproyecto Anfibios, dentro del proyecto general Seguimiento de seres vivos en el área afectada por el vertido de las minas de Aznalcóllar. Convenio Junta de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente-CSIC. 1999-2001. Investigador responsable, Dr. M. Tejedo, Estación Biológica de Doñana. Especie objeto del estudio: *Rana perezi*.

Aragón

El Gobierno de Aragón, a través de su Departamento de Medio Ambiente promueve estudios y actuaciones sobre tres especies de anfibios y reptiles.

- *Rana pyrenaica*: Trabajos previos para elaborar su plan de conservación. Convenio con el Instituto Pirenaico de Ecología (CSIC) Jordi Serra desde 1998.
- *Triturus marmoratus*: Convenio con ANSAR programa de cría en cautividad de tritones (*T. marmoratus*) para refuerzo de poblaciones.
- *Coluber viridiflavus*: acciones informativas esporádicas para la protección de la especie.

Asturias

En el principado de Asturias, la Consejería de Medio Ambiente está elaborando los planes de conservación de las únicas dos especies de anfibios que están catalogadas como vulnerables en el principado, la Rana Verde (*Rana perezi*) y la ranita de San Antón (*Hyla arborea*). Dichos planes de conservación se encuentran en avanzada fase de redacción en el momento de la edición de este libro.

Baleares

El Gobierno balear realiza acciones de gestión de otras especies de anfibios y reptiles a través de su Servei de Proteccio d'Espècies (D.G. de Biodiversitat Conselleria de Medi Ambient).

Ferreret (*Alytes muletensis*)

Varios planes de recuperación han sido ejecutados y están en marcha. Estos han incluido un proyecto LIFE (LIFE 1973/92/11-13) financiado por la Unión Europea que ha permitido un programa de cría en cautividad en varios centros europeos, reintroducciones de larvas y adultos en nuevos puntos de cría, y restauración de puntos de agua en la Serra da Tramuntana, e incluso la compra de un terreno privado para la protección de la especie. Los resultados de estas actuaciones se resumen en ROMÁN (1993, 1995) y ROMÁN & MAYOL (1997).

Sapo verde (*Bufo viridis*)

- Inventario de las localidades de cría (1992) en Ibiza.
- Reintroducción de larvas en Ibiza procedentes de Mallorca (1750 larvas en 4 Localidades, en 1992).
- Restauración parcial de una gran alberca y su sistema de captación de aguas en Ibiza (1999), a completar en 2002.
- Translocaciones de larvas de recipientes naturales o artificiales que se van a secar en Menorca, ejecutado anualmente por el Centro de Recuperación de Fauna del Grupo de Ornitología Balear (GOB).
- Inventario de localidades de cría en Mallorca (en curso), incluyendo acciones puntuales para facilitar la salida de adultos de puntos de agua artificiales.
- Divulgación: edición de un comic sobre esta especie (1992).
- Repoblación de la laguna de nueva creación en Son San Juan con larvas procedentes de un campo de golf (1998).
- Translocación de larvas procedentes de un campo de golf en Mallorca a Ibiza (2002).

Lagartijas endémicas

- Recuentos poblacionales para determinar los efectivos en los distintos islotes.
- Instalación de carteles en catalán, castellano e inglés sobre los islotes para prevenir expolios. En 2001 se han instalado nuevos carteles.

Tortugas terrestres

- Recogida de *Testudo hermanni* y *Testudo graeca*. Acuerdos con particulares para cría en cautividad a pequeña escala en jardines privados, con compromiso de ceder las crías para su suelta en enclaves naturales protegidos. En 2001 se inició la suelta de ejemplares en el Parque natural de Mondragó (Santanyí, Mallorca).

Tortugas marinas

- Seguimiento de varamientos. El proyecto LIFE sobre las praderas de *Posidonia*, iniciado en 2001, incluye un apartado destinado a tortugas marinas dirigido por la Fundación Bosch i Ginpera (Univ. de Barcelona) con tres objetivos: 1) Determinación del tamaño poblacional y el uso de hábitat. 2) Caracterización del origen de la población (atlántica, mediterránea o mezcla). 3) Interacciones o impacto de la pesca sobre las tortugas. A partir de esto se redactará un Plan de Conservación de la especie en Baleares (Finalización prevista en 2005).

Acciones multiespecíficas

- Divulgación: edición de un póster sobre anfibios y reptiles de las Baleares (1992)

Canarias

Proyectos relacionados con la conservación de reptiles llevados o financiado por el Gobierno de Canarias en los 10 últimos años.

General

- Proyecto Biota de cartografía. (Banco de Datos de Biodiversidad de Canarias). Incluye todas las especies de animales y plantas canarias, incluyendo reptiles y anfibios.

Caretta caretta

- Life, Seguimiento satélite de la especie en Canarias (1997-1999). Departamento de Biología Universidad de Las Palmas y Asociación Herpetológica Española.

Gallotia (simonyi) auaritae

- Búsqueda de la especie (junio 1999 a octubre 1999). Departamento de Biología Animal de Universidad de La Laguna.

Gallotia bravoana

- Búsqueda de la especie (junio 1999 a octubre 1999). Departamento de Biología Animal de Universidad de La Laguna.
- Plan anual de Conservación de la especie (enero 2000-diciembre 2000). Empresa pública GESPLAN.
- Plan anual de Conservación de la especie (enero 2001-diciembre 2002). Empresa pública GESPLAN.
- Plan anual de Conservación de la especie (enero 2002-hasta la fecha). Empresa pública GESPLAN.
- Construcción del Centro de Recuperación del lagarto gigante de La Gomera (2001-2002). Empresa TRAGSA.
- Estudio del comportamiento de la especie (marzo 2000-noviembre 2001). Departamento de Biología Animal, Universidad de La Laguna.

Gallotia simonyi

- Proyecto Life (1995-1997). Universidad de Las Palmas G.C. y Asociación Herpetológica Española.
- Proyecto Life (1997-2000). Universidad de Las Palmas G.C. y Asociación Herpetológica Española.
- Plan anual de recuperación (enero 2001-diciembre 2001). Empresa pública GESPLAN.
- Plan anual de recuperación (enero 2002-vigente). Empresa pública GESPLAN.
- Estudios sobre el comportamiento (2001). Departamento de Biología Animal, Universidad de La Laguna.
- Seguimiento de las poblaciones reintroducidas en los Roque de Salmor. (2001). Asociación Herpetológica Española.
- Censo en la Población de la Fuga de Gorreta (2001). Asociación Herpetológica Española.

Gallotia intermedia

- Actuaciones para la conservación del Lagarto Canario Moteado (*Gallotia intermedia*). 2000. J. Carlos Rando & Mercedes López, La Laguna.
- Distribución de población y propuesta de Plan de Recuperación para el Lagarto Canario Moteado (*Gallotia intermedia*). 2001. J. Carlos Rando & Alfredo Valido, La Laguna.
- Reproducción Experimental en cautividad (2001). Fundación Neotrópico, La Laguna.

Chalcides simonyi

- Estudio de la distribución de la especie (1992). Departamento de Biología, Universidad de Las Palmas G.C.

- Distribución y Conservación de la especie (2001). Asociación Herpetológica Española.
- Reproducción Experimental en cautividad (2001). Fundación Neotrópico, La Laguna.

Además de estas actuaciones autonómicas existen iniciativas locales como las actuaciones de la Fundación Neotrópico y Área de Medio Ambiente, Vida Silvestre del Cabildo de Tenerife de anillamiento y recuperación de tortugas marinas y divulgación de su conservación.

Cantabria

En Cantabria no nos constan actuaciones específicas para la conservación de anfibios ni reptiles, salvo la esperanza de finalización del atlas herpetológico regional, necesario para una correcta gestión de la herpetofauna.

Castilla-La Mancha

La Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha, a través de la Dirección General del Medio Natural de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente promueve distintos estudios entre los cuales se cuentan los siguientes:

- Plan de conservación de la lagartija de Valverde (*A. marchi*) en Castilla-La Mancha. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Responsables: J. L. Rubio de Lucas (Univ. Autónoma de Madrid) y F. Palacios Arribas (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) (1998).
- Propuesta preliminar de zonas de especial conservación de Castilla-La Mancha. Anfibios I. *Alytes dickhilleni*. Anfibios II. *Triturus pygmaeus*. Responsables M. García París, G. Astudillo Pacheco, E. Izquierdo Barthelemy, M. París García, C. Martín (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) (1995).
- Atlas provisional de Anfibios y Reptiles de la provincia de Cuenca, Comarcas de la Serranía y La Manchuela. Responsables: G. Astudillo, E. Ayllón, J. C. Barberá, S. Trillo (1996).
- Evaluación de poblaciones de anfibios amenazados en Castilla-La Mancha. Bases científicas para su conservación. *Alytes dickhilleni*, *Triturus pygmaeus*. Responsables: M. París, E. Izquierdo, M. García París, C. Martín, G. Astudillo. (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) (1997).
- Atlas provisional de anfibios y reptiles de Ciudad Real (I) Comarcas de Montes de Toledo, Montes de Ciudad Real, Valle de Alcudia, Campo de Calatrava, y Zona Occidental de Sierra Morena (1998).
- Atlas provisional de Anfibios y Reptiles de la provincia de Cuenca, Comarcas de La Mancha y La Alcarria. Responsables: S. Trillo, J. C. Barberá, E. Ayllón, y G. Astudillo (1998).

La Diputación Provincial de Albacete también ha financiado iniciativas de conservación. Estudio sobre la distribución y estado de Conservación de *Alytes obstetricans* en Albacete. Instituto de Estudios Albacetenses. Diputación Provincial de Albacete. Inv. Responsable: B. Sanchiz (Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC) (2000).

Castilla y León

Desde los años 80 se llevan a cabo proyectos de investigación relacionados con la herpetofauna de Castilla y León, en particular sobre la biología y estado de conservación de la herpetofauna del Sistema Central, Sierra de Gata, Sierra de Gredos, Sistema Central segoviano, Arribes del Duero, etc. Estos proyectos han sido financiados por el Ministerio de Educación, instituciones provinciales públicas y privadas, Cajas de Ahorro o Consejerías de Medio Ambiente. Por ejemplo, en Salamanca se ha llevado a cabo en 1996-98 una campaña informativa sobre la protección y conservación de los galápagos autóctonos.

Dos proyectos recientes versan directamente sobre la conservación de las especies de anfibios y reptiles de esta comunidad y han sido financiados por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.

- Convenio Junta de Castilla y León-Asociación Herpetológica Española (AHE)
- Atlas de distribución y Estado de conservación de los anfibios y reptiles de Castilla y León, incluyendo las propuestas de categorías de amenaza, según UICN (2001) y del Catálogo regional de

taxones de anfibios y reptiles amenazados de Castilla y León. Informe finalizado y entregado en marzo de 2002 (M. Lizana, coordinador del proyecto).

- Estudio de las comunidades de anfibios del complejo lagunar de Neila (Burgos) 2001. Junta de Castilla y León. Consejería de Medio Ambiente (Delegación de Burgos). Responsable Luis Javier Barbadillo. Universidad Autónoma de Madrid.

Cataluña

La Direcció General de Patrimoni Natural i del Medi Físic (Departament de Medi Ambient, Generalitat de Catalunya) ha emprendido un gran número de actuaciones hacia la protección de especies de anfibios y reptiles que se reseñan a continuación.

Tortuga mediterranea (*Testudo hermanni*)

- Creación de dos reservas naturales para la población autóctona de l'Albera (1986,1987).
- Convenio con la Societat Catalana d'Herpetologia (1991-95) y posteriormente (1996 en adelante) con el Centro de Recuperación de Anfibios y Reptiles de Catalunya (CRARC-COMAM), con la finalidad de coordinar los criadores particulares de tortuga mediterranea en Catalunya. Las crías obtenidas se destinan a proyectos de reintroducción.
- Acuerdo de colaboración con la Asociación de Amigos de la Tortuga de la Albera (ATA) para la creación i funcionamiento del Centro de Cria de Tortugas (CRT) de Garriguella (1995, actualizado el 2001). Centro especializado en la población autóctona de la Albera.
- Proyectos de reintroducción en el parque natural del Delta del Ebro (finalizado con éxito), en el parque natural del macizo del Garraf (en desarrollo con éxito), y en el parque natural del Cap de Creus (en fase experimental). Ver estudios.
- Plan de recuperación de la tortuga mediterranea en Catalunya. Documento técnico. Jenaer Félix 1995, Albert Bertolero 1999.
- Proyecto de decreto de aprobación del plan de recuperación de la tortuga mediterranea en Catalunya. Borrador pendiente de aprobación.
- Tríptico: La tortuga mediterrània, ajúdan's a conservar-la. 2000.
- Estudios:
- Projecte de reintroducció de la tortuga mediterrània al massís del Garraf. DEPANA 1992.
- Reintroducció de la tortuga mediterrània al P.N. del Garraf. Informe del seguiment d'exemplars alliberats. Roger Tarín.1992, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 2000, 01.
- Projecte de reintroducció de la tortuga mediterrània al massís de Cadiretes. Xavier Capelleres i Joan Budó, 1998.
- Estudi d'una població de tortuga mediterrània a la serra de la Balmeta. Marc Franch, 1998, 99.
- Conseqüències de l'incendi del 6 d'agost de 2000 en la població de tortuga mediterrània de la serra de l'Albera. CRT, 2000.
- Estudi sobre la viabilitat de l'alliberament de tortugues mediterrànies de menys d'un any de vida a la serra de l'Albera. CRT, 2001
- Estudi experimental de la supervivència d'exemplars juvenils de tortuga mediterrània. CRT, 2000.
- Seguiment i cens de la població de tortuga mediterrània a la Serra de l'Albera. CRT, 1999, 2000,2001.
- Seguiment de la població de tortuga mediterrània (*T.h.hermannii*) al Parc Natural del Delta de l'Ebre. Albert Bertolero, 2000, 01.
- Reintroducció de la tortuga mediterrània al Parc Natural del Cap de Creus. Proposta d'estudi. CRT, 2000. Seguiment, 2000, 01.

Galápago europeo (*Emys orbicularis*)

- Restauración y potenciación del hábitat del galápago europeo en el EIN de la Sèquia Major de Vilaseca. G.P.Resort – Port Aventura.1997-9.

- Proyecto de reintroducción del Galápagos europeo en el Baix Ter. R.Mascort, 2000.

Galápagos leproso (*Mauremys caspica*)

- Colaboración a través de los centros de recuperación de fauna y de los espacios protegidos, en el proyecto de reintroducción del galápagos leproso en el delta del Llobregat, 1991-92.

Tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*)

- Campaña de prensa y de recogida de ejemplares (destinada a evitar sueltas en el campo), llevada a cabo en colaboración con la empresa de mensajería “Dit i fet”. Años 1997 y 1998.
- Gestiones ante el Ministerio de Medio Ambiente para conseguir la prohibición de su importación.
- Colaboración con los proyectos de seguimiento y control de las poblaciones asilvestradas de tortuga de Florida en el Delta del Llobregat. Roig y de Roa, 1997.
- Recogida de ejemplares donados (500-1.000 ejemplares/año) en los centros de recuperación.

Lagartijas pirenaicas (*Iberolacerta* spp.)

(En este volumen las denominaciones específicas corresponderían a *Lacerta bonnali*, *L. aranica* y *L. aurelioi*)

- Estudio sobre la distribución, límites, estatus y biología de las tres especies de *Iberolacerta* pirenaicas. Oscar Arribas 1994 y 95.
- Declaración de especies protegidas para las nuevas especies lagartija pallaresa y lagartija aranesa. 1994.
- Petición de inclusión en el Catálogo nacional de especies amenazadas en la categoría de En Peligro. 1997. La propuesta fue aceptada por el MIMAM, catalogándose en 1998.
- Plan de recuperación de las lagartijas Pallaresa (*Iberolacerta aurelioi*) y Aranesa (*Iberolacerta aranica*). Memoria técnica. Oscar Arribas 2000.
- Proyecto de Decreto de aprobación del plan de recuperación de las lagartijas pallaresa y aranesa en Catalunya. Borrador pendiente de aprobación.

Víbora aspid y hocicuda (*Vipera aspis* y *V. latasti*)

- Encuesta sobre el estatus y distribución de las víboras en Catalunya. 1992.
- Tríptico: Els escurçons. 1983.
- Estudios de radio-seguimiento. 1999

Lagartijas cenicienta y colilarga (*Psammotromus hispanicus* y *P. algirus*)

- Reintroducción de *Psammotromus hispanicus* en el Parque Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. M.A.Carretero, 1991.
- Estudio de la demografía, uso de hábitat y actividad de *Psammotromus hispanicus* y *P. algirus* en los Aiguamolls de l'Empordà. E.Bartralot y M.A. Carretero, 2000

Gallipato (*Pleurodeles waltl*)

- Recuperación y restauración de charcas de reproducción en el Montsià. 1994

Proyectos pluriespecíficos

- Convenio con Ayuntamiento de Masquefa (COMAM-Centre de Recuperació d'amfibis i rèptils de Catalunya) para la recuperación de especies protegidas. 1992.
- Inventario de los puntos de agua importantes para la reproducción de anfibios. Catalunya seca. Universidad de Barcelona.
- Incidencia de las carreteras sobre anfibios y reptiles en Catalunya. Universidad de Barcelona, 2001-03.
- Ficha de identificación de las tortugas autóctonas y exóticas. 1988.

- Catálogo de especies amenazadas. Universidad de Barcelona. 1996 (actualización pendiente de la modificación del catálogo nacional).
- Clases sobre identificación, problemática y conservación de los anfibios y reptiles, (curso de formación de agentes forestales, 2001)
- Conferencias sobre estatus y problemas de conservación de los reptiles y anfibios en Catalunya. En CRARC-COMAM (jornadas 1999), y Soc. Catalana de Herpetología (jornadas 2001).
- Distribución de los anfibios y reptiles en el Delta del Llobregat. Tomás Ballesteros y Artur Degollada, 1994.
- Herpetofauna dels Aiguamolls de l'Empordà. A. Bea, A.Montori y X.Pascual. 1994
- Els amfibis del parc natural dels Aiguamolls de l'Empordà: bioindicació i anàlisi ambiental. D.Carrera i Bonet,1999.
- Catálogo de zonas húmedas de Catalunya.

Proyectos realizados por el grupo de investigadores sobre anfibios y reptiles del Departament de Biologia Animal (Vertebrats). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona.

Además de los proyectos reseñados anteriormente, el grupo de investigación compuesto por los Doctores. Gustavo A. Llorente, Albert Montori, Xavier Santos y Miguel A. Carretero han realizado una importante serie de estudios para la conservación de la herpetofauna de Cataluña.

- Proyecto: Efectes de l'incendi forestal de primavera de 1994 sobre les poblacions d'Amfibis d'un àrea protegida: Parc Natural del Garraf. (Comissió Interdepartamental Recerca i Tecnologia). Generalitat de Catalunya. ACOM94 (1994-1995). Investigador responsable: Albert Montori.
- Proyecto: “Banc de dades d'amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra que permeti el seguiment i control de les poblacions de les diferents espècies, especialment les més vulnerables”. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (1995). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, AM, XS, MC.
- Proyecto: “Informe sobre l'estat i evolució de les poblacions d'amfibis i rèptils per a la revisió del Pla Especial del Parc Natural del Montseny”. Diputació de Barcelona (Servei de Parcs Naturals) (1995). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, XS, AM, MC.
- Proyecto: “Catàleg dels Vertebrats de Catalunya”. Sub-proyecto: “Anfibis i rèptils”.Departament de Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya (1995). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, AM, MC, XS.
- Proyecto: “Programa de seguiment de basses importants per als amfibis a Catalunya”.Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya (1995). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, MC, AM, XS.
- Proyecto: “La comunitat d'amfibis del Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i Serra de l'Obac: catàleg i punts d'aigua importants per a la seva reproducció”. Diputació de Barcelona (Servei de Parcs Naturals) (1996-1997). Investigador responsable: Albert Montori, GLL, XS, MC.
- Proyecto: “Evolució demogràfica de dues espècies de sargantanes en els Aiguamolls de l'Empordà. Efectes posteriors a una reintroducció”. Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà. (1998) Investigador responsable: Miguel A. Carretero.
- Proyecto: “Recuperació o declivi de les poblacions d'anfibis i rèptils del massís del Garraf cinc anys després de l'incendi forestal. Ajut a programes de recerca d'abast comarcal ACOM-98, CIRIT. (1999). Investigador responsable: Albert Montori.
- Proyecto: “Determinació de punts d'aigua importants per a la reproducció dels amfibis i catàleg dels rèptils a l'ampliació del Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i Serra de l'Obac”. Diputació de Barcelona (Servei de Parcs Naturals). (1999). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, AM, MC, XS.
- Proyecto: “Inventari de punts d'aigua importants per a la reproducció dels amfibis i rèptils: Catalunya seca”. Departament d'Agricultura, Ramaderia i Pesca de la Generalitat de Catalunya.

- (1999). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, AM, MC, XS. Proyecto: “Elaboració de l’estratègia per a la conservació de la biodiversitat de El Prat de Llobregat”, A juntament d’El Prat de Llobregat. (2001). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, AM, XS, MC.
- Proyecto: “La comunitat de rèptils del Parc Natural de Sant Llorenç de Munt i Serra de l’Obac: catàleg i àrees importants”. Diputació de Barcelona (Servei de Parcs Naturals). (1997-1998). Investigador responsable: Albert Montori, Sergi Clivillé, GLL, MC, XS.
 - Proyecto: “Els rèptils del Parc Natural del Garraf: catàleg i estatus actual”. Diputació de Barcelona (1998-1999). Investigador responsable: Albert Montori, GLL, XS, MC.
 - Proyecto: “Els rèptils del Parc Natural del Montseny: catàleg i àrees importants per a la seva distribució”. Diputació de Barcelona. (1998-1999). Investigador responsable: Gustavo A. Llorente, MC, XS, AM.

Extremadura

La única actuación conocida para la conservación de los anfibios y reptiles en esta comunidad es el proyecto financiado por la Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Extremadura para elaborar el Atlas de Anfibios y Reptiles de la provincia de Badajoz (Universidad de Extremadura) Investigador Responsable. Prof. E. Da Silva. Área de Zoología. Publicado en 1994.

Galicia

- Proyectos subvencionados por la Consellería de Medio Ambiente.
- Tendencias poblacionales y situación de los galápagos *Emys obicularis*, *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta* en Galicia. Responsable: Edith Uhía Castro. Departamento de Ecología e Biología Animal. Universidade de Vigo.
- Evaluación de la población de *Rana perezi* en el cauce del Río Limia (P.N. Baiza Limia-Serra do Xurés). Ourense. Responsable: Emilio Carral Vilariño. Universidade de Santiago de Compostela. Escola Politécnica Superior de Lugo.
- Plan de gestión de las poblaciones de *Emys obicularis* en las Gándaras de Budiño (Pontevedra). Responsable: Adolfo Cordero Rivera. Departamento de Ecología y Biología Animal. Universidad de Vigo.
- Evaluación del estado de conservación de los hábitats y de las poblaciones de anfibios en la áreas propuestas como LICs en la provincia de A Coruña. Responsable: Ricardo Ferreiro Sanjurjo. Departamento de biología animal, biología vegetal e ecología. Universidade de A Coruña.
- Distribución, estatus y medidas de conservación de las poblaciones de anfibios y reptiles del Parque Natural de las Islas Cíes. Responsable: Galán, P. (2000): Informe Inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 96 pp.
- Situación de la herpetofauna del Espacio Natural de las Islas de Ons: distribución, estatus y propuestas de conservación. Responsable: Galán, P. (2001): Informe Inédito. Xunta de Galicia. Consellería de Medio Ambiente. 110 pp.

Comunidad Valenciana

En la Comunidad Valenciana, la Consellería de Medio Ambiente realiza acciones de conservación a través de sus tres Centros de Recuperación de Fauna, principalmente quelonios. Su labor promueve la conservación de las siguientes especies:

- Tortugas marinas. Se realizan anualmente proyectos de estudios de varamientos (incluyendo estudios parasitológicos) en el marco del convenio con Tony Raga, zona de recuperación en El Saler. Los ejemplares recuperados son marcados y soltados en Columbretes.
- Tortugas terrestres. Programa de cría en cautividad en los Centros de Recuperación de Fauna de Valencia y Castellón de *Testudo hermanni* y *Testudo graeca* (esta última considerada introducida). Hay una población de *Testudo hermanni* reintroducida en Castellón.

- Galápagos Existe un programa de cría en cautividad de *Mauremys leprosa* y *Emys obicularis* en una piscifactoría experimental con posterior suelta de los ejemplares criados en espacios naturales protegidos (100 ejemplares hasta el 2000). También se están realizando restauraciones del hábitat de *Emys obicularis* en algunos humedales y marjales costeros.
- Gallipato (*Pleurodeles waltl*). Existe un programa de cría en cautividad en una piscifactoría experimental con posterior suelta de los ejemplares criados (2360 hasta el año 2000) en charcas de interés para la reproducción de anfibios.
- Plan de erradicación de *Trachemys scripta*.

La Rioja

Desde la Consejería de Turismo y Medio Ambiente del Gobierno de La Rioja se gestiona la recogida de tortugas de Florida de domicilios para evitar introducciones indeseadas.

Madrid

La Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid ha realizado las siguientes actuaciones o estudios sobre la herpetofauna:

- Acondicionamiento para anfibios de las charcas de Los Camochos e instalación de barreras antiatropellos. Término Municipal de Hoyo de Manzanares. 1997. Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares, Dirección General del Medio Natural.
- Plan de acción de los anfibios y reptiles de la Comunidad de Madrid. 1998. Consejería de Medio Ambiente. Benzal y Salvador, Coordinadores (Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC).
- Estudio sobre las poblaciones de Rana patilarga (*Rana iberica* Boulenger 1879) en la Comunidad de Madrid. Situación actual y problemas de conservación. Sociedad de Conservación de Vertebrados (2000), Comunidad de Madrid.
- BOSCH, J.; MARTÍNEZ SOLANO, I. GARCÍA PARÍS, M. Inventario, estado de conservación y medidas correctoras para la conservación de los anfibios del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara. 93 pág. Enero 2000.
- MARTÍNEZ SOLANO, I.; BOSCH, J.; GARCÍA PARÍS, M. Seguimiento de las poblaciones de los anfibios del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara. 60 pág. Enero 2001.
- MARTÍNEZ SOLANO, I.; GARCÍA PARÍS, M. Inventario preliminar de las poblaciones de anfibios del Parque Regional del Curso Medio del Río Guadarrama y su entorno. 24 pág. Diciembre 2001.
- BOSCH, J.; MARTÍNEZ SOLANO, I.; GARCÍA PARÍS, M. Estudios de fauna del Parque Natural de Peñalara. Distribución espacial y abundancia de las poblaciones de anfibios. 65 pág. Enero 2002.
- MARTÍNEZ SOLANO, I.; BOSCH, J.; GARCÍA PARÍS, M. Estudios de fauna del Parque Natural de Peñalara. Informe preliminar sobre la diversidad de reptiles. 39 pág. Enero 2002.

Además está en curso un proyecto de conservación.

- Título del proyecto: Papel de la epidemia fúngica (quitridiomycosis) en la extinción de anfibios en Madrid: Caracterización molecular de las poblaciones amenazadas e identificación genética de poblaciones adecuadas para el establecimiento de programas de reintroducción. Entidad financiadora: Comunidad de Madrid. (2001-2004) Investigador responsable: Mario García París.

Murcia

Se han realizado estudios básicos para el diseño de una estrategia de conservación de la tortuga mora en la región de Murcia. 2001. Universidad de Murcia.

Navarra

Se han realizado actuaciones sobre *Rana dalmatina* abriendo balsas impulsadas por Alberto Gosá con instalación de nuevas poblaciones. Programa Servicio de Conservación de la Biodiversidad. Dirección General de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra.

Euskadi/País Vasco

Guipuzkoa (Guipúzcoa). La principal actuación en Euskadi hacia la conservación de una especie de anfibio o reptil es el Plan de Gestión de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*) Diputación Foral de Gipuzkoa (para el área de Mendizorrotz). Publicado como Orden foral de 10 de noviembre de 1999. Boletín Oficial de Gipuzkoa Num 221. 18 noviembre de 1999, pp. 16.797-16.802. Esta especie se encuentra en peligro de extinción en el País Vasco.

Los planes de gestión del resto de las especies amenazadas del País Vasco (ver listado en este mismo capítulo) se encuentran en fase de redacción.

Araba/Álava. Además de esta actuación, el Servicio de Conservación de la Naturaleza

Diputación Foral de Álava realiza las siguientes actuaciones:

Se han corregido balsas para ganado en los montes de Entzia para evitar que los anfibios y otro tipo de fauna murieran ahogados al caer en las mismas.

Se ha elaborado en 2001 y 2002 un catálogo de zonas sensibles para los anfibios y aquellas áreas con mayor concentración de especies y la problemática de cada una de ellas.

Se han realizado tres publicaciones divulgativas sobre anfibios, reptiles, y vertebrados amenazados del territorio histórico de Álava (PÉREZ, F. P. & CUESTA, M. (1993), TEJADO LANDEROS, C. & POTES GORDO, M. E., 1996, 2001).

Se están redactando los borradores de los planes de gestión de las especies de anfibios y reptiles catalogados como amenazados en el País Vasco. A estos borradores de Planes de gestión se adjunta una memoria técnica sobre la problemática más específica de la especie y de sus áreas sensibles. Estos planes contemplan propuestas de recuperación de humedales y creación de nuevas charcas naturalizadas en las comarcas de la Llanada y Rioja Alavesa.

Se han inventariado y se están adecuando varias charcas naturales en el Parque Natural de Valderejo, para evitar que el ganado entre en ellas y deteriore el hábitat de los anfibios y sus puestas.

En el Parque Natural del Gorbeia, se están proyectando dos pasos para anfibios bajo dos carreteras de acceso al mismo.

Se está haciendo un estudio particularizado de las balsas de riego de Álava, para ver su problemática de cara a la fauna silvestre, entre ellas el ahogamiento por caída o por imposibilidad de salir de ellas, y la disponibilidad de naturalizar sus márgenes como refugio de anfibios y otras especies de animales.

En 2001 y 2002 se está finalizando el inventario de las poblaciones naturales de galápagos leproso y europeo en los ríos de Álava.

Se ha diseñado el primer paso elevado específico de fauna en el País Vasco para salvar la trinchera a realizar en el Puerto de Vitoria, en el Proyecto de Acondicionamiento de la carretera A-2124 de Vitoria a Laguardia por Peñacerrada. En el diseño se prevé la creación de una o dos charcas naturalizadas para atraer a los anfibios y favorecer la utilización del paso.

Bizkaia (Vizcaya). Está a la espera de la elaboración de los planes de gestión para llevar a cabo las actuaciones de conservación.

Ciudades autónomas

Ceuta

La Viceconsejería de Medio Ambiente de la Ciudad Autónoma de Ceuta promueve distintas acciones de conservación de anfibios y reptiles. Como elemento más importante ya ha redactado el Plan de Conservación de salamandra algira, basado en un estudio previo, el "Plan Técnico de Evaluación del Estatus Poblacional de la salamandra Norteafricana (*Salamandra algira*) en la Ciudad Autónoma de Ceuta" (EGMACE 2002) financiado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente. Aparte de estas actuaciones, el catálogo regional de especies amenazadas está elaborado parcialmente e incluye las 20 especies de reptiles y las 5 especies de anfibios presentes en su territorio, aunque sus categorías de protección no están ultimadas en el momento de la redacción de este libro.

Previamente, en la Ciudad Autónoma de Ceuta se realizó el “Estudio de los Anfibios y Reptiles de Ceuta y Península Tingitana”, concedido por el Instituto de Estudios Ceutíes. 1996. Resp. J. M. Pleguezuelos. U. de Granada

Melilla

En Melilla solo existe un informe preliminar, “Informe preliminar de la conservación de biodiversidad”, realizado por la Universidad de Granada, que versa inicialmente sobre especies de flora

Fruto de este convenio se desarrolla por la Ciudad Autónoma de Melilla y la Fundación Empresa Universidad de Granada, la estrategia melillense para la conservación de la naturaleza. Inv. Resp. Jose Manuel Cabo y Juan Antonio González García (U. Granada, Facultad de Educación Campus de Melilla). Este proyecto generará un informe para asesorar a la Vice-Consejería de Medio Ambiente sobre Estrategia de Conservación de la Ciudad Autónoma de Melilla. 2001-2002.

Agradecimientos

Los coordinadores del libro rojo quieren expresar su agradecimiento a todos los autores de los textos de las especies, a todos los expertos consultados referidos en la ficha del libro rojo y además a las siguientes personas que han colaborado aportando datos importantes para la elaboración de esta sección del libro: Manuel Alcántara, Alberto Alvarez, M^a Fernanda Arbaizar Barrios, Jose Manuel Cabo, Juan Camiño, Joseba Carreras, Enrique Castián, Juan José Deleuze, Antonio Franco, Jose Luis García Martín, Justo García Rodríguez, Paloma Garzón Heydt, Félix González, Santiago González Pérez, Joaquín Guerrero Campo, Isaac Izquierdo Zamora, Ignacio Lacomba, Emilio Laguna, Jose Manuel López Caballero, Luis Lopo, Antonio J. Lucio, Iñigo Mendiola, Javier Perellada, David Sánchez Aragonés, Alfredo Salvador y Teresa Sánchez Corominas.

Tabla 6.3. Legislación y estado de conservación de los anfibios españoles (para explicación de las tablas, ver texto de los capítulos II y VI; LR2002: propuesta de categorías UICN para Libro Rojo).

ESPECIES	C.NACIONAL	RDHabitat	BERNA	BONN	CITES	BARCELONA	LR1992	LR2002
F. SALAMANDRIDAE								
<i>Chioglossa lusitanica</i>	IE	II, IV	II				R	VU A2c
<i>Euproctus asper</i>	IE	IV	II				NA	NT
<i>Pleurodeles waltl</i>	IE		III				NA	NT
<i>Salamandra algira</i>	V						V	EN A1ac+2c; B12bde; C2ab; D1
<i>Salamandra salamandra</i>			III				NA	VU A2ce; B1ab
<i>Triturus alpestris</i>	IE		III				R	VU A1ac; B2c
<i>Triturus boscai</i>	IE		III				NA	LC
<i>Triturus helveticus</i>	IE		III				NA	LC
<i>Triturus marmoratus</i>	IE	IV	III				NA	LC
<i>Triturus pygmaeus</i>								VU A2c
F. DISCOGLOSSIDAE								
<i>Alytes cisternasii</i>	IE	IV	II				NA	NT
<i>Alytes dickhilleni</i>								VU B1ab+2ab
<i>Alytes muletensis</i>	E	II*,IV	II				E	CR B1ab+2ab
<i>Alytes obstetricans</i>	IE	IV	II				NA	NT
<i>Discoglossus galganoi</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Discoglossus jeanneae</i>	IE	II, IV	II				NA	NT
<i>Discoglossus pictus</i>		IV	II				NA	LC
F. PELOBATIDAE								
<i>Pelobates cultripes</i>	IE	IV	II				NA	NT
F. PELODYTIDAE								
<i>Pelodytes ibericus</i>								DD
<i>Pelodytes punctatus</i>	IE		III				NA	LC
F. BUFONIDAE								
<i>Bufo bufo</i>			III				NA	LC
<i>Bufo calamita</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Bufo mauritanicus</i>								NT
<i>Bufo viridis</i>	IE	IV	II				R	VU B1ab+2ab
F. HYLIDAE								
<i>Hyla arborea</i>	IE	IV	II				NA	NT
<i>Hyla meridionalis</i>	IE, D	IV	II				NA	NT
F. RANIDAE								
<i>Rana dalmatina</i>	IE	IV	II				V	EN B1ab+2ab

ESPECIES	C.NACIONAL	RDHábitat	BERNA	BONN	CITES	BARCELONA	LR1992	LR2002
F. RANIDAE (Cont.)								
<i>Rana iberica</i>	IE	IV	II				NA	VU A2ce
<i>Rana perezi</i>		V	III				NA	LC
<i>Rana pyrenaica</i>								VU B1ab+2ab
<i>Rana sabañica</i>								LC
<i>Rana temporaria</i>	IE	V	III				NA	LC

Tabla 6.4. Legislación y estado de conservación de los reptiles españoles (para explicación de las tablas, ver texto de los capítulos II y VI; LR2002: propuesta de categorías UICN para Libro Rojo).

ESPECIES	C.NACIONAL	RDHábitat	BERNA	BONN	CITES	BARCELONA	LR1992	LR2002
F. CHELONIIDAE								
<i>Caretta caretta</i>	IE	II*,IV	II	I,II	I	II	EX	EN A1abd
<i>Chelonia mydas</i>	IE	IV	II	I,II	I	II	V	EN A1abd
<i>Eretmochelys imbricata</i>	IE	IV	II	I,II	I	II	V	DD
<i>Lepidochelys kempii</i>		IV	II	I,II	I	II		DD
F. DERMOCHELYDAE								
<i>Dermochelys coriacea</i>	IE	IV	II	I,II	I	II	E	CR A1abd
F. EMYDIDAE								
<i>Emys orbicularis</i>		II, IV	II				V	VU A 2ac
F. BATAGURIDAE								
<i>Mauremys leprosa</i>		II,IV	II				NA	VU A2ac+A3c
F. TESTUDINIDAE								
<i>Testudo graeca</i>	IE	II, IV	II		II		E	EN A2c; B1ab+2ab
<i>Testudo hermanni</i>	IE	II, IV	II		II		V	EN B1ab + 2ab
F. CHAMAELEONIDAE								
<i>Chamaeleo chamaeleon</i>	IE	IV	II		II		E	NT
F. GEKKONIDAE								
<i>Hemidactylus turcicus</i>	IE,D		III				NA	LC
<i>Saurodactylus mauritanicus</i>								VU B1ab; C2b; D1
<i>Tarentola angustimentalis</i>		IV	II				NA	LC
<i>Tarentola boettgeri</i>		IV	II				NA	LC
<i>Tarentola delalandii</i>	IE,D	IV	II				NA	LC
<i>Tarentola gomerensis</i>		IV	II				NA	LC
<i>Tarentola mauritanica</i>	IE		III				NA	LC
F. AGAMIDAE								
<i>Agama impalearis</i>								LC
F. SCINCIDAE								
<i>Chalcides bedriagai</i>	IE	IV	II				NA	NT
<i>Chalcides colosii</i>	IE						NA	VU A1c; B1ab+2bc
<i>Chalcides mauritanicus</i>							V	VU B1ab+2a; C1+2b
<i>Chalcides minutus</i>								DD
<i>Chalcides ocellatus</i>								LC
<i>Chalcides parallelus</i>							V	VU B1ab;B2ab
<i>Chalcides pseudostratus</i>	IE						NA	VU A1c; B2bc; D2
<i>Chalcides sexlineatus</i>	IE	IV	II				NA	LC

ESPECIES	C.NACIONAL	RDHábitat	BERNA	BONN	CITES	BARCELONA	LR1992	LR2002
F. SCINCIDAE (Cont.)								
<i>Chalcides simonyi</i>	SH	II, IV	II				V	VU B1ab+2ab
<i>Chalcides striatus</i>	IE		III				NA	LC
<i>Chalcides viridanus</i>	IE,D	IV	II				NA	LC
<i>Eumeces algeriensis</i>								DD
F. ANGUIDAE								
<i>Anguis fragilis</i>	IE	IV	III				NA	LC
F. AMPHISBAENIDAE								
<i>Blanus cinereus</i>	IE		III				NA	LC
<i>Blanus tingitanus</i>	IE							VU B1+2bc, D2
F. TROGONOPHIDAE								
<i>Trogonophis wiegmanni</i>	IE							LC
F. LACERTIDAE								
<i>Acanthodactylus erythrurus</i>	IE		III				NA	LC
<i>Algyroides marchi</i>	IE	IV	II				R	VU A1ab+2ab
<i>Gallotia atlantica (G.a. lawrae)</i>	IE,D(SH)	IV	III				NA(R)	LC
<i>Gallotia bravoana</i>								CR B1ab+2ab; D
<i>Gallotia caesaris</i>								LC
<i>Gallotia galloti</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Gallotia intermedia</i>	E		II					CR B 1ab + 2 ab
<i>Gallotia simonyi</i>	E	II*,IV	II		I		E	CR B1ab + 2ab
<i>Gallotia steblii</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Lacerta agilis</i>	IE	IV	II				V	NT
<i>Lacerta aranica</i>	E							CR B1ab+2ab
<i>Lacerta aurelioi</i>	E							EN B1ab+2ab
<i>Lacerta bilineata</i>							NA	LC
<i>Lacerta bonnali</i>	V	II, IV	II, III				I	VU B1ab+2ab; D2
<i>Lacerta lepida</i>			III				NA	LC
<i>Lacerta monticola</i>	IE	II, IV	II				NA	NT
<i>Lacerta perspicillata</i>								DD
<i>Lacerta schreiberi</i>	IE	II, IV	II				NA	NT
<i>Lacerta tangitana</i>	IE							NT
<i>Lacerta vivipara</i>	IE		III				NA	NT
<i>Podarcis atrata</i>							R	VU B1ab+2bd; D2
<i>Podarcis bocagei</i>			III				NA	LC
<i>Podarcis carbonelli</i>								LC
<i>Podarcis hispanica</i>	IE		III				NA	LC

ESPECIES	C.NACIONAL	RDHábitat	BERNA	BONN	CITES	BARCELONA	LR1992	LR2002
F. LACERTIDAE (Cont.)								
<i>Podarcis lilfordi</i>	IE	II, IV	II		II		V	EN B1-2bd
<i>Podarcis muralis</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Podarcis pityusensis</i>	IE	II, IV	II		II		R	NT
<i>Podarcis sicula</i>		IV	II					LC
<i>Psammodromus algirus</i>	IE		III				NA	LC
<i>Psammodromus hispanicus</i>	IE		III				NA	LC
F. COLUBRIDAE								
<i>Coluber hippocrepis</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Coluber viridiflavus</i>	IE	IV	II				R	LC
<i>Coronella austriaca</i>	IE	IV	II				NA	LC
<i>Coronella girondica</i>	IE		III				NA	LC
<i>Elaphe longissima</i>	IE	IV	II				R	DD
<i>Elaphe scalaris</i>	IE		III				NA	LC
<i>Macroprotodon cucullatus</i>	IE		III				NA	NT
<i>Malpolon monspessulanus</i>			III				NA	LC
<i>Natrix maura</i>	IE		III				NA	LC
<i>Natrix natrix</i>	IE		III				NA	LC
F. VIPERIDAE								
<i>Vipera aspis</i>			III				NA	LC
<i>Vipera latasti</i>			III				NA	NT
<i>Vipera seoanei</i>			III				NA	LC

Bibliografía

Bibliografía: nuevas especies y subespecies

- ARNTZEN, J. W. & GARCÍA-PARÍS, M. (1995): Morphological and allozyme studies of midwife toads (Genus *Alytes*), including the description of two new taxa from Spain. *Bijdragen tot de Dierkunde* 65: 5-34.
- ARRIBAS, O. (1993a): Estatus específico para *Lacerta* (*Archaeolacerta*) *monticola bonnali* Lantz, 1927. *Bolet. Real Soc. Española de Historia Natural (Sección Biológica)* 90: 101-112.
- ARRIBAS, O. (1993b): Intraspecific variability of *Lacerta* (*Archaeolacerta*) *bonnali* Lantz, 1927. *Herpetozoa* 6: 129-140.
- ARRIBAS, O. (1994): Una nueva especie de lagartija de los Pirineos Orientales *Lacerta* (*Archaeolacerta*) *aurelioi* sp. nov. *Boll. Museo Reg. Sci. Nat. Torino* 12: 327-351.
- ARRIBAS, O. (1996): Taxonomic revision of the Iberian Archaeolacertae. I A new interpretation of the geographical variation of "*Lacerta*" *monticola* Boulenger, 1905 and "*Lacerta*" *cyreni* Müller & Hellmich, 1937 (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 9: 31-56.
- ARRIBAS, O. (1997a): *Lacerta aranica* Arribas, 1993, pp. 213-215, en J. M. Pleguezuelos (eds.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, Editorial Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ARRIBAS, O. (1997b): *Lacerta aurelioi* Arribas, 1994, pp. 216-218, en J. M. Pleguezuelos (eds.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*, Editorial Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ARRIBAS, O. (1998): Osteology of the Pyrenean mountain lizards and comparison with other species of the collective genus *Archaeolacerta* Mertens, 1921 s. l. from Europe and Asia Minor (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 11: 47-70.
- ARRIBAS, O. (1998): taxonomic revision of the Iberian Archaeolacerta II: Diagnosis, morphology and geographic variation of *Lacerta aurelioi* Arribas, 1994 (Squamata: Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa* 155-180.
- GARCÍA-PARÍS, M. & E. L. Jockusch. 1999. A mitochondrial DNA perspective on the Evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia, Anura). *J. Zool. Lond.* 248: 209-218.
- GARCÍA-PARÍS, M. & MARTÍNEZ-SOLANO, I. (2001): Nuevo estatus taxonómico para las poblaciones ibero-mediterráneas de *Alytes obstetricans* (Anura: Discoglossidae). *Rev. Esp. Herp.* 2001: 99-113.
- GARCÍA-PARÍS, M., ARANO, B. & HERRERO, P. (2001): Molecular characterization of the contact zone between *Triturus pygmaeus* and *T. marmoratus* (Caudata: Salamandridae) in Central Spain and their taxonomic assessment. *Rev. Esp. Herp.* 15: 115-126.
- GARCÍA-PARÍS, M., HERRERO, P., MARTÍN, C., DORDA, J., ESTEBAN, M. & ARANO, B. (1993): Morphological characterization, cytogenetic analysis, and geographical distribution of the Pigmy marbled newt *Triturus marmoratus pygmaeus* (Wolterstorff, 1905) (Caudata, Salamandridae). *Bijdragen tot de Dierkunde* 63: 3-14.
- LÓPEZ JURADO, L. F., PÉREZ MELLADO, V., PLEGUEZUELOS, J. M., LIZANA, M., MARTÍNEZ, E., ARANO, B., CARRETERO, M. A., GARCÍA PARÍS, M., LLORENTE, G. A., LLUCH, J., MÁRQUEZ, R., MATEO, J. A., MONTORI, A., ROCA, V. & SANTOS, X. (1998): Precaución ante la avalancha de nuevas especies y subespecies de anfibios y reptiles. *Quercus* 147: 38-39.
- MÁRQUEZ, R., GARCÍA-PARÍS, M. & TEJEDO, M. (1994): El sapo partero bético, una nueva especie para la fauna española. *Quercus* 100: 12-15.
- NOGALES M., J.C. RANDO, A. VALIDO & A. MARTÍN (2001). Discovery of a living giant lizard, Genus *Gallotia* (Reptilia: Lacertidae), from La Gomera, Canary Islands. *Herpetologica* 57: 169-179.
- NOGALES, M., VALIDO, A., RANDO, J.C., & MARTÍN, A. (1999): El lagarto gigante de La Gomera. *Revista de Medio Ambiente de Canarias*, 15: 9-10.
- PALANCA, A., RODRÍGUEZ, D. & M., S. (1995): Contribución al estudio anatómico del género *Rana* L. 1758 en el Alto Aragón. *Lucas Mallada* 7: 227-247.
- RANDO, J. C., HERNÁNDEZ, E., LÓPEZ, M. & GONZÁLEZ, A. M. (1997): Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizards genus *Gallotia* inferred from mitochondrial DNA sequences: incorporation of a new subspecies. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 8: 114-116.
- SÁ-SOUSA, P. (1999): New data on the distribution of *Podarcis bocagei carbonelli* Pérez-Mellado, 1981 in Portugal. *Herpetozoa* 12: 87-90.

- SÁ-SOUSA, P. (2000): Distribución de la lagartija *Podarcis carbonelli* (Pérez-Mellado, 1981) en Portugal. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 11:12-16.
- SÁ-SOUSA, P. (2001): Comparative chorology between *Podarcis bocagei* and *Podarcis carbonellae* (Sauria: Lacertidae) in Portugal. *Rev. Esp. Herp.* 15: 85-97.
- SÁNCHEZ-HERRAIZ, M. J., BARBADILLO, L. J., MACHORDOM, A. & SANCHIZ, B. (2000): A new species of Pelodytid from the Iberian Peninsula. *Herpetologica* 56: 105-118.
- SERRA-COBO, J. (1993): Descripción de una nueva especie europea de rana parda (Amphibia, Anura, Ranidae). *Alytes* 11: 1-15.

Bibliografía planes de recuperación (*Alytes muletensis* y *Gallotia simonyi*)

- ALOMAR, G. & REYNES, A. (1992): Noves aportacions al coneiximent de la distribució del Ferreret (*Alytes muletensis*) (Sanchiz & Adrover 1977) a l'illa de Mallorca. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 34: 109-111.
- CRIADO, J. & MEJÍAS, R. (1991): *Plan de Recuperación del Ferreret (Alytes muletensis)*. Documents Tècnics de Conservació. Direcció General d'Estructures Agràries i Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear., Palma de Mallorca. 33 pp.
- HEMMER, H. & ALCOVER, J. A. (ed.) (1984): *Història biològica del ferreret (Life history of the Mallorcan midwife toad)*. Editorial Moll, Mallorca, Spain.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. (eds.) (1998): *El Lagarto Gigante de El Hierro. Bases para su conservación*. Monografías de Herpetología Num 4. Asociación Herpetológica Española, Las Palmas de Gran Canaria, Spain. 295 pp.
- MÁRQUEZ, R. (1998): Recesión bibliográfica del libro "La recuperación del ferreret, *Alytes muletensis*". *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 8: 54-57.
- PÉREZ-MELLADO, V., ARANO, B., ASTUDILLO, G., CEJUDO, D., GARCÍA MÁRQUEZ, M., LLORENTE, G., MÁRQUEZ, R., MATEO, J. A., ORRIT, N., ROMERO BEVIÁ, M. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1997): Recovery plan for the Giant Lizard of El Hierro island (Canary Islands), *Gallotia simonyi*. Presentation and preliminary results., pp. 1-11, en W. Böhme, W. Bischoff and T. Ziegler (eds.), *Herpetologia Bonnensis*, Societas Europaea Herpetologica, Bonn.
- ROMAN, A. (1993): *Memoria anual del plan de recuperación del ferreret (Alytes muletensis)*. Direcció General de Desenvolupament Rural y Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern Balear.
- ROMAN, A. (1995): *Memòria del pla de recuperació del ferreret (Alytes muletensis) (1994-95)*. Direcció General de Desenvolupament Rural y Medi Natural. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern Balear.
- ROMÁN, A. & MAYOL, J. (1995): A natural reserve for the "Ferreret" (*Alytes muletensis*) (Anura; Discoglossidae) (Sanchiz & Adrover 1977), pp. 354-356, en G. A. Llorente, A. Montori, X. Santos and M. A. Carretero (eds.), *Scientia Herpetologica*, Asociación Herpetológica Española, Barcelona.
- ROMÁN, A. & MAYOL, J. (1997): *La recuperación del ferreret, Alytes muletensis*. Documents Tècnics de Conservació, II Epoca num. 1. Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear., Palma de Mallorca. 80 pp.

Bibliografía: conservación y amenazas para la herpetofauna

- ASTUDILLO, G. & ARANO, B. (1995): Europa y su herpetofauna: Responsabilidades de cada país en lo referente a conservación. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 6: 14-15.
- ASTUDILLO, G., AYLLÓN, E. & BOSCH, J. (1995): El declive de los anfibios. *Gaia* 7: 16-22.
- AYLLÓN, E. (1999): Salta la alarma conservacionista al proliferar las granjas de rana toro. *Quercus* 166: 52-53.
- AYLLÓN, E., LÓPEZ, A. & OBERHUVET, T. (1996). Introducción de especies. *Gaia*, 9: 20-28.
- BARBADILLO, L. J. (1999): El declive mundial de los anfibios. *Biológica*, 39: 58-61.
- BARBADILLO, L. J. (2000): Nacimiento y ocaso de los anfibios. *Mundo Científico*, 215: 63-69.
- BARBADILLO, L.J. & GARCÍA-PARÍS, M., 1991. Problemas de conservación de los anfibios en España. *Quercus*, 62: 20-25.
- BARBADILLO, L. J., LACOMBA, J. I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1999): *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. GeoPlaneta, Barcelona, España. 419 pp.
- BENZAL, J. & SALVADOR, A. (1998): *Plan de Acción de los Anfibios y Reptiles de la Comunidad de Madrid, Informe, realizado por el Museo Nacional de Ciencias Naturales del CSIC*. no publicado, Madrid, España. 127 pp.

- BOSCH, J. & AYLLÓN, E. (1998): Situación actual y primeros resultados del proyecto de catalogación de masas de agua de interés herpetológico. Proyecto Charcas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 9: 45-48.
- 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.
- BRUNO, S., 1973. Problemi di conservazione nel campo dell'herpetologia. *Atti 3 simp. naz. Conserv. Nat. Bari*, 2: 117-226.
- CORBETT, K., 1989. *The Conservation of European Reptiles and Amphibians*. Christopher Helm, London.
- GALÁN, P., 1997. Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (Noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 38-40.
- GALÁN, P. (1999): *Conservación de la herpetofauna gallega*. Universidade da Coruña, A Coruña, España. 286 pp.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1996): La Herpetofauna de Navarra: Conocer para gestionar. II. La conservación. *Gorosti* 12: 67-82.
- GREEN, D. M. (ed.) (1997): *Amphibians in decline. Canadian Studies of a global problem. Herpetological Conservation. Monograph n° 1*. SSAR, Saint Louis, Missouri. 338 pp.
- HONEGGER, R.E., 1978. *Threatened Amphibians and Reptiles in Europe*. Nature Environmental Series, n° 15. European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe. Strasbourg. 123 pp.
- HONEGGER, R. E., 1981. *Threatened amphibians and reptiles in Europe*. Supplementary volume of Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- HOULAHAN, J. E., FINDLAY, C. S., SCHMIDT, B. R., MEYER, A. H. & KUZMIN, S. L. (2000): Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature* 404: 752-755.
- JIMÉNEZ, J. & LACOMBA, I. (2000): La conservación de los herpetos valencianos. ¿Qué hace la administración?, pp. 16, en E. Desfilis Barceló, E. Font Bisier and V. Roca Velasco (eds.), *Programas y Resúmenes VI Congreso Luso-Español X Congreso Español de Herpetología, Valencia, 11 al 15 de Junio de 2000*, Asociación Herpetológica Española, Valencia.
- LANGTON, T.E.S. & BURTON, J.A. (1998). *Amphibians and reptiles: conservation management of species and habitats*. Planning and management series n° 4. Council of Europe. 96 pp.
- LIZANA, M. (1997): Aplicación de las nuevas categorías de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) a la herpetofauna ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 1997: 46-51.
- LIZANA, M. & BARBADILLO, L.J. (1997). Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles. En: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Pleguezuelos, J.M. (ed.). Monografías de Herpetología, vol. 3. Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada. Granada: 477-516.
- MARCO, A. & QUILCHANO, C. (2000): Impacto sobre los anfibios de la contaminación por fertilizantes químicos. *Quercus* 172: 14-19.
- MARCO, A., LIZANA, M., SUÁREZ, C. & NASCIMENTO, F. (2002): Radiación ultravioleta y declive de anfibios. *Quercus* 192: 30-37.
- MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (1993a): Poblaciones de anfibios en declive ¿Un fenómeno global? *Quercus* 94: 6-10.
- MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (1993b): Seminario internacional sobre planes de recuperación de anfibios y reptiles. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 4: 42-45.
- MÁRQUEZ, R., OLMO, J. L. & BOSCH, J. (1995): Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean Mountains. *Herpetol J.* 5: 287-289.
- MARTÍNEZ SOLANO, I., BOSCH, J. & GARCÍA PARIS, M. (2001): El estado de conservación de los anfibios de Peñalara. *Quercus* 189: 20-23.
- MARTÍNEZ RICA, J. P. (1981): Notas sobre la protección de especies amenazadas de anfibios y reptiles en España. *Pirineos (Jaca)* 114: 75-86.
- RIVERA, J. & ARRIBAS, O. (1993). Anfibios y reptiles introducidos en la fauna española. *Quercus*, 84: 12-16.
- RUBIO, J. L. & PALACIOS, F. (1998): Estudio sobre evaluación de poblaciones de especies de mamíferos, anfibios y reptiles amenazados de Castilla-La Mancha. Bases científicas para su conservación. Distribución, selección de hábitat y conservación de la lagartija de valverde *Algyroides marchi*, el algarto verdinegro *Lacerta schreiberi*, el galápagu europeo *Emys obicularis*, y el galápagu leproso *Mauremys leprosa*. *Informe no Publicado. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha en Convenio de colaboración con el MNCN*.

- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. & MONTORI, A. (eds.) (1998): *Inventario de las Areas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. ICONA, Madrid, España.
- SCOCCIANTI, C. (2001): *Amphibia; aspetti de ecologia della conservazione (Amphibia: Aspects of Conservation Ecology)*. WWF Italia. Ed. G. Persichino Grafica, Firenze, 430 pp.

Guías de campo y libros rojos de España y Portugal, y monografías de anfibios y reptiles

- ANDRADA, J. (1980): *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica*. Omega, Barcelona. 159 pp.
- BARBADILLO, L. J. (1987): *La guía de Incafo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Incafo, Madrid. 694 pp.
- BARBADILLO, L. J., LACOMBA, J. I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L. F. (1999): *Anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. GeoPlaneta, Barcelona, España. 419 pp.
- BEA, A. (1982): *Anfibios y Reptiles de Guipúzcoa*. Ediciones de la Caja de Ahorros Provincial de Guipúzcoa, San Sebastián. 75 pp.
- BLANCO, J. C. & GONZÁLEZ, J. L. (1992): *Libro rojo de los vertebrados de España*. ICONA, Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Madrid, España. 714 pp.
- BLANCO, J. M., MÁRQUEZ, A., SÁEZ, J., SÁNCHEZ-GARCÍA, B. & SÁNCHEZ-GARCÍA, I. (1995): *Los anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Cádiz. 113 pp.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Publicación de la Junta de Andalucía, Sevilla.
- CURT, J. & GALÁN REGALADO, P. (1982): *Esos anfibios y reptiles gallegos*. 166 pp.
- ESCARRÉ, A. & VERICAD, J. R. (1981): Fauna alicantina. I. Saurios y ofidios. *Cuadernos de la fauna alicantina. Serie II Publicaciones del Instituto de Estudios Alicantinos* 15: 1-101.
- FALCÓN, J. M. (1982): *Los anfibios y reptiles de Aragón*. Col. Aragón. Librería General, Zaragoza. 110 pp.
- FERRAND DE ALMEIDA, N., FERRAND DE ALMEIDA, P., GONÇALVES, H., SEQUEIRA, F., TEIXEIRA, J. & FERRAND DE ALMEIDA, F. (2001): *Guía Fapas Anfibios e Répteis de Portugal*. FAPAS, Porto. 249 pp.
- GALÁN, P. (1999): *Conservación de la herpetofauna gallega*. Universidade da Coruña, A Coruña, España. 286 pp.
- GALÁN, P. & FERNÁNDEZ-ARIAS, G. (1993): *Anfibios e réptiles de Galicia*. Edicions Xerais de Galicia, Vigo, España. 501 pp.
- GARCÍA-PARÍS, M. (1985): *Los anfibios de España*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, Spain. 287 pp.
- GARCÍA-PARÍS, M., MARTÍN, C., DORDA, J. & ESTEBAN, M. (1989): *Los Anfibios y Reptiles de Madrid*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 243 pp.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. (1988): *Anfibios y Reptiles de la Provincia de Huelva*. González de la Vega, J. P., Huelva. 238 pp.
- HERNANDEZ-GIL, V., DICENTA, F., ROBLEDANO, F., LLANOS GARCÍA, M., ESTEVE, M. A. & L, R. (1993): *Anfibios y reptiles de la region de Murcia*. Universidad de Murcia, Murcia. 221 pp.
- LLORENTE, G., MONTORI, A., SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. (1995): *Atlas de distribució dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra*. El Brau, Figueres. 192 pp.
- MALKMUS, R. (1995): *Die Amphibien und Reptilien Portugals, Madeiras und der Azoren*. Akademischer Verlag, Heidelberg. 192 pp.
- MAYOL, J. (1985): *Rèptils i amfibis de les Balears*. Editorial Moll, Palma de Mallorca.
- MEJÍAS, R. & AMENGUAL, J. (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares (2ª ed.)*. Documents Tècnics de Conservació. IIª època, num 8. Consellería de Medi Ambient., Palma de Mallorca.
- OLIVEIRA, M. E. & CRESPO, E. G. (1989): *Atlas da distribuição dos anfibios e répteis de Portugal continental*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa. 98 pp.
- ORTEGA, M. & FERRER, C. (2000): *Los anfibios del Alto Aragón*. Cuadernos Altoaragoneses de Trabajo nº 23. Instituto de Estudios Altoaragoneses, Huesca. 47 pp.
- PARGANA, J. M., PAULO, O. S. & CRESPO, E. G. (1997): *Anfibios e Répteis do Parque Natural da Serra de São Mamede*. Parque Natural da Serra de São Mamede, Instituto da Conservação da Natureza., Portalegre, Portugal.
- PÉREZ, F. P. & CUESTA, M. (1993): *Vertebrados amenazados en el territorio histórico de Alava/Araban arriskutan dauden Ornodun agusiak*. Instituto Alavés de la Naturaleza/Diputación Foral de Alava, Vitoria-Gasteiz. 50 pp.
- PÉREZ-MELLADO, V. & SACRISTÁN, A. (1997): *Los Anfibios y Reptiles*. Penthalon, Móstoles (Madrid). 144 pp.

- PLEGUEZUELOS, J. M. (ed.) (1997): *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Editorial Universidad de Granada-Asociación Herpetológica Española, Granada. 542 pp.
- REQUES RODRÍGUEZ, R. (2000): *Recursos Naturales de Córdoba, Vol. 5. Anfibios*. Diputación de Córdoba, Delegación de Medio Ambiente y Protección Civil, Córdoba, España. 139 pp.
- SALVADOR, A. (1974): *Guía de los anfibios y reptiles españoles*. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, Madrid. 282 pp.
- SALVADOR, A. (1985): *Guía de campo de los anfibios y reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. A. Salvador Milla, Madrid, Spain.
- SALVADOR, A. (ed.) (1998): *Fauna Ibérica Vol 10. Reptiles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Madrid, Spain. 705 pp.
- SALVADOR, A. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001): *Anfibios españoles*. Esfagnos-Canseco, Talavera, España. 269 pp.
- SERVIÇO NACIONAL DE PARQUES RESERVAS E CONSERVAÇÃO DA NATUREZA (1990): *Livro vermelho dos vertebrados de Portugal. Vol I Mamíferos, Aves, Répteis e Anfibios*. Secretaria de estado do Ambiente e Defesa do Consumidor, Lisboa, Portugal. 219 pp.
- TEJADO LANSEOS, C. & POTES GORDO, M. E. (1996): *Los Anfibios en el territorio histórico de Alava/Anfibioak arabako lurralde historiokan*. Instituto Alavés de la Naturaleza/Diputación Foral de Alava, Vitoria-Gasteiz. 39 pp.
- TEJADO LANSEOS, C. & POTES GORDO, M. E. (2001): *Narrastiak arabako lurralde historikoan/Los reptiles en el territorio histórico de Álava*. Instituto Alavés de la Naturaleza/Diputación Foral de Alava, Vitoria-Gasteiz. 91 pp.
- VIVES, M. V. (1990): *Contribució al coneixement de la fauna herpetològica de Catalunya*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona. 297 pp.
- VIVES-VALMAÑA, M. V. (1984): *Els amfibis i els rèptils de Catalunya*. Ketres, Barcelona. 229 pp.

Bibliografía conservación en general

- AHE (1996): Distribución de los anfibios y reptiles españoles e inventario de sus principales áreas de interés. Informe realizado para el Ministerio de Medio Ambiente. Asociación Herpetológica Española (AHE), Mayo 1996.
- ASTUDILLO, G. & ARANO, B. (1995): Europa y su herpetofauna: Responsabilidades de cada país en lo referente a conservación. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 6: 14-15.
- BARBADILLO, L. J. & GARCÍA PARIS, M. (1991): Problemas de conservación de los anfibios en España. *Quercus* 62: 20-25.
- BEA, A. (1986): Anfibios y Reptiles, pp. 103-146, en (eds.), *Araba, Bizkaia eta Gipuzkoako Ormodunak. Vertebrados de Álava, Guipúzcoa y Vizcaya*, Gobierno Vasco, Vitoria.
- BEA, A. (1989): Anfibios, pp. 118-121, en (eds.), *Vertebrados de la Comunidad Autónoma del País Vasco*, Departamento de Urbanismo, Vivienda y Medio Ambiente, Gobierno Vasco, Vitoria.
- BENZAL, J. & SALVADOR, A. (1998): *Plan de Acción de los Anfibios y Reptiles de la Comunidad de Madrid, Informe, realizado por el Museo Nacional de Ciencias Naturales del CSIC*. no publicado, Madrid, España. 127 pp.
- BERGERANDI, A. (1981): Estudio herpetológico de Navarra (biometría, distribución y biología de la herpetofauna navarra). *Príncipe de Viana (Suplemento de Ciencias)* 1: 105-124.
- BOSCH, J. & AYLLÓN, E. (1998): Situación actual y primeros resultados del proyecto de catalogación de masas de agua de interés herpetológico. Proyecto Charcas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 9: 45-48.
- CORBETT, K. (1989): *The Conservation of European Reptiles and Amphibians*. Christopher Helm, London.
- CIUDAD PIZARRO, M. J. & LIZANA, M. (1999): Herpetofauna de las Sierras de Gredos, pp. 201-222, en (eds.), *Recursos Naturales de las Sierras de Gredos*, Institución Gran Duque de Alba de la Diputación Provincial de Ávila, Ávila, Spain.
- GALÁN, P. (1995): Fauna de los terrenos recuperados: colonización y evolución de las comunidades de vertebrados, pp. 245-283, en F. Guitián Ojea (eds.), *Recuperación de las escombreras de la mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*, Publicaciones de la Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela.
- GALÁN, P. (1997): Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biological Conservation* 79: 103-113.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1996): La Herpetofauna de Navarra: Conocer para gestionar. II. La conservación. *Gorosti* 12: 67-82.

- HONEGGER, R. E. (1978): *Threatened Amphibians and Reptiles in Europe. Nature Environmental Series, nº 15.* European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources. Council of Europe., Strasbourg. 123 pp.
- HONEGGER, R. E. (1981): *Threatened amphibians and reptiles in Europe. Supplementary volume of Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas.* Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- JIMÉNEZ, J. & LACOMBA, I. (2000): La conservación de los herpetos valencianos. ¿Que hace la administración?, pp. 16, en E. Desfilis Barceló, E. Font Bisier and V. Roca Velasco (eds.), *Programas y Resúmenes VI Congreso Luso-Español X Congreso Español de Herpetología, Valencia, 11 al 15 de Junio de 2000*, Asociación Herpetológica Española, Valencia.
- LIZANA, M. (1997): Aplicación de las nuevas categorías de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) a la herpetofauna ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 1997: 46-51.
- LIZANA, M. & BARBADILLO, J. (1997): Legislación, protección y estado de conservación de los anfibios y reptiles españoles, pp. 477-516 en J. M. Pleguezuelo (ed.), *Atlas de anfibios y reptiles de España y Portugal*, Asociación Herpetológica Española,
- LIZANA, M. & POLLO, C. (2002): Libro rojo de los anfibios y reptiles de Castilla y León. *Informe no Publicado. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.*
- MÁRQUEZ, R. & LIZANA, M. (1993): Seminario internacional sobre planes de recuperación de anfibios y reptiles. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 4: 42-45.
- MARTÍNEZ RICA, J. P. (1983): Atlas herpetológico del Pirineo. *Munibe (Ciencias Naturales)* 35:51-80.
- MARTÍNEZ RICA, J. P. (1979): Los reptiles del alto Aragón. *Publicaciones del Centro Pirenaico de Biología Experimental* 10: 49-102.
- MARTÍNEZ RICA, J. P. (1981): Notas sobre la protección de especies amenazadas de anfibios y reptiles en España. *Pirineos (Jaca)* 114: 75-86.
- MARTÍNEZ RICA, J. P. (1989): El atlas provisional de los anfibios y reptiles de España y Portugal (APAREP). Presentación y situación actual. *Monogr. Herpet.* 1: 1-73.
- MARTÍNEZ SOLANO, I., BOSCH, J. & GARCÍA PARIS, M. (2001): El estado de conservación de los anfibios de Peñalara. *Quercus* 189: 20-23.
- MONTORI, A., LLORENTE, G. A., CARRETERO, M. A. & SANTOS, X. (2001): La gestión forestal en relación con la herpetofauna, pp. 252-289, en J. Camprodon i Subirachs and E. Plana Bach (eds.), *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- MONTORI, A., LLORENTE, G. A., CARRETERO, M. A. & SANTOS, X. (2001): La gestión forestal en relación con la herpetofauna, pp. 252-289, en J. Camprodon i Subirachs and E. Plana Bach (eds.), *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*, Universitat de Barcelona, Barcelona.
- POLLO, C. (1993): La Conservación de los anfibios y reptiles en Castilla y León (Metodología para la valoración de taxones y del territorio. Bases para la elaboración de un Catálogo Regional de Especies y Subespecies amenazadas. *Proyecto Master Ciencias Ambientales. Universidad de Salamanca.*
- RIVERA, J. & ARRIBAS, O. (1993): Anfibios y reptiles introducidos en la fauna española. *Quercus* 84: 12-16.
- RUBIO, J. L. & PALACIOS, F. (1998): Estudio sobre evaluación de poblaciones de especies de mamíferos, anfibios y reptiles amenazados de Castilla-La Mancha. Bases científicas para su conservación. Distribución, selección de hábitat y conservación de la lagartija de valverde *Algyroides marchi*, el algarto verdinegro *Lacerta schreiberi*, el galápago europeo *Emys obicularis*, y el galápago leproso *Mauremys leprosa*. *Informe no Publicado. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha en Convenio de colaboración con el MNCN.*
- SANTOS, T. & TELLERÍA, J. L. (1989): Preferencias de hábitat y perspectivas de conservación en una comunidad de lacértidos en medios cerealistas del centro de España. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 259-272.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. & MONTORI, A. (eds.) (1998): *Inventario de las Areas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España.* ICONA, Madrid, España.
- SCOCCIANTI, C. (2001): *Amphibia; aspetti di ecologia della conservazione (Amphibia: Aspects of Conservation Ecology)*. WWF Italia, Ed. G. Persichino Grafica, Firenze. 430 pp.

Capítulo VII

Análisis regional de la herpetofauna española



Andalucía

El grado de representatividad de los mapas con la distribución de las especies es bajo para esta región, pues hay importantes lagunas corológicas. Si bien encontramos provincias con información satisfactoria (Huelva, Cádiz, Granada, Jaén), en otras es deficiente (Almería), o muy deficiente (Sevilla, Córdoba); en Málaga están bien representados los anfibios, pero no los reptiles. Como suele suceder en otras regiones, estas diferencias en el grado de prospección son derivadas de la desigual presencia de grupos de investigación o equipos de aficionados a la Herpetología según provincias. Comarcas que albergan interesantes comunidades herpetológicas, donde se ubican algunos Parques Naturales, como Sierra de María-Los Vélez (Almería) o Sierra Subbética (Córdoba), merecen prospecciones futuras.



A escala de especie, los mapas reflejan bien la distribución de algunas amenazadas, que han merecido estudios específicos sobre su distribución, estatus o ecología (*Testudo graeca*, *Chamaeleo chamaeleon*, *Algyroides marchi*), o de especies comunes y fácilmente detectables. Especies de hábitos minadores, discretas, estrecha valencia ecológica o escasas (*Pelodytes ibericus*, *Chalcides striatus*, *Macroprotodon cucullatus*, *Vipera latasti*), merecen prospecciones futuras.

Andalucía alberga 49 especies de herpetos autóctonos o de introducción antigua (16 anfibios y 33 reptiles, incluidas 5 especies de tortugas marinas). Es una riqueza relativamente elevada, que se debe a la presencia de muchas especies de corología ibero-magrebí y de endemismos ibéricos e incluso béticos. Las amenazas más destacadas hacia ellos provienen de:

- Desaparición de hábitats naturales.
- Cambios en la agricultura.
- Incendios forestales y quema de rastrojos.
- Descenso del nivel freático.
- Especies introducidas (cangrejo rojo americano, peces con interés para pesca deportiva, galápagos americano).
- Desarrollo del tráfico rodado.

La única legislación autonómica que afecta a los herpetos está recogida en el Decreto 4/86 de la Junta de Andalucía (BOJA 01/02/1986), que ampliaba para Andalucía la lista de especies protegidas hasta aquel momento a nivel nacional (RD 3181/1980), pero perdió parte de su utilidad después de la aparición de la Ley 4/89 de carácter nacional. Incluía a *Salamandra salamandra*, *Bufo bufo*, *Emys orbicularis*, *Malpolon monspessulanus*. Actualmente está en fase de borrador la Ley para la Conservación de la Flora y Fauna en Andalucía. No se dispone de catálogo regional de especies amenazadas. En diciembre de 2001 apareció el Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía. Aplicando las recomendaciones que la IUCN establece para el nivel geográfico regional, considera para Andalucía la existencia de una especie en Peligro Crítico de Extinción (*Lacerta schreiberi* [B1,2+C2a]), seis en Peligro (*Eretmochelys imbricata* [A1a], *Dermochelys coriacea* [A1a], *Chelonia mydas* [A1a], *Caretta caretta* [A1a], *Testudo graeca* [B1,2], *Coronella austriaca* [B1,2cd+C2]), seis Vulnerables (*Salamandra salamandra longirostris* [B2c,3d], *Alytes dickhilleni* [B2c,3d], *Emys orbicularis* [A1a], *Saurodactylus mauritanicus* [B1+C2b+D1], *Algyroides marchi* [B1,2bcd], *Vipera latasti* [A1c+C2]), cinco con Menor Riesgo, casi amenazada (*Triturus boscai*, *T. pygmaeus*, *Hyla arborea*, *Chamaeleo chamaeleon*, *Natrix natrix*), y tres con Datos Insuficientes (*Pelodytes punctatus*, *P. ibericus*, *Macroprotodon cucullatus*). De esta nómina, mantienen en Andalucía la categoría de amenaza considerada a escala estatal doce especies, tres se consideran a nivel de Andalucía más amenazadas (*L. schreiberi*, *C. austriaca*, *V. latasti*), y cuatro muestran la situación contraria (*T. pygmaeus*, *D. coriacea*, *E. imbricata*, *Mauremys leprosa*); *P. punctatus* y aparece como de Preocupación Menor, y *M. cucullatus* como casi amenazado a nivel nacional.

Referencias más significativas

ANDREU *et al.* (2000); BLANCO *et al.* (1995); BLASCO *et al.* (1985); FRANCO & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS (eds) (2001); CUADRADO (1999); FERNÁNDEZ-CARDENETE *et al.* (2000); GONZÁLEZ DE LA VEGA (1988); MELLADO *et al.* (2001); PLEGUEZUELOS (1989); PLEGUEZUELOS & MORENO (1990); SANTOS *et al.* (1998).

Juan M. Pleguezuelos

Aragón

El grado de representatividad de los mapas de distribución de los anfibios y reptiles es relativamente bajo para esta Comunidad Autónoma, pues quedan importantes lagunas por cubrir, sobre todo de algunas especies. De las tres provincias la más completa es la de Teruel. La de Zaragoza, a pesar de ser la más habitada, no es la que presenta una prospección mejor, sobre todo el centro y el sur de la misma. La de Huesca no muestra un nivel de prospección satisfactorio. A escala específica los huecos son muy abundantes. Algunas especies reflejan bien su distribución (*Euproctus asper*, *Rana temporaria*, *Vipera aspis* o *Chalcides bedriagai* y, en menor medida, *Salamandra salamandra*, *Podarcis hispanica*, *Tarentola mauritanica*, *Hemidactylus turcicus*, *Acanthodactylus erythrurus*, *Psammotromus algirus* y *Coluber viridiflavus*). Otras especies muestran lagunas en su distribución evidenciando falta de prospección (*Discoglossus jeanneae*, *Blanus cinereus*, *Lacerta vivipara*, *Chalcides striatus*, *Anguis fragilis* o *Natrix natrix*). Sin embargo, especies endémicas de los Pirineos de distribución reducida quedan bien representadas (*Rana pyrenaica* o *Lacerta bonnali*). Los tritones *Triturus helveticus* y *T. marmoratus* presentan una distribución fragmentada que puede reflejar una situación real debido a la discontinuidad de sus poblaciones. Una situación de fragmentación similar pero unida a gran falta de prospección la presentan *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa*. El resto de las especies muestran lagunas debidas claramente a falta de muestreo, principalmente en las provincias de Zaragoza y/o Huesca. Aragón presenta 44 especies de herpetos autóctonos o de introducción antigua (16 anfibios y 28 reptiles). La riqueza es, por tanto, relativamente elevada ya que confluyen especies de origen diverso: eurosiberiano, iberomagrebí, europeo occidental, iberomediterráneas, circummediterráneas, mesoeuropeas y endemismos pirenaicos. Las amenazas más importantes para las poblaciones de herpetos aragonesas son varias, pudiéndose citar los incendios (no muy abundantes) y las alteraciones del hábitat, sobre todo en zonas de montaña, donde la masiva afluencia de turismo puede provocar alteraciones del medio. La alteración y desaparición de puntos de agua, como los abrevaderos de ganado, repercute muy negativamente en los anfibios. El cambio sustancial que está produciendo el aumento del regadío en Los Monegros está modificando el hábitat. Aunque esta modificación comporte un aumento de humedad ambiental, el aumento del uso de productos fitosanitarios y la propia transformación del medio puede acarrear una rarefacción de especies de herpetos. La fragmentación de poblaciones de algunas especies a lo largo del valle del Ebro es otro aspecto nada desdeñable. Así, *Triturus marmoratus* y *T. helveticus*, que utilizan el citado río como vía de penetración hacia el Este, presentan una serie de poblaciones aisladas. La asociación naturalista ANSAR junto con la administración de la Comunidad Autónoma Aragonesa están llevando a cabo un programa de reproducción y salvaguarda de *T. helveticus*, con buenas perspectivas. La introducción del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) tiene especial relevancia. Su presencia está directamente relacionada con la desaparición de algunas poblaciones fluviales de *T. helveticus* en el cauce del Ebro y sus terrazas fluviales. La tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) plantea los mismos problemas que en otras localidades.

La mayor parte de los herpetos se encuentran protegidos por la ley española (Ley 4/89; RD 439/90). El catálogo de especies amenazadas del Gobierno de Aragón (Decreto 49/1995) considera en el anexo III (especies Vulnerables) a *Emys orbicularis*. El anexo IV (especies de Interés especial) incluye a *Salamandra salamandra*, *Bufo bufo*, *Rana pyrenaica*, *Mauremys leprosa* y *Lacerta bonnali*. No aparece ningún anfibio ni reptil en los anexos I y II (En peligro de extinción y Sensibles a la alteración de su hábitat, respectivamente). En nuestra opinión hay especies que deberían figurar en alguno de estos anexos. Así, *Triturus marmoratus* y *T. helveticus* deberían figurar en el anexo III. *Hyla meridionalis* sólo está citada en unas pocas cuadrículas limítrofes con Cataluña y sus efectivos en Aragón no deben ser elevados lo que implica una especial atención para la especie en esta Comunidad. Entre los reptiles cabe citar la situación de *Elaphe longissima* que, aunque falta prospección, muestra una distribución restringida y merecería incluirse en el anexo II.

Referencias más significativas

FALCÓN (1982); FALCÓN & CLAVEL (1987); ORTEGA & FERRER (2000); SERRANO *et al.* (2001).



Gustavo A. Llorente & Albert Montori

Asturias

La fauna herpetológica asturiana comprende 14 especies de anfibios (6 urodelos y 8 anuros) y 18 especies de reptiles terrestres (10 saurios y 8 ofidios); hay además dos galápagos (*Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa*) cuya condición autóctona es dudosa (aunque no descartable, Pastor cita al galápagos europeo en Asturias ya en 1859), puesto que probablemente han sido introducidos de manera reiterada desde tiempos antiguos, y presencia esporádica en la costa de 4 especies de tortugas marinas. En conjunto, la densidad de datos actualmente disponibles es aceptable considerando el ámbito geográfico y nivel de resolución del atlas que nos ocupa, pero existen algunas comarcas con cierto déficit de prospección, como la zona baja central y un sector del noroeste de la región, que coincide aproximadamente con las cuencas de los ríos Esva y Navia. La herpetofauna asturiana no es particularmente rica en especies dentro del contexto ibérico, pero contiene una gran diversidad de elementos faunísticos de diferente origen e historia biogeográfica, y representa en cierta medida una región de confluencia y de transición para muchas de esas formas. El carácter mixto y transicional de la herpetofauna de Asturias y del conjunto de la región cantábrica ha sido puesto de manifiesto desde los primeros análisis de integración herpetogeográfica de Álvarez López, entre otros, a comienzos del s. XX. Habitan en esta región un buen número de especies de amplia distribución centroeuropea, algunas de las cuales encuentran en Asturias su límite occidental de distribución (*Triturus alpestris*, *Lacerta bilineata*, *Lacerta vivipara*, *Podarcis muralis*; alguna de estas especies alcanza el sector oriental del norte de Galicia), y también representa el límite de extensión oriental de algunos endemismos del noroeste ibérico (*Triturus boscai*, *Chioglossa lusitanica*, *Podarcis bocagei*). La presencia de especies de afinidad mediterránea marcada (*Elaphe scalaris*, *Malpolon monspessulanus*, *Lacerta lepida*, *Podarcis hispanica*, *Psammodromus algirus*) se restringe a unas pocas áreas de clima adecuado en las que incluso pueden coexistir varias de estas especies. Dos zonas singulares a ese respecto son el extremo suroccidental de Asturias (Grandas de Salime, Ibias) y las zonas bajas de la comarca de Picos de Europa, en continuidad faunística con las zonas adyacentes de Galicia y Cantabria, respectivamente. La herpetofauna "trivial" en la región, es decir, el cortejo faunístico que mediante una prospección adecuada encontraríamos en todas las cuadrículas excepto las de altitud elevada, estaría compuesto por las siguientes especies: *Salamandra salamandra*, *Triturus helveticus*, *Rana temporaria*, *Bufo bufo*, *Alytes obstetricans*, *Anguis fragilis*, *Podarcis muralis*, *Lacerta schreiberi*, *Natrix natrix*, *Coronella austriaca* y *Vipera seoanei*.



En el catálogo regional de Especies Amenazadas de la Fauna Vertebrada del Principado de Asturias se incluyen dos especies de anfibios anuros (*Hyla arborea* y *Rana perezi*) en la categoría de especies Vulnerables (Decreto 32/90 de 8 de marzo; Boletín Oficial del Principado de Asturias y de la Provincia, 30 de marzo de 1990). La motivación de este estatus de protección, en aparente contradicción con la abundancia de ambas especies en muchas regiones ibéricas, radica en que son dos de las especies de anfibios más estrictamente acuáticas, y por ello se han visto muy afectadas por la contaminación o desecación de zonas húmedas. Este proceso afecta, posiblemente en menor medida, a otras especies de anfibios. Se ha descrito además un empobrecimiento de la riqueza específica y la abundancia de los anfibios en charcas y lagos de montaña en que se han introducido diferentes especies de peces predadores, principalmente salmónidos. Este efecto resulta ser particularmente negativo para los tritones.

No existen otras amenazas o riesgos específicos para la conservación de la herpetofauna, aunque los incendios forestales y las quemadas extensivas de matorral pueden afectar seriamente a las poblaciones locales de algunas especies que frecuentan esos tipos de hábitat (*Lacerta bilineata*, *L. schreiberi*, *V. seoanei*, entre otras). Recientemente se han detectado episodios de mortalidad masiva de anfibios en algunas charcas y pequeños lagos de Asturias.

No existen otras amenazas o riesgos específicos para la conservación de la herpetofauna, aunque los incendios forestales y las quemadas extensivas de matorral pueden afectar seriamente a las poblaciones locales de algunas especies que frecuentan esos tipos de hábitat (*Lacerta bilineata*, *L. schreiberi*, *V. seoanei*, entre otras). Recientemente se han detectado episodios de mortalidad masiva de anfibios en algunas charcas y pequeños lagos de Asturias.

Referencias más significativas

ÁLVAREZ LÓPEZ (1927); BRAÑA (1984); BRAÑA *et al.* (1996); GONZÁLEZ-ÁLVAREZ (1991a, 1991b); PASTOR (1859); PÉREZ *et al.* (2001).

Florentino Braña

Cantabria



Se han registrado en Cantabria 4 especies de anfibios urodelos, 8 de anuros, 12 de saurios (incluidas las especies introducidas *Tarentola mauritanica* y *Podarcis sicula*), 8 de ofidios y 4 de quelonios (dos galápagos, incluyendo la especie introducida *Trachemys scripta*, y al menos dos tortugas marinas, la laúd y la boba, de presencia no excepcional). Como en el caso de Asturias, el nivel de prospección es aceptable para el nivel de resolución de este Atlas, pero dista de ser óptimo. No sería sorprendente que una prospección más intensa produjese la adición de alguna otra especie (*Chioglossa lusitanica* en el límite con Asturias, y *Pelodytes punctatus* en el contacto con el norte de Burgos, serían incorporaciones muy verosímiles al catálogo). Cantabria participa con Asturias del carácter de región de confluencia y transición entre especies de diferente origen y afinidad corológica. Coexisten endemismos ibéricos occidentales, con especies mediterráneas y especies centroeuropeas o eurosiberianas. Estas últimas constituyen el grupo dominante y el que contiene algunas de las especies más ubicuas y abundantes (por ejemplo, *Salamandra salamandra*, *Triturus helveticus*, *Bufo bufo*, *Rana temporaria*, *Podarcis muralis*, *Anguis fragilis*, *Natrix natrix*). Algunas especies endémicas del noroeste ibérico pueblan extensamente Cantabria (es el caso de *Rana iberica*, *Lacerta schreiberi* y *Vipera seoanei*), mientras que otras especies de este grupo corológico se extienden por toda Asturias y apenas alcanzan el límite occidental de la región (*Chioglossa lusitanica*, *Lacerta monticola*, *Podarcis bocagei*). Con respecto a las especies de afinidad mediterránea, tienden a coincidir o a mostrarse particularmente abundantes en ciertos enclaves, entre los que destacan las comarcas de Valderredible y Campó, por una parte, y La Liébana, por otra. El primero de esos núcleos representa simplemente la continuación natural de la herpetofauna del norte de Burgos, ya que no existen barreras geográficas o climáticas definidas que coincidan con los límites administrativos. Además del cortejo de especies mediterráneas que contiene, la comarca de Valderredible presenta como singularidad herpetológica adicional la coincidencia en esta área de las tres víboras ibéricas (*Vipera aspis*, *V. latasti*, *V. seoanei*); dada la habitual distribución parapátrida de las víboras, las zonas de simpatria entre pares de especies son extraordinariamente reducidas, y las de coincidencia de las tres especies, excepcionales. La comarca de la Liébana representa, en cierto modo, una singularidad más profunda, ya que alberga un núcleo de fauna mediterránea (*Lacerta lepida*, *Psammodromus algirus* y *Podarcis hispanica* son los elementos más característicos) ubicado en el interior de una región de montaña y en un contexto de fauna eurosiberiana y montana, en la inmediación de los Picos de Europa. Merece especial mención la presencia en La Liébana de *Elaphe longissima*, por cuanto representa un núcleo poblacional de densidad apreciable que constituye el límite occidental de distribución de la especie y parece estar aislado del resto de localidades conocidas en la región cantábrica (las citas más próximas se sitúan a poco más de un centenar de kilómetros, en el oeste de Vizcaya).

En la costa centro-oriental de Cantabria se encuentran poblaciones establecidas desde hace varias décadas de la lagartija italiana, *Podarcis sicula*; se trata con toda seguridad de una especie introducida que parece mantener en la actualidad una población moderadamente abundante pero localizada (Noja; hay otras pocas localizaciones antiguas o dudosas) y sin indicios de expansión, a la que se ha atribuido un posible desplazamiento competitivo de las poblaciones locales de *P. muralis*. *Tarentola mauritanica* está presente también en varias localidades costeras, probablemente como consecuencia de introducciones accidentales.

No parecen existir problemas de conservación específicos para la herpetofauna de Cantabria, pero sí se manifiestan los generales del área cantábrica, agudizados en las zonas de mayor densidad de poblamiento humano. La desecación de pequeñas charcas y zonas húmedas, la introducción de peces predadores o la propia introducción de herpetos, los incendios en bosques y matorrales, son algunas de las amenazas que afectan a la herpetofauna de Cantabria.

Referencias más significativas

ÁLVAREZ LÓPEZ (1927); BRAÑA (1984); DUGUY *et al.* (1979); MARTÍNEZ-RICA (1998); MEIJIDE (1981, 1985); OLMEDO (1997).

Florentino Braña

Castilla-La Mancha

Los mapas de Castilla La Mancha reflejan una distribución aceptable para los reptiles, pero presentan una clara laguna corológica para los anfibios en la comarca de La Mancha. Esta laguna está determinada por la escasez de hábitats favorables para este grupo, que no ha permitido obtener mayor número de citas, pese a que en esta comarca el esfuerzo de muestreo ha sido superior a otras con mayor presencia reflejada en los mapas.

Comarcas que albergan interesantes comunidades herpetológicas de especies amenazadas o escasas, como Sierra Morena Oriental o Montes de Toledo, merecen prospecciones futuras para definir mejor las distribuciones de esas especies.

Los mapas de las especies, en general, reflejan bien su distribución, con excepción de la ya mencionada comarca manchega. Ciertas especies de difícil detectabilidad; como *Chalcides striatus*, *Chalcides bedriagai*, *Macroprotodon cucullatus*, *Discoglossus jeanneae* o *Discoglossus galganoi*; escasas, como *Hemidactylus turcicus* o las poblaciones albacetense y toledanas de *Alytes obstetricans*; o amenazadas, como *Emys orbicularis*, poblaciones de *Lacerta schreiberi* en Sierra Morena Oriental o poblaciones de *Coronella austriaca* y *Lacerta schreiberi* en Montes de Toledo merecen prospecciones futuras.

Castilla La Mancha alberga 41 especies de herpetos autóctonos (17 anfibios y 24 reptiles) y una especie de introducción reciente (*Trachemys scripta*). Podemos considerar, por lo tanto, que es una región con relativa riqueza específica especialmente en endemismos ibéricos.

Las amenazas más destacadas de los herpetos de Castilla La Mancha son:

- destrucción y alteración de los medios acuáticos, contaminación de las zonas húmedas por productos fitosanitarios, fertilizantes y biocidas, descensos de los niveles freáticos como consecuencia de la extracción masiva de aguas subterráneas y colmatación y roturación de humedales existentes para su puesta en cultivo.
- construcción de infraestructuras que producen pérdidas cuantitativas y cualitativas del hábitat, fragmentación de poblaciones y aumento del número de muertes por atropellos o ahogamientos.
- introducción de especies alóctonas que compiten o predan sobre nuestros anfibios y reptiles, como peces alóctonos (lucios, black-bass, percasoles...), galápagos de Florida, así como el cangrejo americano que aparece prácticamente en cualquier punto de agua existente.

La legislación autonómica castellano-manchega protege la fauna herpetológica a través del Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 33/1998 de 5 Mayo) y la Ley de Conservación de la Naturaleza (Ley 9/1999 de 26 Mayo). Dicha ley recoge disposiciones generales sobre la protección de las especies de fauna silvestre, limitaciones sobre el comercio y la introducción de especies exóticas, así como la gestión de especies amenazadas y sus planes de conservación. A la vez, también recoge la protección de hábitats y zonas sensibles y crea la posibilidad de existencia de "microrreservas" para flora y fauna amenazada. En el decreto se desarrolla el Catálogo Regional de Especies Amenazadas utilizando las categorías descritas en la Ley Nacional 4/89. Según este catálogo no existe ninguna especie de herpeto con la categoría En Peligro, ni Sensibles a la alteración del hábitat, esto último incomprensible debido a los problemas de conservación que presenta la región; cuatro especies están incluidas como Vulnerables, *Alytes dickhilleni*, *Emys orbicularis*, *Algyroides marchi* y *Lacerta schreiberi*, y 35 especies catalogadas De interés especial.

Sólo dos especies no están recogidas en el catálogo, *Rana perezi* e, incomprensiblemente, *Vipera latasti*.

Actualmente no tenemos constancia que exista elaboración del Libro Rojo de Vertebrados de Castilla La Mancha ni que se hayan publicado las recomendaciones que la IUCN establece para sus categorías.

Referencias más significativas

ASTUDILLO & PRIETO (1998); ASTUDILLO *et al.* (1993); AYLLÓN & ZAMORA (2000); BARBERÁ *et al.* (1999); CABRERA & FLOX (2000); CABRERA *et al.* (2002 –en prensa–); GOSÁLVEZ *et al.* (2000); SÁNCHEZ & RUBIO (1996); SCV (2001); SEVILLA (1998); VENTO *et al.* (2000).



Enrique Ayllón

Castilla y León

Castilla y León es la región española más extensa, con 94.224 km². Posee una riqueza natural importante debido a su heterogeneidad ambiental y climática, causada fundamentalmente por las cordilleras montañosas que la circundan y que provocan un desnivel altitudinal de 2.500 m, desde los 113 m de la Fregeneda (Arribes del Duero) hasta las cimas de los Picos de Europa Torre Cerredo (2.648m) o el Pico Almanzor (2.592 m, Sistema Central). Asimismo, el territorio se halla a caballo entre las dos grandes regiones biogeográficas ibéricas, Eurosiberiana y Mediterránea, con faunas de origen diverso. Por todo ello, la riqueza de anfibios y reptiles, considerada tanto por el número de especies como de taxones (que son una muestra de la variabilidad genética dentro de cada especie) es muy importante en la región.



Respecto al grado de cobertura de los mapas y la densidad de citas en Castilla y León, el número de cuadrículas UTM 10 x 10 km con citas no refleja necesariamente la "abundancia" de la especie, sino el número de "investigadores" y/o de datos publicados o inéditos, siendo por tanto mucho más numerosas en determinadas provincias con herpetólogos activos desde hace décadas, por ejemplo Burgos, Salamanca o Soria. Por otro lado, quedan numerosas zonas con muy escasas citas, tales como las zonas bajas de la Meseta, en particular el sur de León o Palencia, la provincia de Valladolid, el Norte de Ávila y Salamanca, el Oeste de Segovia y el Este de Soria, en la zona de contacto con Guadalajara. En general, las zonas montañosas están mucho mejor prospectadas, en particular las sierras de Salamanca y el Sistema Central, con la excepción de la Cordillera Cantábrica en León y Palencia donde no se han emprendido, salvo excepciones, muestreos sistematizados.

Algunas de las zonas que necesitan muestreos intensivos por la ausencia o escasez de datos, pero también porque en ellas confluyen la región Eurosiberiana y Mediterránea y/o son zonas límite para varias especies o subespecies, o zonas de presencia de algunas de las nuevas especies o subespecies descritas (*D. jeanneae*, *T. pygmaeus*, etc.), son por ejemplo las zonas del Moncayo en Soria, las Sierras del Sistema Ibérico en Burgos y Soria, las zonas de confluencia del Sistema Ibérico y Sistema Central (Sierra de Ayllón, etc.), las sierras de Guadarrama y Somosierra, las sierras del Noroeste de Zamora y León, en la confluencia con Galicia. Por último, es necesario muestrear las zonas bajas de la Meseta, donde es más palpable la falta de citas y donde también se habría producido una regresión más fuerte de la herpetofauna.

Los datos actuales sobre la herpetofauna autóctona de Castilla y León recogen citas de 22 especies de anfibios, 8 Urodela y 14 anuros; y 31 especies de reptiles. Esto supone un total de 53 especies de herpetos citados en la región. La riqueza de especies de herpetos es notable. Si la comparamos con la herpetofauna de la Península Ibérica, supone el 81,5% de los anfibios y el 75,6% de los reptiles, y el 77,9% del total de la herpetofauna. Si hacemos la comparación con el número de herpetos españoles (incluyendo en ellos a la herpetofauna de las Islas Canarias y Baleares y a las tortugas marinas, pero no a los anfibios y reptiles de los territorios españoles del Norte de África), los anfibios de Castilla y León constituyen el 75,9%; los reptiles el 54,6%; y el conjunto de herpetos son el 61,6% de los españoles. Respecto al número de taxones (especies y subespecies), se encuentran 33 taxones de anfibios y 34 taxones de reptiles. A pesar de la diferencia en el número de especies de anfibios (22) y reptiles (31), el número de subespecies es el mismo, confirmando la mayor variabilidad taxonómica descrita en los anfibios.

Considerando las categorías UICN 2001, aplicados a taxones específicos y subespecíficos, el único taxón de anfibios En peligro es *Triturus helveticus punctillatus*, debido a ser una subespecie endémica de Castilla y León, con pocos individuos y confinada a una sola laguna en la provincia de Burgos. Dadas las dudas que existen sobre la validez de este taxón, lo prioritario es identificar el estado taxonómico de esta subespecie con análisis moleculares, ya que es una subespecie dudosa y sería absurdo dedicarle especial atención si no está diferenciada genéticamente.

Entre los taxones vulnerables de anfibios se hallan *Chioglossa lusitanica* especie a la que hay que dedicar mayor atención, ya que es un endemismo ibérico y que parece en regresión en la región. Los otros taxones vulnerables son *Triturus alpestris*, *Bufo bufo gredosicola* y *Rana dalmatina*. Como supuesto endemismo de la región, *B. b. gredosicola* debe ser objeto de atención especial, en especial por los problemas de contaminación orgánica y otras amenazas que existen en las lagunas de alta montaña de Gredos donde habita.

Con respecto a los reptiles, no hay ningún taxón en peligro, pero sí tres especies vulnerables, ambos galápagos: *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* por su fuerte dependencia de la buena conservación de los medios acuáticos y la vegetación que los rodea. El tercer taxón vulnerable es *Lacerta monticola cyreni*, subespecie presente en el Sistema Central, y en especial las poblaciones aisladas de la Peña de Francia, incluida en el recién creado Parque Natural de Batuecas y Sierra de Francia, en Salamanca, y las de La Serrota y Paramera (Ávila). Estas últimas, no incluidas en

ningún espacio protegido, pueden estar condenadas a la extinción por su aislamiento, pequeñísimo tamaño actual de las poblaciones y la mejora del clima.

Las amenazas principales para la herpetofauna son las mismas que para el conjunto de Iberia, pero podría destacarse el fuerte impacto de la agricultura intensiva en las zonas bajas de la región, con lo que supone de destrucción de setos y muros de piedra, uso masivo de biocidas y fertilizantes, abandono de medios acuáticos artificiales, etc. Una amenaza muy importante es la pérdida de medios acuáticos debida a la extracción de agua para riego y al cambio climático, con sequías mucho más prolongadas. En cierta medida, hay un proceso de desertización en la Meseta norte, que ha producido la desaparición de medios acuáticos temporales y arroyos y la consiguiente rarefacción o desaparición de sus anfibios.

La comunidad de Castilla León está elaborando en la actualidad el libro rojo de vertebrados y catálogo regional de especies amenazadas de la comunidad, que por tanto aun no se han publicado. En el año 1998 firmó un Convenio con la Asociación Herpetológica Española para actualizar el catálogo de herpetofauna, el atlas regional y asesorarse en cuanto al libro rojo y Catálogo regional de herpetos amenazados. Estos informes se han entregado en Marzo de 2002.

Referencias más significativas

ARRIBAS (1982, 1983); BARBADILLO (1983, 1986); GISBERT *et al.* (1986); JIMÉNEZ & PRIETO (1992); LIZANA (2002) LIZANA *et al.* (1991, 1995); MEIJIDE *et al.* (1994); PÉREZ MELLADO (1983); POLLO *et al.* (1988); SAN SEGUNDO & FERREIRO (1987).

Miguel Lizana

Cataluña

El grado de representatividad de los mapas de distribución de las especies de anfibios y reptiles se puede considerar como bueno o muy bueno para la Comunidad Autónoma catalana. Las provincias mejor prospectadas son las de Gerona y Barcelona. Tarragona muestra un estado de cubrimiento intermedio, sobre todo en su parte occidental, donde el número de citas desciende sensiblemente. Lérida es la provincia que muestra más lagunas. A escala específica, se puede observar que las especies comunes quedan bien representadas. Lo mismo ocurre con especies más difíciles de detectar o incluso escasas, pero que han sido motivo de estudios concretos



o de consideraciones especiales por su rareza como *Psammodromus hispanicus*, *Pleurodeles waltl*, *Hemidactylus turcicus* o *Coluber hippocrepis*. En las especies con dificultad de detección (costumbres crípticas, estrecha valencia ecológica o escasez de poblaciones o efectivos) su distribución o bien se conoce aceptablemente, como es el caso de *Testudo hermanni*, *Chalcides bedriagai*, *Lacerta bonalli*, *Lacerta aranica* y *Lacerta aurelioi*, o bien muestra lagunas importantes como es el caso de *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*, *Pelobates cultripes*, *Vipera latasti*, y *Chalcides striatus*. Cataluña alberga 47 especies de herpetos autóctonos o de introducción antigua (14 anfibios y 33 reptiles, incluidas tres tortugas marinas) a estos hay que añadir dos especies de introducción reciente (*Trachemys scripta* y *Podarcis pytiusensis*). Se puede considerar que es una riqueza elevada debido a la presencia de fauna de procedencia biogeográfica diversa (eurosiberiana, iberomagrebí, europeo occidental, iberomediterráneas, circummediterráneas, mesoeuropeas e, incluso, endemismos pirenaicos). Los factores que afectan negativamente a la herpetofauna catalana son básicamente los mismos que influyen a la herpetofauna española, aunque amplificados por la densidad de población humana. Así, los incendios forestales son una de las perturbaciones que comportan un cambio más drástico en determinados ecosistemas, sobre todo los forestales y de monte bajo, influyendo negativamente, tanto por acción directa como por pérdida de hábitat. Se ha comprobado que el fuego afecta de modo apreciable a especies como *Hyla meridionalis* o *Testudo hermanni*, especie catalogada como en peligro de extinción. La desaparición o alteración de puntos de agua, esenciales para la reproducción de los anfibios, es uno de los factores que más han influido en la desaparición o rarefacción de la batracofauna e incluso de parte de la fauna reptiliana. La creación y mantenimiento de puntos de agua en el Parque Natural del Garraf ha significado un aumento de la población reproductora de *Bufo bufo*. Otro factor de distorsión importante en Cataluña es la introducción de especies foráneas, tanto de peces como de herpetos, que se liberan al medio natural. La amplia distribución que ha alcanzado la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) y el cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) así lo demuestra. Ambas especies pueden influir negativamente sobre las poblaciones de herpetos. El impacto de las vías de comunicación sobre la herpetofauna no es desdeñable. La gran densidad de tráfico en Cataluña hace que los atropellos se conviertan en un problema agudo (mortalidad directa y fragmentación de poblaciones) de difícil resolución. Por último, los tratamientos fitosanitarios, muy abundantes en determinadas zonas agrícolas como los deltas del Ebro y del Llobregat, han influido con una importancia relativamente grave en ciertas poblaciones de anfibios y reptiles (culebras de agua). Aunque la mayoría de las especies de herpetos se encuentran protegidas por la ley española (Ley 4/89; RD 439/90) y catalana (Llei 3/1988 ampliada por las Órdenes del 23 de noviembre de 1994 y 10 de abril de 1997) la rana común y las víboras no lo están. Merecerían especial atención en Cataluña, no sólo las especies catalogadas como En peligro o vulnerables (caso de *Testudo hermanni* y *Lacerta agilis*) sino especies catalogadas como no amenazadas como *Pleurodeles waltl*, *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*, *Psammodromus hispanicus*, *Acanthodactylus erythrus*, *Lacerta vivipara*, *Lacerta aranica*, *Lacerta aurelioi*, *Lacerta bonnali* además de *Vipera latasti*, especie con poblaciones en franca regresión, lo que conllevaría a una revisión imprescindible de su estatus legal. No se dispone de catálogo de especies amenazadas pues, aunque este ya ha sido confeccionado, todavía no ha sido publicado.

Referencias más significativas

BAUCELLS *et al.* (1998); CAMPRDON & PLANA (eds.) (2002); LLORENTE *et al.* (1995); VIVES-BALMAÑA (1990).

Gustavo A. Llorente & Albert Montori

Ceuta

De forma general, la información corológica actualmente disponible refleja con precisión la composición específica de la herpetocenosis de esta región, donde incluso se dispone de datos actualizados y con cierto nivel de profundidad acerca de su estructura, su distribución espacial en el ámbito local y el estado poblacional general de la misma, aunque en la práctica la gestión de estos elementos requiere un grado de detalle muy elevado. Así, se constata la carencia existente en cuanto a estudios básicos sobre la biología y ecología de ciertos taxones norteafricanos, entre los que cabe destacar a los siguientes: *Salamandra algira*, *Chalcides* sp., *Blanus tingitanus* y *Trogonophis wiegmanni*.



En relación con el resto de regiones peninsulares, su comunidad herpetofaunística se caracteriza por una elevada riqueza de especies en una superficie muy reducida y por una acentuada singularidad en cuanto a su composición específica, combinando elementos de diverso origen biogeográfico y, en ciertos casos, de marcado carácter endémico. De este modo, en estos territorios aparecen poblaciones únicas en el ámbito del Estado Español y de la Unión Europea, que además suelen corresponder a núcleos poblacionales marginales.

La problemática general de conservación se encuentra determinada en la actualidad por su elevada densidad de población, así como por la herencia fruto de una dilatada historia marcada por su carácter fronterizo. Ambos aspectos provocan que la alteración o destrucción de hábitats y la degradación de las comunidades vegetales autóctonas sean las principales amenazas para sus poblaciones de anfibios y reptiles. Además, como otros factores de regresión significativos pueden citarse los siguientes: alta intensidad de uso del territorio y creación de infraestructuras, mortalidad por atropellos, incremento de la predación por jabalí asociado al elevado crecimiento poblacional de éste, presencia de gatos y perros asilvestrados, depredación por ratas y recolección o sueltas incontroladas de ejemplares.

La relativamente reciente asunción de competencias en materia ambiental por parte de la Ciudad Autónoma de Ceuta ha originado que el desarrollo normativo regional en este sector sea tan sólo incipiente. No obstante, se han realizado dos propuestas de Lugares de Importancia Comunitaria que suponen un total de 634 hectáreas (más del 30% del ámbito territorial de esta ciudad), designadas en virtud de lo establecido en la Directiva 92/43/CEE, aunque ésta únicamente ampara a ciertos taxones que no se corresponden precisamente con los más frágiles (*Testudo graeca*, *Mauremys leprosa*, *Chamaeleo chamaeleon*, *Coluber hippocrepis*, *Hyla meridionalis*, *Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*), por lo que no constituye la herramienta de conservación más adecuada para aquellos que soportan los mayores niveles de amenaza, entre los que predominan los de distribución exclusivamente norteafricana. Asimismo, cuenta con un borrador de Catálogo Regional de Especies Amenazadas en avanzado estado de desarrollo, donde se recogerán las particulares características de su herpetocenosis y del cual deberán derivarse las oportunas figuras de protección del territorio. Finalmente, como consecuencia de su inclusión en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas con la categoría de Vulnerable, debe destacarse que el Plan de Conservación de *Salamandra algira* en Ceuta se encuentra en la última fase de tramitación para su aprobación oficial.

Referencias más significativas

EGMACE (2002); MATEO *et al.* (2002 –en prensa–).

Francisco J. Martínez-Medina

Extremadura

La cobertura distributiva constatada por los mapas representa un grado medio; por un lado se observan comarcas bien estudiadas (Vegas Bajas, La Serena, Los Barros, Alcántara), pero otras tienen fuertes lagunas (La Vera, La Siberia, Las Sierras). No obstante, dada la ausencia de grandes transformaciones del suelo, no es de esperar que la corología de los herpetos extremeños sea diferente en estas áreas respecto de las ya censadas.

Extremadura cuenta con 15 anfibios y una especie introducida (se desconoce su estatus actual) y 22 reptiles, si bien una especie está igualmente introducida y otras dos rozan las tierras extremeñas. Prospecciones futuras

deberían estudiar las lagunas actuales, así como valorar las introducciones y las invasiones desde regiones próximas.

Los anfibios se encuentran en buena situación. El nivel de contaminación y utilización de las aguas es relativamente bajo, por lo que las poblaciones son abundantes. No obstante, *Salamandra salamandra* se restringe a zonas de altura y *Triturus boscai* es poco visible, desconociéndose su frecuencia. Por el contrario, *Triturus marmoratus* invade todo tipo de aguas, más aún el gallipato, *Pleurodeles waltl*, el cual coloniza charcas y estanques para el cultivo de la tenca, el ciprínido de más demanda por el sector pesquero regional. Así, el gallipato se ha transformado en el urodelo más abundante, comensal de los cultivos, y es tomado por los acuicultores como una plaga que hace disminuir su rendimiento económico. Ciertamente el gallipato es un beneficiado de este cultivo a juzgar por los miles que se capturan cuando se recoge la cosecha de tencas. Si en el pasado inmediato estos animales eran destruidos, actualmente se recogen y son liberados en balsas y pantanos donde no interactúan con los acuicultores. Esto ha redundado en una mayor presencia de la especie en áreas en las que antes era prácticamente un desconocido. Peor prensa tiene el sapo de espuelas, ya que sus renacuajos consumen gran cantidad de huevos y alevines de tenca y posiblemente sea el mayor problema biológico con que se enfrentan los acuicultores. No obstante, todos los años se vuelven a observar gran abundancia de sapos en estas áreas, por lo que no se teme por una disminución poblacional de la especie.

Entre los saurios sólo se teme por una especie. Tanto el lagarto ocelado como el lagarto verde están bien representados, al menos en sus hábitats actuales. A pesar de que el primero sigue siendo objeto clandestino de captura para el consumo, se observan densidades a veces muy significativas, sobre todo por la Siberia, las sierras del sur y del oeste, Guadalupe, la Vera y Alcántara. Lo mismo puede decirse de resto de lacértidos, siendo abundante *Psammotriton algirus*, en menor grado *Podarcis hispanica* y *Psammotriton hispanicus*, y algo restringida *Podarcis bocagei*. Sólo es preocupante el estado de la lagartija colirroja, *Acanthodactylus erythrurus*, cuya presencia es altamente esporádica, habiendo desaparecido totalmente de áreas donde hasta hace poco era corriente su observación (zonas arenosas de embalses, suelos gravosos y margosos de monte bajo y matorral abierto). Las causas de la posiblemente grave disminución pueden centrarse en la competencia con la cada vez más abundante lagartija colilarga y la presencia humana en las orillas abiertas de embalses y charcas. Es posible que sea algo sensible a la contaminación por pesticidas, dado su comportamiento alimentario, al menos en las áreas hipercultivadas de la Serena y las Vegas Bajas.

Los ofidios se encuentran bien representados y no se teme por una disminución poblacional ostensible, al menos a corto y medio plazo. Incluso la víbora hocicuda se deja ver de tarde en tarde por matorrales y canchales.

El Decreto 37/2001 (DOE 06.03.01), regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Región, incluyéndose en el mismo todos los anfibios y reptiles, salvo *Rana perezi*. Aunque en la letra del Decreto se habla de especies, subespecies y población, se ha tenido la prudencia de disponer normativas exclusivamente para el taxón específico, lo cual es un acierto, dados los actuales debates sobre el concepto de especie que impiden clarificar el estatus subespecífico, y por ello tener verdaderas dificultades para proteger a moral absoluta y por tanto de carácter obligatorio, algo que no se sabe a ciencia cierta lo que es. En la región ningún herpeto está catalogado en peligro de extinción. El Decreto considera sensibles a *S. salamandra*, *T. boscai*, *Rana iberica* y *Emys orbicularis*. Vulnerables a *Discoglossus galganoi*, *Pelodytes punctatus*, *Hyla arborea* y *L. schreiberi*. De interés especial el resto, incluyendo un misterioso escíncido que no tiene validez alguna, *Chalcides pistaciae* (se debate actualmente la admisión subespecífica de esta forma de *C. bedriagai*).

Una especie debería ser considerada en peligro de extinción, *A. erythrurus*. Otras dos deberían ser consideradas vulnerables: *S. salamandra* y *E. orbicularis*. El resto, aunque en algunos casos con ciertas restricciones en sus hábitats, disfrutan de buena salud poblacional. Por lo demás, deberían intensificarse las prospecciones por aquellas zonas donde existen claras lagunas y esclarecer la importancia de algunas formas, como *R. iberica*, *Hyla arborea*, *Lacerta monticola*, *Chalcides* sp. y *Hemidactylus turcicus*. Y en su caso merecen atención las especies que pueden haberse extendido recientemente por la región, como *Coronella austriaca* y *Anguis fragilis*.

Referencias más significativas

BLASCO (1999); BLASCO *et al.* (1994); BLASCO *et al.* (1999); DA SILVA (1994, 1995); DOE (2001); PALOMO (1993).



Manuel Blasco & Eduardo Da Silva

Galicia

La representatividad de los mapas de la región es en general aceptable, no existiendo importantes lagunas en la cobertura obtenida tanto en los anfibios como en los reptiles. Existen, sin embargo, algunas zonas (sobre todo del interior) sin un adecuado conocimiento corológico. A la escala de especie, en aquellas de amplia distribución en el territorio gallego, las cuadrículas sin datos se suelen deber a falta de prospección más que a la ausencia real. En general, el grado de cobertura conseguido es mayor en las especies comunes y de fácil detección que en aquellas de vida oculta o escasas.



Galicia posee una diversidad relativamente elevada de anfibios, con 14 especies (5 urodelos y 9 anuros), así como de reptiles, con 29 especies (8 quelonios, incluyendo un galápago introducido y cinco tortugas marinas, de las cuales sólo dos son de presencia regular, 1 anfisbénido, 12 saurios y 8 ofidios). Esto se debe principalmente a su posición geográfica, de transición entre la región Eurosiberiana, que ocupa la mayor parte del territorio, y la Mediterránea, al sureste, originando una mezcla de especies características de ambas regiones, además de las endémicas del área occidental de la Península Ibérica. Este hecho se une a la compleja morfología y a la variada climatología gallega, que crean un mosaico de hábitats muy variado, que permite la existencia de una diversificada herpetofauna.

Las zonas de mayor diversidad herpetológica de Galicia son el litoral de las Rías Baixas y determinadas comarcas cálidas del interior. Se observa un patrón diferente en esta riqueza específica entre los anfibios y los reptiles. En los anfibios, la mayor riqueza de especies se da en las comarcas costeras y en zonas montañosas próximas, lo que se relaciona con las áreas de mayor pluviosidad y menor amplitud térmica. En los reptiles, esta mayor riqueza se da en la mitad sur (Pontevedra y Orense), claramente relacionada con las mayores temperaturas de estas zonas. Las especies de herpetos de distribución más amplia en Galicia corresponden mayoritariamente a taxones endémicos de la Península Ibérica y Eurosiberianos, mientras que aquellas que presentan una distribución marginal en este territorio son las mediterráneas de carácter termófilo, por un lado (limitadas al cuadrante suroriental de Orense) y a determinados elementos Eurosiberianos por otro (limitados a las montañas de Lugo y del norte de A Coruña).

Se ha recopilado recientemente la información disponible sobre el estado de conservación y las amenazas que sufre la herpetofauna gallega, proponiendo los siguientes grados de amenaza:

En peligro (EN): *Emys orbicularis* y todas las tortugas marinas.

Vulnerables (VU): *Chiloglossa lusitánica*, *Lacerta vivipara* y *Chalcides bedriagai*.

Menor riesgo, casi amenazadas (LR ca): *Triturus helveticus*, *Pelobates cultripes*, *Hyla arborea*, *Rana temporaria*, *Rana iberica* y *Lacerta monticola* (poblaciones aisladas de A Coruña y Orense).

Menor riesgo, preocupación menor (LR pm): *Lacerta monticola* (poblaciones de la provincia de Lugo) y *Lacerta schreiberi*.

Por último, poseen poblaciones muy reducidas y muy previsiblemente presenten algún grado de amenaza, aunque no existe información adecuada (DD): *Mauremys leprosa*, *Tarentola mauritanica*, *Psammodromus hispanicus*, *Blanus cinereus* y *Vipera latasti*.

La principal amenaza que sufre la herpetofauna gallega es la pérdida, deterioro y fragmentación del hábitat: alteración de los medios acuáticos (principalmente afecta a los anfibios, pero también algunos reptiles, como *Emys orbicularis*), abandono de las labores agrícolas y ganaderas tradicionales, intensificación de la agricultura y de la silvicultura (con especies forestales exóticas, sobre todo *Eucalyptus*), incendios, urbanización indiscriminada, etc. También son factores importantes de amenaza la introducción de especies alóctonas, la incidencia de determinadas enfermedades y los atropellos en carretera, a lo que se puede sumar la falta de conocimiento sobre la situación de determinadas especies.

Una reciente ley (Ley 9/2001, de 21 de agosto, de conservación de la naturaleza) establece medidas para la protección de la fauna gallega, comprometiéndose a publicar en el plazo de dos años un catálogo gallego de especies amenazadas.

Referencias más significativas

BALADO *et al.* (1995); BAS (1983, 1984); GALÁN (1993, 1997a, 1997b; 1999a, 1999b); GALÁN & FERNÁNDEZ-ARIAS (1993).

Pedro Galán

Islas Baleares

Las Baleares son islas para-oceánicas (ALCOVER, *et al.*, 1994) con una fauna herpetológica de origen doble y extremo. Por un lado, una mayoría de especies introducidas desde el Holoceno, como consecuencia de la propia actividad humana y del trasiego de los diversos pueblos colonizadores. Por otro, un reducido grupo de tres especies que constituyen la única representación actual de la exclusiva fauna plio-pleistocénica de vertebrados terrestres que ocupó las islas antes de la llegada del hombre. Estas tres especies son, por un lado el Ferreret, *Alytes muletensis*, especie seriamente amenazada y cuya importancia no sólo radica en su carácter endémico, sino también en su particular historia natural. Por otro lado, dos especies de lacértidos endémicos, la Lagartija Balear, *Podarcis lilfordi*, y la Lagartija de las Pitiusas, *Podarcis pityusensis*. Aunque se trata de especies próximas, gracias a los recientes estudios moleculares (TERRASA *et al.*, 2001) hoy día prevalece la opinión de que se trata de entidades taxonómicas separadas. Una vez más, la importancia de estos dos lacértidos no se debe sólo a que sean especies endémicas de Baleares, sino a su peculiar distribución metapoblacional, en dos grandes islas y más de treinta islotes costeros en el caso de la Lagartija de la Pitiusas y en islotes costeros únicamente en el caso de la Lagartija balear, si exceptuamos la isla de Cabrera.



En algunos casos como el de la Ranita meridional, *Hyla meridionalis*, las poblaciones baleares pueden considerarse entre las mejor conservadas en el conjunto de las españolas. Por otro lado, la única representación española de la Lagartija de Marruecos, *Lacerta perspicillata*, y del sapo verde, *Bufo viridis*, es la correspondiente a Baleares, que también posee las poblaciones más abundantes y estables de la Lagartija italiana, *Podarcis sicula*.

El origen de las especies introducidas en Baleares es todavía incierto para algunas especies. Parece claro, por ejemplo, que la Culebra de cogulla, *Macroprotodon cucullatus* procede del Norte de África (WADE, 1988) y no de la Península Ibérica, lo que incrementa el interés de las poblaciones baleares ya que han sido descritas como una subespecie diferente, *M. cucullatus mauritanicus*, para algunos autores merecedora de un rango específico (Wade, 2001). El origen de los galápagos europeos, *Emys orbicularis*, es también interesante porque, aparentemente, proceden de varias zonas diferentes (FRITZ, 1992). Por último, las poblaciones menorquinas de *Lacerta perspicillata* son molecularmente diferentes a las de Marruecos (HARRIS, com. pers.) lo que indica, probablemente, no sólo un origen argelino, sino la existencia de varias especies norteafricanas bajo el binomio *Lacerta perspicillata*.

En cuanto a la representatividad de los mapas de distribución incluidos en este atlas, en la mayoría de los casos podemos calificarla de buena o muy buena. En las tres especies endémicas, *A. muletensis*, *P. lilfordi* y *P. pityusensis*, los mapas reflejan adecuadamente su distribución actual, quizás con la excepción de alguna población costera de la Lagartija balear en Mallorca, como la del islote de Colomer, cuyo estatus actual no se conoce. En Menorca y, en menor medida, en Ibiza, los mapas aquí incluidos poseen información notablemente superior a la de los hasta ahora publicados. Así mismo, se ha incrementado sustancialmente el conocimiento sobre la distribución de *Bufo viridis* e *Hyla meridionalis* en todo el archipiélago. Creemos que es necesario un mayor esfuerzo de prospección para completar adecuadamente la corología balear de *Elaphe scalaris*, *Macroprotodon cucullatus* y *Natrix maura*, particularmente necesario en esta última especie, por su papel relevante como depredador de larvas de *Alytes muletensis*.

Respecto a los problemas de conservación de la herpetofauna balear, en general derivan de las profundas modificaciones del hábitat, como consecuencia de la presión turística. Estas modificaciones se traducen en la pérdida de puntos de agua dulce en los que puedan reproducirse las especies de anfibios, así como en la desaparición de formaciones vegetales y hábitats apropiados para los ofidios y las tortugas terrestres. Éstas últimas siguen amenazadas por la práctica habitual de mantener individuos cautivos que se detraen así del stock reproductivo.

En cuanto a las lagartijas endémicas de Baleares, algunas de las causas de su extinción en las islas de mayor superficie, como la introducción de depredadores, siguen siendo amenazas vigentes para sus poblaciones microinsulares. Así mismo, en los últimos años emerge una nueva amenaza, la traslocación intencionada o no de individuos entre los distintos islotes costeros por parte de turistas y visitantes. Esta práctica parece extenderse en algunas zonas y constituye un serio peligro para la integridad genética y evolutiva de las poblaciones insulares.

Referencias más significativas

ALCOVER (1994); FRITZ (1992); TERRASA *et al.* (2001); WADE (1988, 2001).

Valentín Pérez-Mellado

Islas Canarias

El Archipiélago Canario ha estado desde su origen a principios del Mioceno totalmente aislado del continente Africano y eso ha quedado perfectamente reflejado en la composición de su fauna, que resulta ser pobre en número de especies pero rica en endemismos.

Las 14 especies autóctonas de reptiles de Canarias se reparten entre tres familias y otros tantos géneros, dos de los cuales, *Tarentola* y *Chalcides*, también están representados en el norte de África y en la Península Ibérica. *Gallotia*, el tercero de los géneros autóctonos del archipiélago, es además endémico y con al menos un representante en cada una de las islas mayores y en casi todos los islotes.



En Canarias no parece existir un término medio en cuanto a la abundancia o rareza de las especies, y se pasa directamente de aquellos casos en los que un perenquén, una lisa o un lagarto presenta densidades de cientos o miles de individuos por hectárea, al de las especies catalogadas en la categoría de “En Peligro Crítico” (véase capítulo correspondiente). Para poder explicar este patrón hay que tener en cuenta la relajación de nichos y la pobreza en depredadores de las islas. Estas dos condiciones determinan que estos medios casi cerrados sean lugares en los que, por decirlo de alguna manera, se “reinventa” el proceso evolutivo, permitiendo la presencia de enanos, gigantes u otras rarezas zoológicas casi imposibles de encontrar en el continente.

La llegada del hombre y sus acompañantes habituales a Canarias ha terminado por romper el frágil equilibrio de las islas, afectando especialmente a todas esas especies *raras* que pudieron sobrevivir hasta entonces gracias a su aislamiento. La intensa predación que ejercen las ratas, los perros y, sobre todo, los gatos sobre los lagartos herbívoros gigantes, unida a la escasa fertilidad y a la tardía madurez de estas especies, han llevado a la extinción a *Gallotia auaritae*, y a una situación crítica a otras tales como *G. bravoana*, *G. intermedia* o *G. simonyi*.

Los recientes descubrimientos de algunas de estas especies, que se suponían extintas hasta ahora en islas como Tenerife y La Gomera, han hecho necesaria en los dos últimos años la actualización del Catálogo de Especies que requieren protección estricta (Catálogo de especies amenazadas de Canarias, Decreto 151/2001, Boletín Oficial de Canarias de 1 de agosto).

El grado de representatividad de la cartografía mostrada en esta obra puede calificarse de bueno en el caso de los reptiles autóctonos, ya que los mapas dan una idea de sus áreas de distribución bastante cercana a la realidad. Por el contrario, la calidad del muestro realizado para las especies introducidas (*Hemidactylus turcicus*, *Hyla meridionalis* y *Rana perezi*) varía de una isla a otra, y debería merecer una mayor atención en el futuro.

Referencias más significativas

BARAHONA *et al.* (1998); GARCÍA-MÁRQUEZ *et al.* (1999); LÓPEZ JURADO (1992); LÓPEZ JURADO & MATEO (1995).

José A. Mateo

La Rioja

En general, los mapas del Atlas de Distribución de los Anfibios y Reptiles de España reflejan en La Rioja un grado de representatividad de la cartografía medio o medio bajo para la mayoría de las especies de la región. Sin embargo, algunas de las más comunes y de más fácil detección (*Rana perezi*, *Natrix maura*, por ejemplo), así como otras de distribución más restringida en la zona, como son *Acanthodactylus erythrurus*, *Podarcis muralis*, *Coronella austriaca* y *Vipera aspis*, proyectan áreas de distribución casi coincidentes con su potencial en La Rioja. La razón principal de estas desigualdades de prospección es la casi total ausencia de investigadores y aficionados a la herpetología en esta Comunidad Autónoma.



El catálogo herpetológico de La Rioja está compuesto en la actualidad por 31 especies autóctonas (10 anfibios y 21 reptiles) y no se ha constatado hasta la fecha la presencia –por otro lado probable– de *Salmandra salamandra* y *Blanus cinereus* a pesar de que ocupan cuadrículas compartidas con otras provincias limítrofes en las que sí están presentes. Por su parte, *Rana temporaria* y *Rana dalmatina* parecen descartables para engrosar el elenco herpetológico de La Rioja debido a sus requerimientos ecológicos, a pesar de la cercanía geográfica a sus áreas de distribución.

Sería conveniente organizar nuevas campañas de prospección y estudio para conocer la situación real de las especies *Salmandra salamandra*, *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa* principalmente, y también para completar las áreas, *Discoglossus galganoi*, *Pelobates cultripes*, *Chalcides bedriagai*, *Psammotromus hispanicus* y *Vipera latasti*. Por comarcas, las Sierras de Urbión y Alcarama al Sur de la región y Montes Obarenes y Sierra de Toloño al Norte, merecen mayores esfuerzos de muestreo.

La Rioja no tiene una problemática muy diferente al resto de las regiones a la hora de entender el grado de conservación de las especies de anfibios y reptiles. Casi el 40% de la Región está ocupado por suelo agrícola en el que se practica por lo general un laboreo intenso. En esta parte del territorio las amenazas más frecuentes son: la concentración parcelaria con la consiguiente desaparición de setos, ribazos y baldíos, el abuso en el uso de pesticidas, la quema de rastrojos, el desarrollo de regadíos con pérdida del nivel freático y el cementado de acequias y balsas de riego. Otros factores que influyen negativamente en la vida de los anfibios y reptiles son: la introducción de especies acuáticas no deseables (cangrejo rojo, peces) en las masas de agua apropiadas para la cría de los anfibios, la inexistencia de pasos para sortear con éxito las vías de comunicación, la expansión urbanística y la tradicional fobia a este tipo de animales.

En la Comunidad Autónoma de La Rioja no se ha legislado de manera específica para proteger los anfibios y reptiles. De las seis especies de animales incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre de La Rioja (Decreto 59/1998) ninguna es anfibio o reptil. Existe un estudio de los vertebrados amenazados de la región (Dirección General de Medio Natural, 1995, no publicado ni actualizado) que siguiendo la nomenclatura antigua de la UICN incluye a *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa* y *Acanthodactylus erythrurus* entre la fauna más amenazada de la región. Tampoco existe ningún plan de manejo para la fauna herpetológica riojana.

Referencias más significativas

BERGERANDI (1997).

Carlos Zaldívar

Madrid

Los valores de cobertura obtenidos representan con bastante fidelidad la ocupación más o menos homogénea del territorio por parte de los anfibios y reptiles madrileños y el grado de prospección realizado. Las zonas peor prospectadas corresponden al sur de la región, especialmente en el sureste, a pesar de que en los últimos años se ha concentrado un mayor esfuerzo de prospección en esta zona. Cabe esperar, como ha ocurrido con los anfibios, que un aumento en el nivel de prospección en estas zonas peor muestreadas amplíe el área de distribución conocida de varias especies de reptiles (en especial, la mayor parte de las especies de ofidios). Por lo que respecta a las demás especies, los mapas reflejan adecuadamente sus áreas de distribución.



La extraordinaria heterogeneidad ambiental, en cuanto a climatología, tipo de substrato geológico, vegetación y orografía, contribuye a que en la Comunidad de Madrid exista un número relativamente elevado de especies de anfibios y reptiles en relación a su superficie, con un total de 42 especies (18 anfibios y 24 reptiles). Entre los principales problemas relacionados con su conservación, cabría citar los siguientes:

- Destrucción directa de hábitat por causa de la expansión urbanística. Alteraciones en los medios acuáticos. Introducción de especies alóctonas.
- Atropello de ejemplares: especialmente importante en el caso de los anfibios (sobre todo *Bufo bufo*), pero también muchos ofidios (sobre todo *Elaphe scalaris* y *Malpolon monspessulanus*).
- Incidencia de quitridiomycosis, especialmente para *A. obstetricans*. Comercio clandestino y recolección ilegal: con afección casi exclusiva a *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa*. Persecución humana especialmente en *Vipera latasti* y *Malpolon monspessulanus*.

En la actualidad está vigente el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/92, 26 de marzo de 1992). Dos especies están catalogadas como En Peligro (*Triturus alpestris* y *Emys orbicularis*); otras dos se consideran De Interés Especial (*Triturus boscai* y *Lacerta schreiberi*), y finalmente, siete están catalogadas como Vulnerable (*Pelodytes punctatus*; *Hyla arborea* y *Rana iberica*, *Mauremys leprosa*; *Lacerta monticola*; *Coluber hippocrepis* y *Macroprotodon cucullatus*).

Además del Catálogo, existe una revisión reciente de esta catalogación de acuerdo con los criterios de la UICN de 1994. En la propuesta se ha incluido taxa a nivel subespecífico, de acuerdo con la información disponible. Según esta propuesta (se indican en cada caso, los criterios seguidos en la catalogación), un único taxon debería ser catalogado como En Peligro Crítico (*Alytes obstetricans pertinax*: A1, B1, B2, C1); cinco como En Peligro: (*Salamandra salamandra bejarae*: A2, B1; *Triturus alpestris cyreni*: B1; *Alytes obstetricans almogavarii*: A1, A2; *Emys orbicularis*: A1c y *Anguis fragilis*: B1, B2a, e); ocho como Vulnerable (*Salamandra salamandra almanzoris*: B1; *Triturus boscai*: A2, B1; *Triturus marmoratus*: B1, B2; *Bufo bufo*: A2; *Rana iberica*: B1, B2; *Mauremys leprosa*: A1c; *Chalcides bedriagai*: B1, 2b, 2c; *Lacerta monticola*: B2b, c; *Lacerta schreiberi*: A1a, c; *Coluber hippocrepis*: B1, B2e; *Macroprotodon cucullatus*: B2c); siete como Menor Riesgo, Casi amenazado (*Pleurodeles waltl*; *Triturus pygmaeus*; *Alytes cisternasii*; *Pelobates cultripes*; *Hyla arborea*; *Coronella girondica* y *Vipera latasti*) y, finalmente, para una especie, la categoría Menor Riesgo, Dependiente de la conservación (*Coronella austriaca*). Tres especies fueron catalogadas como Datos Insuficientes: *Discoglossus galganoi*; *Discoglossus jeanneae* y *Pelodytes punctatus*. Entre éstas, MARTÍNEZ-SOLANO y GARCÍA-PARÍS (2001) proponen mantener el estatus de Vulnerable del vigente Catálogo Regional para *P. punctatus*. Debido a lo reciente del descubrimiento de poblaciones de *Hyla meridionalis* en la Comunidad de Madrid, por el momento dicha especie no ha sido incorporada ni al Catálogo regional ni a posteriores propuestas.

Referencias más significativas

BOSCH *et al.*, (2001); DE LA RIVA *et al.*, (1998); GARCÍA-PARÍS *et al.* (1989); MARTÍNEZ-SOLANO & ACEITUNO, (2001); MARTÍNEZ-SOLANO & BOSCH, (2001); MARTÍNEZ-SOLANO & GARCÍA-PARÍS (2001).

Íñigo Martínez-Solano, Jaime Bosch & Mario García París

Melilla, Islas Chafarinas, Peñón de Alhucemas y Peñón de Vélez de la Gomera

Los datos corológicos disponibles para estos territorios no incluyen información actualizada, por lo que resulta necesario determinar con precisión su comunidad herpetológica y, al menos de forma preliminar, su estado de conservación global. En relación con trabajos que atañen a estas regiones y que incluyen registros anteriores al año 1985, debería confirmarse la existencia en Melilla de ciertos reptiles de dudosa presencia actual, aunque previamente citados en ella, como son *Lacerta tangitana*, *Psammomys blanci*, *Mesalina olivieri*, *Mesalina guttulata*, *Psammophis schokari* y *Vipera latasti*. Asimismo, deben mencionarse los vacíos de información taxonómica y biológica que afectan a diversas especies.



La herpetofauna de esta región comparte ciertas características con la de Ceuta: elevada riqueza específica, singularidad y endemismo, aunque en este caso gana importancia la presencia de elementos asociados a hábitats con mayor grado de aridez en detrimento de otros típicos de medios húmedos y subhúmedos. Además, también existen poblaciones únicas en relación con el resto de regiones españolas, que suelen corresponder a poblaciones marginales e incluso aisladas, destacando sobremanera por su relevancia las subpoblaciones insulares de *Chalcides* sp.. En el caso concreto del Archipiélago de Chafarinas, estas particularidades supusieron que fuera calificado como Zona de Interés Herpetológico Importante en el Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España, realizado con anterioridad al presente atlas.

En Melilla, la alteración o la destrucción de hábitats asociadas a la intensa presión antrópica sobre el territorio es la principal amenaza para los anfibios y reptiles. Además, otros factores significativos son la carencia de una adecuada cobertura legal, la mortalidad por atropellos y la presencia de gatos asilvestrados. En los islotes y peñones, los factores de riesgo más relevantes son la depredación por animales antropófilos (gatos cimarrones y ratas) y una alta fragilidad causada por el reducido número de efectivos poblacionales. En las Chafarinas, se ha citado una afección negativa a los microhábitats de los reptiles causada por la desmesurada proliferación de la Gaviota Patiamarilla. Finalmente, la existencia de importantes carencias en cuanto a conocimiento de la realidad regional, supone otro problema añadido para la adopción de las oportunas medidas de conservación.

La Ciudad Autónoma de Melilla ha emprendido recientemente la realización de la Estrategia Regional para la Conservación de la Biodiversidad, aunque sólo se encuentra en la fase previa de inventariado, iniciativa que deberá proporcionar el contexto adecuado para la implantación de medidas jurídicas de protección de su singular herpetofauna. Además está desarrollándose el Catálogo de Especies Singulares, particularmente focalizado en la flora melillense, por lo que no incide directamente en la conservación de los anfibios y reptiles. Asimismo, de acuerdo con lo establecido en la Directiva 92/43/CEE, recientemente se han realizado dos propuestas de Lugares de Importancia Comunitaria, aunque esta figura ofrece escasa cobertura a las especies de distribución exclusivamente norteafricana, que serían posiblemente las que requieren una mayor atención. Por otra parte, el Pinar de Rostrogordo se encuentra calificado como parque periurbano, careciendo en la actualidad de plan de gestión. Finalmente, las Chafarinas han sido declaradas como Zona de Especial Protección para las Aves, medida que, aunque posee como objetivo general la conservación de las aves y de sus hábitats, puede redundar positivamente en las interesantes poblaciones de reptiles que alberga.

Referencias más significativas

MATEO (1990, 1991, 1997, 1998); SANTOS *et al.* (1998).

Francisco J. Martínez-Medina

Murcia

Murcia se halla en una de las regiones estructurales más complejas de la Península Ibérica. Entre las distintas partes territoriales que configuran el conjunto regional, existen acusados contrastes ambientales. El clima se manifiesta irregular, con diferencias térmicas notables entre el litoral y el interior, y precipitaciones globalmente escasas.

En el contexto de la Península Ibérica y de otras zonas del sur de Europa, la Comunidad de Murcia puede considerarse un área con relativa pobreza de especies de reptiles y anfibios. Un total de 19 especies de reptiles y 11 de anfibios habitan el área terrestre de esta zona de Iberia. En sus aguas cercanas a la costa mediterránea se ha citado la Tortuga boba, *Caretta caretta*. La mayoría de especies responde a un patrón biogeográfico mediterráneo, con especies de origen magrebí y endemismos ibéricos, así como algunas especies de procedencia eurasiática.



La información corológica de los herpetos de esta región puede considerarse como bastante satisfactoria a nivel global (anfibios y reptiles). No obstante existe una laguna bastante amplia de carencia de información en la zona occidental y suroccidental, principalmente en lo que a anfibios se refiere.

La mayor parte de las especies que habitan la Comunidad Murciana son especies comunes de la herpetofauna ibérica. Sin embargo, y en contraste con este hecho, encontramos una especie, la Tortuga mora (*Testudo graeca*), cuyas poblaciones naturales españolas son escasas y muy localizadas, siendo una de ellas la situada en el sur de la provincia de Murcia. Allí, las tortugas ocupan zonas relativamente áridas de vegetación arbustiva de pequeño porte, pudiendo encontrarse desde el nivel del mar hasta los 1.000 m de altitud. Otras especies, como *Salamandra salamandra* o *Hyla meridionalis* resultan muy poco abundantes debido a la escasez de hábitats adecuados para el desarrollo de su ciclo vital.

Los factores de amenaza que afectan a los herpetos de Murcia, no difieren mucho de los que pueden soportar estos animales en otros lugares de España. Así, la destrucción de hábitats naturales tanto para el desarrollo urbanístico y de infraestructuras viarias, como la derivada de la aplicación de técnicas actuales en agricultura (utilización de productos fitosanitarios, abandono de albercas y acequias de riego), son las causas que más inciden negativamente sobre las poblaciones de reptiles y anfibios. No obstante, cabe decir que la transformación de amplias superficies en campos de cultivo con la consiguiente creación de balsas artificiales para su riego se traduce en una red de puntos de agua permanentes que benefician puntualmente a especies como *Bufo bufo* o *Rana perezi*, que llegan a ser abundantes en estas zonas.

Particular atención merecen los incendios que pudieran ocasionarse en el área de distribución de la Tortuga mora, debido a la inadecuación de los mecanismos de escape de estos animales ante esa eventualidad. El aumento del tráfico rodado puede resultar asimismo un factor de amenaza tanto en el caso particular de las tortugas, como a nivel global. En todo caso cabe señalar en la Comunidad Autónoma de Murcia la ausencia de herpetos introducidos, como factor de amenaza por depredación o competencia.

Referencias más significativas

CALVO & LÓPEZ-BERMÚDEZ (1992); PLEGUEZUELOS (ed. 1997).

Vicente Roca, Pilar Navarro & Javier Lluch

Navarra

Los mapas de distribución de los anfibios y reptiles en Navarra muestran una alta representatividad, debido al amplio grado de cobertura realizado en su momento, que fue prácticamente total para la región, por lo que los eventuales huecos encontrados para ciertos grupos faunísticos responderían a las inadecuadas características del hábitat para acogerlos. Es el caso de la rarefacción de los urodelos que se aprecia en las zonas más xéricas de la provincia, en las Bardenas y Valle del Ebro. Otros, como los galápagos (*Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa*), deben ser objeto de un esfuerzo prospectivo ulterior y particularizado, que deberá contemplar tanto las



áreas con las principales poblaciones, para analizar su estatus real, como las cuencas prepirenaicas, de las que sólo se tienen datos dispersos, que muchas veces no alcanzan siquiera a diagnosticar la especie y se quedan en la sola confirmación de la presencia de galápagos. La situación geográfica estratégica, entre el Valle del Ebro y las estribaciones pirenaicas occidentales, y la consiguiente diversidad de hábitats, son la causa del encuentro de faunas de diverso origen en la región, si bien la riqueza específica no resulta muy elevada (43 especies, 16 de anfibios y 27 de reptiles), debido a la escasez de endemismos ibéricos, que apenas alcanzan este territorio alejado de los sectores de especiación ibéricos. Los más significativos son las formas autóctonas pirenaicas, *Euproctus asper* y *Rana pyrenaica*. Algunas especies europeas encuentran en Navarra uno de sus límites meridionales (*Rana dalmatina*, *Coluber viridiflavus*, *Elaphe longissima*), cuyos perfiles de distribución quedan bien reflejados en sus respectivos mapas de distribución y, en sentido contrario, ciertas especies de ámbito preferente y origen meridionales (*Chalcides bedriagai*, *Blanus cinereus*, *Acanthodactylus erythrurus*, *Psammotromus hispanicus*) apenas sobrepasan el valle del Ebro, encontrando en el sur de la provincia uno de sus límites septentrionales. El área de distribución cubierta en sus respectivos mapas es susceptible de ligera ampliación, siendo este grupo de especies uno de los más necesitados de atención futura (incluyendo *Vipera latasti*), junto con los citados galápagos y *R. pyrenaica*, especie de la que ni siquiera se conoce el borde sur y occidental de su distribución en Navarra. La pérdida del hábitat natural, especialmente en la mitad sur (retazos de encinar, setos, ribazos), que fue sustituido por los cultivos extensivos y, últimamente, por el regadío, es la amenaza más grave a la que se enfrenta la herpetofauna. Los anfibios y reptiles acuáticos padecen además la contaminación de los barrancos y masas de agua donde concentran sus puestas, por la acumulación de agentes fitosanitarios y las rutinas inadecuadas de la agricultura, tales como los incendios de la orla de vegetación en charcas, la destrucción de la ripisilva, los dragados en períodos de alta vulnerabilidad para las especies, o la destrucción directa de humedales para la puesta en producción de los correspondientes suelos (praderas, maizales); fenómeno éste especialmente extendido en la mitad norte de la provincia, que teniendo el régimen de precipitaciones más elevado, presenta paradójicamente un déficit de masas de agua, por el secular drenaje de los terrenos llanos y pies de monte, y la orografía accidentada de las estribaciones pirenaicas, poco propicia a la retención del agua. El Decreto Foral 563/1995 (B.O.N., de 27 de noviembre de 1995) incluye en el Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra tres herpetos (*Triturus alpestris*, *R. dalmatina* y *E. orbicularis*) en la categoría de Sensibles a la alteración de su hábitat, y otros once en la de Interés especial. Las especies acuáticas encuentran un cierto grado de protección en el Decreto Foral 4/1997 (B.O.N., de 13 de enero de 1997), por el que se creó el Inventario de Zonas Húmedas de Navarra.

A falta de un Libro Rojo regional, en lo que a anfibios se refiere se ha elaborado un primer borrador para la Revisión del Catálogo de Especies Amenazadas de Navarra y Propuesta de Aplicación de Categorías de Amenaza según Criterios de la UICN (2001), en el que se recogen, además de los dos anfibios arriba mencionados, otras tres especies (*Discoglossus jeanneae*, *Pelobates cultripes* y *R. pyrenaica*), todas ellas en la categoría de Vulnerable.

Referencias más significativas

ALCALDE & PATIÑO (1989); ARRIBAS *et al.* (1995); BERGERANDI & GOSÁ (1998a, 1998b); GOSÁ & BERGERANDI (1996).

Alberto Gosá

País Vasco

La prospección que ha seguido a la publicación pionera del Atlas regional en 1985, en áreas del Oeste y Sur, particularmente de las comarcas de las Encartaciones y Valdegovía, Valle de Ayala y ribera del Ebro, ha permitido cubrir la práctica totalidad de la región, tanto para anfibios como para reptiles, habiéndose alcanzado una alta representatividad para ambos grupos. El importante aporte de observaciones realizado para las especies meridionales ha cubierto vacíos, especialmente en la zona del Ebro, siendo *Discoglossus jeanneae* y *Lacerta lepida* los taxones que más amplían su área de distribución remontando, especialmente el reptil, hasta zonas próximas a la cornisa, de elevada influencia oceánica. Sin embargo, algunas especies permanecen todavía muy poco conocidas, como *Emys orbicularis*—el Ebro debe ser prospectado para localizar a este galápagos— o *Psammodromus hispanicus*, que podría encontrarse en las tierras bajas de la Rioja Alavesa. La reducida extensión del territorio bajo influencia del clima mediterráneo en el País Vasco limita la expansión septentrional de las especies más termófilas, que no superan la barrera natural del Ebro (*Pelobates cultripes*, *Psammodromus algirus*, *Malpolon monspessulanus*, *Elaphe scalaris*), de manera que apenas le alcanzan los endemismos originados en la mitad sur de la Península Ibérica, por lo que la herpetofauna regional es de procedencia mayoritariamente europea. La riqueza específica no es, por tanto, elevada (42 especies, de las que 17 corresponden a anfibios y 25 a reptiles), y más si tenemos en cuenta que recientemente ha recibido un aporte de especies introducidas (*Tarentola mauritanica*, *Trachemys scripta*, *Podarcis pytiusensis*). Por el contrario, las especies originadas en el noroeste ibérico encuentran las condiciones bioclimáticas apropiadas en la cornisa cantábrica y se expanden profusamente (*Vipera seoanei*) en las áreas apropiadas a sus requerimientos ecológicos (*Triturus alpestris cyreni*), o aparecen más o menos repartidas en núcleos actualmente incomunicados (*Rana iberica*, *Lacerta schreiberi*). De forma testimonial, *Euproctus asper* permanece en algún torrente del territorio oriental guipuzcoano. El diferente grado de conservación medioambiental que registran las provincias del norte (Vizcaya y Guipúzcoa), frente al de Álava influye en la situación que presentan sus poblaciones de herpetos. La elevada demografía ha propiciado la urbanización e industrialización de las primeras, modificando intensamente el antiguo paisaje forestal y sustituyendo los robledales, hayedos y bosques mixtos de frondosas por plantaciones de coníferas exóticas. El hábitat de los herpetos ha resultado profundamente alterado, y afectada negativamente su abundancia. Un caso ilustrativo es el de *Rana dalmatina*, en la actualidad distribuida exclusivamente en los marojales, robledales y hayedos alaveses. La destrucción del hábitat forestal ha corrido paralela a la de los humedales, además asentados en una orografía poco propicia a la instalación de ecosistemas estables y de compleja composición. La invasión continua de los escasos suelos costeros que quedan por urbanizar, para la instalación de polígonos industriales y complejos deportivos y de ocio, amenaza las últimas poblaciones de herpetos a nivel del mar. La reciente introducción de galápagos exóticos puede estar afectando a las poblaciones autóctonas, de las que apenas se poseen datos. El Decreto 167/1996 (B.O.P.V., de 9 de julio de 1996), que regula el Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y Flora, Silvestre y Marina, recoge a *Hyla meridionalis* como especie en Peligro de Extinción; a la población localizada en Txingudi de *Bufo calamita*, a *Rana dalmatina* y *Emys orbicularis* las califica como Vulnerables; a *Triturus alpestris* y *Discoglossus jeanneae* como Raras y otras 10 especies quedan catalogadas como de Interés Especial, la mitad de las cuáles corresponde a formas meridionales. Posteriormente *Mauromys leprosa* ha sido catalogada como especie Vulnerable (Orden de 8 de julio de 1997, B.O.P.V.). *Hyla meridionalis* es objeto en la actualidad del correspondiente Plan de Gestión (Orden Foral de 10 de noviembre de 1999, Boletín Oficial de Gipuzkoa), derivado de su condición de especie en peligro de extinción.



Referencias más significativas

ARRAYAGO & BEA (1985); BEA (1998); DOMINGO (1995); ETXEZARRETA & RUBIO (1998); GOSÁ & BERGERANDI (1998).

Alberto Gosá

Comunidad Valenciana

En la Comunidad Valenciana, las 11 especies de anfibios y 27 de reptiles autóctonos (incluidas las tortugas marinas *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* y *Dermochelys coriacea*) caracterizan una comunidad herpetológica de relativa pobreza. La práctica totalidad de las especies son comunes en el conjunto de la Península Ibérica y sólo *Podarcis atrata*, limitada al archipiélago de las Columbretes (Castellón), es un endemismo exclusivo. El único herpeto introducido que mantiene poblaciones estables es *Trachemys scripta*.



Los mapas de distribución, tanto de anfibios como de reptiles, muestran un alto grado de representatividad en las tres provincias, sin lagunas corológicas destacables. No obstante, las cuadrículas litorales parecen estar más intensamente prospectadas que las del interior. Sin embargo, es en las primeras donde los factores de amenaza se ponen de manifiesto de forma más notable.

Parecen requerir muestreos más intensos aquellas especies más escasas o de hábitos más crípticos (*Blanus cinereus*, *Chalcides bedriagai*, *Macroprotodon cucullatus*) o las que están exclusivamente representadas a partir de referencias antiguas, no confirmadas o alejadas del resto de su área de distribución (*Salamandra salamandra*, *Hyla meridionalis*). En este mismo sentido hay que significar que las citas de ambos testudínidos (*Testudo graeca* y *Testudo hermanni*) no representan poblaciones naturales sino referencias de individuos cautivos huidos o liberados.

Más que por marcadas diferencias fisiográficas o climáticas (los puntos más alejados de la costa no lo están más de 100 kilómetros y si bien las temperaturas medias sí son variables, no lo es tanto la pluviosidad), en las comarcas litorales existe una intensa presión antrópica responsable de un alto grado de destrucción de hábitats favorables para los herpetos. La gran actividad agrícola y turística de estas zonas litorales, densamente pobladas, está en relación directa con el descenso de los niveles freáticos resultado de la sobreexplotación de los acuíferos y su salinización, el aumento de la contaminación química provocada por el uso incontrolado de productos fitosanitarios, fertilizantes y desechos domésticos e industriales, la destrucción o fragmentación de hábitats naturales resultado de la transformación agrícola (quemadas de rastrojos, intubado de canalizaciones, cambios en los sistemas de riego, ...) o la urbanización y construcción de infraestructuras y redes viarias. Todo ello sin olvidar la presión antrópica directa (capturas, coleccionismo, persecución por aversión...), la introducción de especies alóctonas (peces de interés deportivo, cangrejo americano, galápagos de Florida...) o el incremento en el riesgo de incendios.

En la actualidad no existe legislación autonómica específica ya que el Catálogo Valenciano de Especies Amenazadas de Fauna, creado y regulado por el Gobierno Valenciano (Decreto 265/1994) fue derogado por sentencia del Tribunal Superior de Justicia de la Comunidad Valenciana (25/3/97) sin que prosperase el posterior recurso de casación interpuesto (auto del Tribunal Supremo de 25/9/98). Por lo tanto las medidas de protección aplicables proceden exclusivamente de la Ley 4/1989 y Real Decreto 439/1990 (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas) y, en el caso de las especies no incluidas en el mismo, del Real Decreto 1997/95 que adapta la Directiva Hábitats (92/43/CEE).

Referencias más significativas

BARBADILLO *et al.* (1999); LACOMBA & SANCHO (1999); PIQUERAS HABA (1992); PLEGUEZUELOS (ed.1997).

Javier Lluçh, Pilar Navarro & Vicente Roca

Bibliografía

- ALCALDE, J.T. & PATIÑO, F. (1989): *Estudio de las poblaciones de anfibios de charcas de montaña del oeste de Navarra*. Servicio de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra. Inédito.
- ALCOVER, J. A., MCMINN, M. & ALTABA, C. R. (1994): Eivissa - A Pleistocene Oceanic-Like Island in the Mediterranean. *Research & Exploration* 10 (2): 236-238.
- ÁLVAREZ LÓPEZ, E. (1927): La distribución de los anfibios ibéricos y su interés para la Zoogeografía peninsular. *Asociación Española para el Progreso de las Ciencias*, 4: 285-316.
- ANDREU, A. C., DÍAZ-PANIAGUA, C. & KÉLLER, C. (2000): *La Tortuga Mora (Testudo graeca L.) en Doñana*. Monografías de Herpetología, vol. 5 (AHE), Barcelona. 70 pp.
- ARRAYAGO, M. J. & BEA, A. (1985): Caracterisation du biotope des grenouilles rousses dans le Pays Basque. *Bull. Soc. Herp. Fr.*, 33: 33-36.
- ARRIBAS, O. (1982): Primeras notas herpetológicas de la provincia de Soria. *Doñana Act. Vert.*, 9: 385-388.
- ARRIBAS, O. (1983): Nota preliminar de los anfibios y reptiles de la provincia de Soria en cartografía reticular U.T.M. (Universal Transverse Mercator). *Butlletí de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia*, 4: 8-12.
- ARRIBAS, O., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (1995): *Rana pyrenaica*, una especie desconocida. *Gorosti*, 11: 61-68.
- ASTUDILLO, G. & PRIETO, J. (1998): Reserva Nacional de caza de la Serranía de Cuenca, pp. 99-101, in: *Inventario de áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Col. Técnica. ICONA. Madrid, 237 pp.
- ASTUDILLO, G., GARCÍA-PARÍS, M., PRIETO, J. & RUBIO, J.L. (1993): Primeros datos sobre la distribución de anfibios y reptiles en la provincia de Guadalajara (Castilla-La Mancha, España). *Rev. Esp. Herp.*, 7: 75-88.
- AYLLÓN, E. & ZAMORA, F. (2000): Anfibios y Reptiles de los humedales de los Montes, pp. 182-189, in: Varios Autores, *Humedales de Ciudad Real*. Esfagnos, Talavera de la Reina.
- BALADO, R.; BAS, S. & GALÁN, P. (1995): Anfibios e reptiles, pp. 65-170, in: Consello da Cultura Galega y Sociedade Galega de Historia Natural (eds.), *Atlas de Vertebrados de Galicia. Aproximación a distribución dos Vertebrados terrestres de Galicia durante o quinquenio 1980-85. Tomo 1: Peixes, Anfibios, Réptiles e Mamíferos*. Agencia Gráfica, S. A., Santiago de Compostela.
- BARBADILLO, L.J. (1983): Sobre la distribución de anfibios y reptiles en la provincia de Burgos. *Bulletí de la Societat Catalana d'Ictiologia i Herpetologia*, 5: 10-17.
- BARBADILLO, L.J. (1986): Nuevas citas herpetológicas para la provincia de Burgos. *Rev. Esp. Herp.*, 1: 59-62.
- BARBADILLO, L.J., LACOMBA, I., PÉREZ-MELLADO, V., SANCHO, V. & LÓPEZ-JURADO, L.F. (1999): *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta, Barcelona, 419 pp.
- BARBERA, J.C., AYLLÓN, E., TRILLO, S. & ASTUDILLO, G. (1999): Atlas provisional de distribución de los anfibios y reptiles de la provincia de Cuenca (Castilla-La Mancha, España). *Zool. Baet.*, 10: 123-148.
- BAS, S. (1983): Anfibios y reptiles, pp. 1-54, in: *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-1979*. Monogr. Univ. Santiago de Compostela, 73.
- BAS, S. (1984): Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de Galicia, un Ensayo de Síntesis. *Amphibia-Reptilia*, 5: 289-310.
- BAUCELLS, J., CAMPRODON, J. & ORDEIX, M. (1998): *La fauna vertebrada d'Osona*. Lynx. Barcelona.
- BEA, A. (1998): Anfibios y Reptiles, pp. 51-94, in: Álvarez, J. et al., *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, Gobierno Vasco.
- BERGERANDI, A. & GOSÁ, A. (1998a): Parque Natural de las Sierras de Urbasa y Andía, pp. 183-186, in: Santos, X. et al. (coords.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- BERGERANDI, A. & GOSÁ, A. (1998b): Sierra de Aralar, pp. 187-190, in: Santos, X. et al. (coords.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- BLANCO, J. M., MÁRQUEZ, A., SÁEZ, J., SÁNCHEZ-GARCÍA, B. & SÁNCHEZ-GARCÍA, I. (1995): *Los Anfibios y Reptiles de la Provincia de Cádiz*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla. 115 pp.
- BLASCO, M. (ed.) (1999). *El Cultivo de Anfibios y Reptiles*. Cámara de Comercio e Industria de Cáceres, 393 pp.
- BLASCO, M., CRESPILO, E., ROMERO, J. & SÁNCHEZ, J.M. (1985): *El camaleón común (Chamaeleo chamaeleon L.) en la península ibérica*. Monografía 43, ICONA, Madrid.

- BLASCO, M., PALOMINO, L., FERNÁNDEZ, M.D. & PULA, H.J. (1999): *La Comercialización de Productos Alternativos de Extremadura. La Tenca, la Rana y el Lagarto*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Extremadura, Mérida, 208 pp.
- BLASCO, M., PÉREZ-BOTE, J.L., DA SILVA, E. & MORÁN, R. (1994): Herpetología y Acuicultura. ¿Posiciones encontradas? *Act. III Congr. Luso-Español Herpetol., Badajoz*, 42.
- BOSCH, J.; MARTINEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M. (2001): Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad in protected areas of Central Spain. *Biol. Conserv.*, 97 (3): 331-337.
- BRANA, F. (1984): *Biogeografía, biología y estructura de nichos de la taxocenosis de saurios de Asturias*. Tesis doctoral, Universidad de Oviedo.
- BRANA, F., FRECHILLA, L. & ORIZAOLA, G. (1996): Effect of introduced fish on amphibian assemblages in mountain lakes of Northern Spain. *Herpetological Journal*, 6: 145-148.
- CABRERA, F. & FLOX, L. (2000): Anfibios y Reptiles de los humedales de La Mancha, pp. 132-137, in: Varios Autores, *Humedales de Ciudad Real*. Esfagnos, Talavera de la Reina.
- CABRERA, F., AYLLÓN, E., FLOX, L., GOSALVEZ, R.U., HERNANDEZ, J.M., MORALES, M. & ZAMORA, F. (2002): Problemas de conservación de anfibios y reptiles de la provincia de Ciudad Real. *Quercus* (en prensa).
- CALVO, F. & LÓPEZ-BERMÚDEZ, F. (1992): Murcia, pp: 337-499, in: Bosque, J. & Vilà, J. (eds.), *Geografía de España, Tomo 10*. Planeta, Barcelona.
- CAMPRODÓN, J. & PLANA, E. (eds.) (2002): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación en la fauna vertebrada*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya & Edicions Universitat de Barcelona. Barcelona. 469 pp.
- CUADRADO, M. (1999): *Plan de conservación del Camaleón común*. Dirección General de Gestión del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla. 74 pp.
- DA SILVA, E. (1994): Contribución al Atlas herpetológico de la provincia de Badajoz. I: Anfibios. *Rev. Esp. Herp.* (1994) 8: 87-94.
- DA SILVA, E. (1995): Contribución al Atlas Herpetológico de la provincia de Badajoz. II. Reptiles. *Rev. Esp. Herp.* (1995) 9: 49-56.
- DE LA RIVA, I., DORDA, J., GARCÍA-PARÍS, M., LÓPEZ, P., MARTÍN, J., SALVADOR, A. (1998): *Plan de acción de los anfibios y reptiles de la Comunidad de Madrid*. Convenio de Colaboración CAM-CSIC, Noviembre 1998, Madrid. 127 pp.
- DOE (2001): Decreto 37/2001 de 6 de marzo, por el que se regula el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Extremadura. *D.O.E.*, 30: 2.349-2.364.
- DOMINGO, M. A. (1995): Nuevos datos sobre la distribución del lagarto ocelado *Lacerta lepida* (Daudin, 1802) en la provincia de Álava (País Vasco). *Munibe*, 47: 111-112.
- DUGUY, R., MARTÍNEZ-RICA, J.P., & SAINT GIRONS, H. (1979): La répartition des vipères dans les Pyrénées et les régions voisines du nord de l'Espagne. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse*, 115: 359-377.
- EGMACE (2002): *Plan Técnico de Evaluación del Estatus Poblacional de la Salamandra Norteafricana* (Salamandra algira) en la Ciudad Autónoma de Ceuta. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente, Ceuta.
- ETXEZARRETA, J. & RUBIO, X. (1998): Notas sobre la biología reproductora y situación actual de la ranita meridional (*Hyla meridionalis*, Boettger, 1874) en el País Vasco. *Munibe*, 50: 77-83.
- FALCÓN, J.M. (1982): *Los anfibios y reptiles de Aragón*. Ed. Librería General. Col. Aragón. Zaragoza.
- FALCÓN, J.M. & CLAVEL, F. (1987): Nuevas citas de anfibios y reptiles en Aragón. *Rev. Esp. Herp.*, 2: 83-130.
- FERNÁNDEZ-CARDENETE, J.R., LUZÓN-ORTEGA, J.M., PÉREZ-CONTRERAS, J. & TIerno DE FIGUEROA, M. (2000): Revisión de la Distribución y Conservación de los anfibios y reptiles en la provincia de Granada (España). *Zool. Baet.*, 11: 77-104.
- FRANCO, A. & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, M. (eds.) (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Junta de Andalucía, Sevilla. 336 pp.
- FRITZ, U. (1992): Zur innerartlichen Variabilität von *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) 2. Variabilität in Osteuropa und redefinition von *Emys orbicularis orbicularis* (Linnaeus, 1758) und *E.o. hellenica* (Valenciennes, 1832). *Zoologische Abhandlungen Staatliches Museum für Tierkunde Dresden*, 47: 37-76.
- GALÁN, P. & FERNÁNDEZ ARIAS, G. (1993): *Anfibios e réptiles de Galicia*. Edicións Xerais. Vigo. 501 pp.
- GALÁN, P. (1993): Los Anfibios y Reptiles de Galicia, pp. 841-860, in: *Guía de la Naturaleza de Galicia*. Faro de Vigo (ed.), Vigo.

- GALÁN, P. (1997a): Colonization of spoil benches of an opencast lignite mine in Northwest Spain by amphibians and reptiles. *Biol. Conserv.*, 79: 187-195.
- GALÁN, P. (1997b): Declive de poblaciones de anfibios en dos embalses de La Coruña (Noroeste de España) por introducción de especies exóticas. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 38-40.
- GALÁN, P. (1999a): *Conservación de la herpetofauna gallega. Situación actual de los anfibios y reptiles de Galicia*. Universidade da Coruña. Servicio de Publicacións. Monografía, 72. A Coruña. 286 pp.
- GALÁN, P. (1999b): Declive y extinciones puntuales en poblaciones de baja altitud de *Lacerta monticola cantabrica*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 47-51.
- GARCÍA-PARÍS, M., MARTÍN, C., DORDA, J., ESTEBAN, M. (1989): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de Madrid. *Rev. Esp. Herp.*, 3: 237-257.
- GISBERT, J., GARCÍA-PEREA, R. & SAN SEGUNDO, C. (1986): Atlas provisional de los anfibios y reptiles de las Sierras de Gredos (España Central). *Rev. Esp. Herp.*, 1: 143-174.
- GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P. (1988): *Anfibios y Reptiles de la Provincia de Huelva*. Ertisa, Huelva. 238 pp.
- GONZÁLEZ-ÁLVAREZ, F. (1991a): *Hyla arborea*. *Asturnatura* 10: 28-30.
- GONZÁLEZ-ÁLVAREZ, F. (1991b): *Rana perezi*. *Asturnatura* 10: 36-38.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1996): La herpetofauna en Navarra: conocer para gestionar. II: La conservación. *Gorosti*, 12: 67-82.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1998): Parque Natural de Urkiola, pp. 193-195, in: Santos, X. et al. (coords.), *Inventario de las Áreas Importantes para los Anfibios y Reptiles de España*. Colección Técnica, Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.
- GOSALVEZ, R.U., HERNANDEZ, J.M., & MORALES, M. (2000): Anfibios y Reptiles de los humedales del Campo de Calatrava, pp. 70-79, in: Varios autores, *Humedales de Ciudad Real*. Esfagnos. Talavera de la Reina.
- LACOMBA, I. & SANCHE, V. (1999): Atlas de anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 10: 2-10.
- LIZANA, M. (coord.) (2002): *Atlas de distribución y estado de conservación de los anfibios y reptiles de Castilla y León*. Informe inédito a la Junta de Castilla y León, Marzo 2002.
- LIZANA, M., CIUDAD, M.J., GIL, M., GUERRERO, F., PÉREZ-MELLADO, V. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R. (1991): Nuevos datos sobre la distribución de los anfibios y reptiles en el macizo central de la Sierra de Gredos. *Rev. Esp. Herp.*, 6: 61-80.
- LIZANA, M., DEL ARCO, C., MORALES, J. J., BOSCH, J., CEJUDO, D., LÓPEZ-GONZÁLEZ, F. J., GUTIÉRREZ, J. & MARTÍN-SÁNCHEZ, R. (1995): Atlas provisional de la herpetofauna en el Sistema Central segoviano. *Rev. Esp. Herp.*, 9: 113-132.
- LLORENTE, G. A.; MONTORI, A.; SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. (1995): *Atlas dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra*. Ed. El Brau, Figueres.
- MARTÍNEZ-RICA, J. P. (1998): *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758), pp. 202-204, in: J. M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española, Granada.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & ACEITUNO, J. (2001): Primeras citas de ranita meridional en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 184: 36.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & BOSCH, J. (2001): Peligro para los anfibios de las canteras madrileñas de Alpedrete. *Quercus*, 188: 54-55.
- MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. (2001): Distribución y estado de conservación de *Alytes obstetricans* y *Pelodytes punctatus* en el Sureste de Madrid. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (1): 37-41.
- MATEO, J. A. (1990): Aspectos biogeográficos de la fauna reptiliana en las islas españolas. *Rev. Esp. Herp.*, 4: 31-44.
- MATEO, J. A. (1991): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas, Peñón de Vélez de la Gomera, Peñón de Alhucemas e islotes. *Rev. Esp. Herp.*, 5: 37-41.
- MATEO, J. A. (1997): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas y los peñones de Alhucemas y Vélez de la Gomera, pp. 451-464, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Universidad de Granada-AHE, Granada.
- MATEO, J. A. (1998): Archipiélago de Chafarinas, pp. 181-182, in: Santos, X., Carretero, M. A., Llorente, G. A. & Montori, A. (coords.), *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. ICONA, Madrid.

- MATEO, J. A., PLEGUEZUELOS, J. M., GENIEZ, P., FAHD, S. & MARTÍNEZ-MEDINA, F. J. (2002 –en prensa–): *Los Anfibios y Reptiles de Ceuta y su entorno*. Instituto de Estudios Ceutíes, Ceuta.
- MEIJIDE, M. W. (1981): Una nueva población de *Lacerta sicula* Rafinesque para el norte de España. *Doñana, Act. Vert.*, 8: 304-305.
- MEIJIDE, M. W. (1985): Variaciones merísticas y de diseño en dos poblaciones de lagartija italiana (*P. sicula*) en Iberia. *Doñana, Act. Vert.*, 12: 324-326.
- MEIJIDE, M.W., MEIJIDE, F. & ARRIBAS, O. (1994): Atlas herpetológico de la provincia de Soria. *Rev. Esp. Herp.*, 8: 45-57.
- MELLADO, J., JIMÉNEZ, L., GÓMEZ, J. J. & SANJUÁN, M. (2001): *El camaleón en Andalucía. Distribución actual y amenazas para su supervivencia*. Fundación Alcalde Zoilo-Ruiz-Mateos. Col. Rabeta Ruta, 6. Rota (Cádiz). 147 pp.
- OLMEDO, G. (1997): *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810), pp. 246-248, in: Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Universidad de Granada y Asociación Herpetológica Española, Granada.
- ORTEGA, M. & FERRER, C. (2000): *Los anfibios del Alto Aragón*. Ed. Instituto de estudios altoaragoneses. Col. Cuadernos altoaragoneses de trabajo, 23. Huesca.
- PALOMO, J.A. (1993): Atlas provisional de los Anfibios y Reptiles de Extremadura. *Aegyptius*.
- PASTOR, P. (1859): *Apuntes sobre la fauna asturiana, bajo su aspecto científico e industrial*. Ayalga Ed., Salinas, 1987.
- PÉREZ, C., VALDÉS, P., & PIS-MILLÁN, J. A. (2001): *Tortugas marinas en la costa asturiana (norte de España)*. Libro de Resúmenes de la XIV Reunión Bienal de la Real Sociedad Española de Historia Natural, Murcia.
- PÉREZ-MELLADO, V. (1983): La herpetofauna de Salamanca: Un análisis biogeográfico y ecológico. *Salamanca, Revista de Estudios*, 9-10: 9-78.
- PIQUERAS HABA, J. (1992): Comunidad Valenciana, pp: 9-335, in: Bosque, J. & Vilà, J. (eds.), *Geografía de España*, Vol. 10. Planeta, Barcelona.
- PLEGUEZUELOS, J. M. & MORENO, M. (1990): *Atlas herpetológico de la provincia de Jaén*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- PLEGUEZUELOS, J. M. (1989): Distribución de los reptiles de la provincia de Granada (SE. Península Ibérica). *Doñana, Act. Vert.*, 16: 15-44.
- PLEGUEZUELOS, J.M. (ed.) (1997): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías de Herpetología, 3. Granada. 542 pp.
- POLLO, C.J., VELASCO, J.C. & GONZÁLEZ-SANCHEZ, N. (1988): Datos sobre la herpetofauna de la provincia de Zamora. *Rev. Esp. Herp.*, 3 (1): 121-126.
- SAN SEGUNDO, C. & FERREIRO, E. (1987): Estudio y catalogación de los anfibios en la Sierra de Gredos. *Cuadernos Abulenses*, 7: 67-92.
- SÁNCHEZ, J. & RUBIO, J. L. (1996): Atlas preliminar de los anfibios y reptiles de las sierras prebéticas albacetenses. *Al-Basit* 38: 5-30.
- SANTOS, X., CARRETERO, M. A., LLORENTE, G. A. & MONTORI, A. (coord.) (1998): *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Ministerio de Medio Ambiente. Colección Técnica, Madrid. 237 pp.
- SCV (2001): El atlas de anfibios y reptiles de Ciudad Real. *Bol. S.C.V.* 8-9: 19-27.
- SERRANO, J., TORRIJO, A., CANO, J. L., LAGARES, J. L., LIBREROS, C., MARTÍN, M. A., PUEYO, J. M., ROSADO, F., RUIZ, J. & SÁNCHEZ, A. (2001): Atlas provisional de anfibios y reptiles de la provincia de Teruel. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 12 (2): 62-70.
- SEVILLA, L. (1998): Montes de Toledo y Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, pp. 94-98, in: *Inventario de áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid. 237 pp.
- TERRASA, B., CAPÓ, M.C., PICORNELL, A., CASTRO, J.A. & RAMÓN, M.M. (2001): Genetic differentiation of endemic species of the genera *Podarcis* in the Balearic archipelago inferred from partial cytochrome *B* sequences, p. 64, in: Pérez-Mellado, V. (ed.), *Abstracts of the Fourth International Symposium on the lacertids of the Mediterranean basin*, Maó.
- VENTO, D., PÉREZ, C. & SÁNCHEZ, I. (2000): Nuevos datos sobre la distribución de la herpetofauna de Castilla-La Mancha. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (2): 54-58.
- VIVES-BALMAÑA, M.V. (1990): *Contribució al Coneixement de la Fauna Herpetològica de Catalunya*. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.

- WADE, E. (1988): Intraspecific variation in the colubrid snake genus *Macroprotodon*. *The Herpetological Journal*, 1 (6): 237-244.
- WADE, E. (2001): Review of the False Smooth snake genus *Macroprotodon* (Serpentes, Colubridae) in Algeria with a description of a new species. *Bull. nat. Hist. Mus. Lond. (Zool.)*, 67: 85-107.

Capítulo VIII

Áreas importantes para la herpetofauna española

José A. MATEO



1. Introducción

La publicación de un catálogo de áreas de interés para anfibios y reptiles tiene como objeto principal facilitar la protección de estos vertebrados en España y la de las zonas de mayor valor medioambiental en las que estos habitan. El documento pretende ser igualmente un instrumento que ayude a los gestores a establecer prioridades en proyectos de conservación y desarrollo, y una base sobre la que se puedan establecer planes de manejo y conservación de aquellas especies que se consideren amenazadas.

Hasta la fecha se han elaborado dos catálogos de Áreas de Interés para anfibios y reptiles en España, ambos realizados por la Asociación Herpetológica Española a instancias del Instituto para la Conservación de la Naturaleza y de la Dirección General para la Conservación de la Naturaleza del Ministerio del Medio Ambiente. El primero de los dos, terminado y entregado en el curso del año 1994, dio origen a una publicación aparecida en la Colección Técnica del Ministerio de Medio Ambiente (SANTOS *et al.* [eds.], 1998), y en él se establecía un total de 57 áreas importantes o muy importantes cuya irregular distribución venía determinada por el desigual esfuerzo desarrollado en cada región. En el segundo, que ha quedado inédito, se ofrecía una red de 105 áreas cuya importancia relativa se establecía siguiendo criterios subjetivos (MATEO [coord.], 1996).

Este inventario es una revisión de los dos anteriores, cuya información ha sido evidentemente reutilizada. En este tercer caso cada zona propuesta ha sido evaluada aplicando criterios establecidos *a priori*. Dichos criterios se basan en el grado de amenaza de las especies allí presentes, en la diversidad de los taxones y en su endemidad, y son tan sencillos que pueden ser aplicados sin necesidad de realizar un gran esfuerzo de prospección (ver GÄRDENFORS *et al.*, 1999). En este inventario se incluyen áreas para todas y cada una de las especies amenazadas del país, cuyo listado ha sido puesto al día en este libro siguiendo los criterios de la UICN (1994).

La red de áreas de interés está pensada para que recoja en su conjunto a la totalidad de la fauna herpetológica española, y para establecer zonas de protección especial para aquellas especies para las que el Estado Español y las Comunidades Autónomas tienen una mayor responsabilidad de conservación, ya sea porque su distribución en España sea un importante porcentaje del total, o por que se trate de taxones amenazados a nivel regional o mundial (véase ASTUDILLO & ARANO, 1995).

Se trata, en definitiva, de una lista que, sin ser exhaustiva, pretende ser lo más completa posible, y que ofrece la posibilidad de evaluar cualquier nueva zona sobre la que se disponga de información.

2. ¿Cuántas redes de áreas de interés deben crearse?

Los reptiles y los anfibios son dos grupos de vertebrados biológicamente muy diferenciados, pero que tradicionalmente han ido juntos en los tratados de zoología. Por esta razón cabe preguntarse si no hubiera resultado más efectivo crear dos redes de zonas de interés distintas, una para anfibios y otra para reptiles, de la misma manera que, por ejemplo, existe una independiente para las aves.

La respuesta a esta lógica pregunta debe estar basada, como el resto de los criterios, en razones de eficacia. Por un lado, ocurre que la inmensa mayoría de las listas de presencia de anfibios y reptiles de una zona suelen ir juntas, por lo que no es necesario recurrir a diferentes especialistas para obtenerlas. Por otro lado y, a pesar de sus evidentes diferencias biológicas, los anfibios y los reptiles presentan una capacidad de movimientos similar, por lo que las áreas de reproducción o invernada de unos y otros están siempre cerca, y no representan una dificultad de tipo metodológico a la hora de comparar datos. No se necesita por tanto diferenciar ambas clases geográficamente, por sus zonas de cría, de invernada, de paso, o cuellos de botella para la migración, como ocurre con las aves, lo que no solamente simplifica enormemente los criterios, sino que además permite reunir a anfibios y reptiles en un único paquete.

Cabe admitir sin embargo que este razonamiento no es aceptado por la totalidad de los expertos consultados, algunos de los cuales se decantaron por la elaboración de catálogos diferenciados para anfibios y reptiles.

3. ¿Pueden equipararse las zonas de interés continentales ibéricas, las de islas Macaronésicas, las de Baleares, las de los islotes ibéricos y las de las Ciudades Autónomas y otros territorios norteafricanos?

Es evidente que para áreas de superficie similar, las islas suelen tener menos diversidad específica, y los criterios de selección deben siempre tener esto en cuenta. Por eso para elaborar los catálogos de áreas de Canarias y Baleares, además de los de las numerosas islas e islotes del litoral ibérico hemos optado por darle menor importancia al número de especies. No hemos querido, sin embargo, establecer diferencias entre los diferentes archipiélagos e islotes para no dificultar en exceso la elaboración del catálogo.

El grado de endemidad de las especies isleñas también ha sido considerado en ocasiones un criterio a tener en cuenta para establecer áreas de interés (SANTOS *et al.* [eds.], 1998). Pero si bien es cierto que la riqueza de endemismos es siempre superior en las islas, no es menos verdad que la densidad con la que puede encontrarse la mayor parte de ellas suele ser también mucho mayor. En el catálogo que nos ocupa, estas especies endémicas y abundantes que no requieren programas de conservación no van a gozar de la importancia que se les ha dado en otras ocasiones.

Otro caso particular es el de las Ciudades Autónomas y otros territorios norteafricanos. Muchas de las especies presentes en estos enclaves no pueden encontrarse en el resto de España, por lo que puede caerse con facilidad en la tentación de considerarlas raras. Para evitar que algunas zonas de Melilla, Ceuta o Chafarinas pasaran por ello a ser erróneamente consideradas las de mayor valor herpetológico del país, hemos optado por aceptar como amenazada cualquier especie que cumpla los criterios mínimos para estar entre las Vulnerables, En Peligro o En Peligro Crítico en Marruecos (ver BONS & GENIEZ, 1996, y MATEO *et al.*, 2002).

4. ¿Qué características y extensión debe tener un área de interés?

La pregunta *¿Cómo debe ser un área a evaluar, grande y heterogénea, o pequeña y homogénea?* no resulta siempre fácil de contestar. Parece obvio pensar que cuanto mayor sea la zona estudiada, más posibilidades tendrá de reunir los criterios mínimos para ser considerada de interés. Por el contrario, el excesivo tamaño de un área puede hacer inaplicable cualquier medida de conservación.

Grande o pequeña, un área de interés debe ser una unidad geográfica cuya superficie sea la más conveniente para su conservación. Si una charca aislada entre monocultivos cerealistas se ajusta a alguno de los criterios sugeridos debe ser considerada un área de interés para anfibios y reptiles; si la charca forma parte de una red lacustre entonces será ésta la unidad de conservación; si a su vez esta red está localizada en una unidad geográfica de límites más o menos precisos, como un islote, una sierra o una comarca en la que se dan citas otras especies de interés, entonces ésta podría ser también la escala elegida.

Queremos sin embargo puntualizar que las islas mayores de Baleares y Canarias no han sido consideradas unidades geográficas de área en este catálogo, a diferencia de lo ocurrido en SANTOS *et al.* [eds.] (1998).

A veces resulta muy fácil establecer los límites de un área determinada, como es el caso de los islotes o las lagunas. Otras veces sin embargo la tarea no resulta tan sencilla y para determinar el borde de un área hay que recurrir a accidentes geográficos, como los cauces de ríos o las cuerdas de una sierra, así como las curvas de nivel; a infraestructuras, como carreteras o vías férreas, o a límites administrativos como términos municipales. Una de las premisas impuestas por motivos prácticos es que las áreas de interés no pueden traspasar las fronteras entre Comunidades Autónomas, salvo en el caso de los parques nacionales.

Cuando la zona evaluada ya estaba previamente protegida se ha optado por hacer coincidir los límites ya establecidos con los del área de interés. Conviene recordar, sin embargo, y así se le ha hecho ver a los diferentes colaboradores que han intervenido en la selección de áreas a evaluar, que debe evitarse por todos los medios sobrevalorar zonas protegidas en detrimento de otras que no lo están.

En algunos casos las Comunidades Autónomas han propuesto Lugares de Importancia Comunitaria (LIC) en función de sus reptiles y anfibios amenazados. Es lo ocurrido, por ejemplo, en Murcia con las

Tortugas Moras, en Baleares con el Ferreret, o en Canarias con los lagartos gigantes. En esos casos se ha respetado la delimitación propuesta, sin que ello haya supuesto en ningún caso el abandono de otras áreas que reúnan condiciones apropiadas.

5. ¿Cuánto tiempo debe mantenerse vigente el catálogo de áreas importantes?

En los últimos 10 años el número de especies de anfibios y reptiles oficialmente aceptado se ha visto incrementado de forma espectacular, pasando de las 79 consideradas en el último Libro Rojo (BLANCO & GONZÁLEZ, 1992), a los 108 de este libro. La evolución de nuevas técnicas aplicadas a la sistemática y el incremento del esfuerzo de prospección hacen más que previsible que en breve este número se incremente aún más.

Es posible, por ejemplo, que en pocos meses aparezcan nuevas poblaciones de algún lagarto canario gigante que hoy en día se considere extinto, o que en Ceuta o Melilla se detecte alguna especie que hace más de 15 años que no ha sido observada. También podría ocurrir que los estudios que varios equipos llevan a cabo con lagartijas del género *Podarcis* o con algunos grupos de anfibios demuestren que hay más especies de las que ahora consideramos.

Todo ello, junto al progresivo deterioro que han mostrado en las últimas décadas algunas especies hace recomendable que el inventario de Áreas de Interés sea revisado regularmente, con una periodicidad de cinco años.

6. Determinación de criterios objetivos

Ya nos hemos referido al hecho de que, con excepción de las tortugas marinas, los reptiles y anfibios raramente se desplazan grandes distancias para completar sus ciclos vitales, por lo que para construir una red de áreas importantes no es preciso establecer diferencias entre áreas de invernada, reproducción, etc. Esta escasa movilidad permite que la lista de criterios mínimos que debe cumplir un área para ser considerada de interés se reduzca notoriamente, haciendo mucho más simple todo el proceso de evaluación.

En nuestro caso, y siguiendo las recomendaciones de KERSHAW *et al.* (1995) y PETERSON & NAVARROSIGUENZA (1999), hemos considerado una combinación del grado de amenaza de las especies de una zona, de la diversidad y del número de endemismos para determinar áreas importantes. Así, una zona es de interés para anfibios y reptiles si cumple alguna de las condiciones de la siguiente serie, de interpretación sencilla:

1. que tenga al menos una especie en Peligro (EN) o en Peligro Crítico (CR).
2. que tenga al menos 3 especies Vulnerables (VU).
3. que tenga 2 especie vulnerable (VU) y al menos 30 especies de anfibios y reptiles, de los que 7 o más deben ser endemismos ibéricos.
4. que tenga 40 o más especies autóctonas.
5. que sea un área insular que tenga al menos una especie Vulnerable (VU).
6. que sea un área insular con 10 o más especies de anfibios y reptiles autóctonos.

En un intento de establecer un orden de preferencia entre Áreas de Interés se ha considerado que una zona determinada es de Interés Excepcional si cumple alguna de las tres condiciones enumeradas a continuación:

1. que tenga al menos una especie en Peligro Crítico (CR).
2. que presente al menos 5 taxones Vulnerables (VU) y/o en Peligro (EN).
3. que sea un área insular con al menos 3 taxones Vulnerables (VU) o en Peligro (EN).

Queda aclarar que las tortugas marinas solo han sido consideradas especies presentes en un área determinada cuando existen evidencias recientes de puestas, como ha ocurrido por ejemplo en el Delta del Ebro (Tarragona) o las Playas de Barlovento de Jandía (Fuerteventura).

7. Evaluación de áreas

En total han sido 271 las áreas evaluadas durante el proceso de elaboración de este catálogo, de las que únicamente 147 cumplieron con los requisitos mínimos establecidos, lo que supone algo menos del 55% del total (Figura 8.1). Sólo 33 de estas áreas han sido consideradas de Interés Excepcional y están señaladas con un asterisco en sus respectivas tablas.

Algunas de estas áreas consideradas “poco importantes” quedaron, sin embargo, tan cerca del límite que resulta probable que con un pequeño esfuerzo de prospección pudieran pasar a ser consideradas de interés. En este “limbo” herpetológico se encuentran, por ejemplo, el Parque Nacional de Aigüestortes, y los Parques Naturales de Penyagolosa y de las Sierras Subbéticas, y deberían pasar a formar un grupo para el que proponemos el nombre de “Áreas insuficientemente conocidas”.



Figura 8. 1: Disposición de las Áreas de Interés en España.

Los resultados han sido resumidos por Comunidades Autónomas en varias tablas. Estas tablas incluyen información sobre el código provincial de cada área evaluada (COD), el nombre de área (ÁREA), si se trata de una zona insular (ISLA), la superficie del área en km² (SUP), el número de especies en Peligro Crítico (CR), En Peligro (EN) y Vulnerables (VU), el número total de especies detectadas (nº) y el número de endemismos (END), entendiéndose como endémica a toda especie que tenga más de 90% de su área de distribución en la Península Ibérica, Canarias o Baleares.

8. Áreas de Interés por Comunidades Autónomas

Andalucía. Andalucía es un territorio tan grande y heterogéneo como su fauna. Según el Catálogo Andaluz de Vertebrados (FRANCO & RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS, 2001), en esta región han sido detectadas hasta la fecha 16 especies autóctonas de anfibios, y 27 de reptiles (sin contar tortugas marinas), entre las que se encuentran numerosos elementos de afinidad mediterránea junto a otros característicos de las

regiones atlánticas de la Península Ibérica, y algunos endemismos de interés. Estas condiciones singulares, en las que en un territorio de grandes dimensiones se da cita un número de especies relativamente elevado, numerosos taxones amenazados y varios endemismos, hacen de Andalucía una región con muchas zonas susceptibles de ser consideradas de interés.

Durante el proceso de elaboración de este catálogo se han evaluado un total de 44 áreas, de las que 21 se ajustaban a los criterios mínimos para las áreas de interés para anfibios y reptiles. Se trata de áreas localizadas en su mayoría en las montañas Subbéticas y Sierra Morena, pero entre las que también se han incluido excelentes ejemplos de zonas periurbanas, de marismas y llanuras costeras e incluso de algún que otro medio insular.

La superficie total incluida dentro de estas 28 áreas de interés suma un total de 13.563 kilómetros cuadrados, lo que supone algo más del 15% del territorio andaluz. Se trata de áreas generalmente protegidas o propuestas como Lugares de Importancia Comunitaria (LIC); sólo el caso del área denominada *Lagunas de Archidona*, ya considerada en el inventario realizado por SANTOS *et al.* [eds.] (1998), reúne las condiciones necesarias para ser considerada de interés sin estar protegida o propuesta para ello.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
04/1	Isla de Alborán	+	2	0	0	1	1	1
04/2	S ^{as} Almagrera, Pinos y Aguilón	-	59	0	1	0	17	8
04/3	S ^{as} María y los Vélez	-	227	0	1	1	25	7
04/4	S ^{as} Cabrera y Bédar	-	336	0	1	1	21	5
04/5	Río Antas	-	1	0	1	0	15	5
11/1	Los Alcornocales*	-	1.686	0	1	7	35	11
11/2	S ^a Grazalema*	-	533	0	0	5	31	11
11/3	Bahía de Cádiz	-	104	0	0	3	26	8
14/1	S ^a Cardeña y Montoro*	-	384	0	0	5	29	11
18/1	S ^a de Loja	-	251	0	0	3	29	9
18/2	Sierra Nevada	-	1.718	0	0	4	26	9
18/3	S ^{as} de Baza	-	659	0	0	3	22	8
18/4	S ^a de Castril	-	127	0	0	3	23	10
21/1	Doñana y Entorno*	-	885	0	1	4	34	12
21/2	Laguna de Las Madres	-	2	0	0	3	18	9
21/3	Laguna del Portil	-	2	0	0	3	18	9
21/4	S ^a Aracena y Picos de Aroche	-	1.868	0	0	4	30	11
23/1	S ^a de Andújar*	-	741	0	0	5	34	12
23/2	S ^{as} Cazorra, Segura, Las Villas*	-	2101	0	0	7	30	12
29/1	Lagunas de Archidona	-	1	0	0	3	22	7
29/2	S ^a de las Nieves	-	202	0	0	3	25	7
41/1	S ^a Norte de Sevilla	-	1.674	0	0	4	32	11

Otras áreas evaluadas: Isla Canela, Base de Rota, Montes de Málaga, La Axarquía, Acantilados de Maro, Sierras Subbéticas, Cabo de Gata, Sierra Harana, Torcal de Antequera, Sierra de Huétor, Desfiladero de los Gaitanes y el Chorro, Sierras de Tejeda y Almirajara, S^a Mágina, Marismas del Odiel y Sierra Blanca.

Aragón. La fauna herpetológica de Aragón debe su interés a la existencia de varias regiones bien diferenciadas. Por un lado están las montañas pirenaicas, en las que se pueden encontrar varios endemismos de interés, algunos de los cuales, como *Rana pyrenaica* o *Lacerta bonalli*, están amenazados (PLEGUEZUELOS, ed., 1997). La franja central de la región la ocupa el Valle del Ebro, una zona árida que da cobijo a una fauna relativamente pobre de afinidad mediterránea y cuyo mayor atractivo herpetológico se encuentra en los sotos y riberas del Ebro y de sus afluentes, donde se dan cita algunas de las

poblaciones del amenazado galápago *Emys orbicularis fritzjuergenobsti*, y su pariente *Mauremys leprosa* (ver FALCÓN & CLAVEL, 1987). Más al sur volvemos a encontrar montañas, esta vez englobadas dentro del macizo Ibérico, cuyo relativo interés herpetológico se basa en la presencia de algunas poblaciones aisladas de especies eurosiberianas, tales como *Salamandra salamandra*, *Podarcis muralis* o *Coronella austriaca*.

Seis de las once áreas consideradas han resultado ser de interés para los anfibios y reptiles. Entre ellas están representadas dos de las tres regiones aragonesas descritas: la pirenaica, con las áreas de los valles Viñamala y Ordesa, y la del Valle del Ebro, con las de los Sotos y Riberas del Ebro, los embalses de Caspe y las zonas húmedas de Samper de Calanda. La superficie cubierta por las seis áreas suman 1.116 kilómetros cuadrados, que se corresponden con un 2,3% del territorio aragonés.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
22/1	Los Valles	–	288	0	0	3	17	4
22/2	Viñamala	–	492	0	0	3	23	10
22/3	Ordesa y Monte perdido	–	157	0	0	3	19	4
50/1	Embalses Caspe y Guadalope	–	50	0	1	1	17	4
50/2	Samper de Calanda	–	95	0	1	1	15	4
50/3	Riberas del Ebro	–	34	0	1	1	18	4

Otras áreas evaluadas: Sierra de Guara, Sierra de Javalambre, Sierra de Gúdar, Sierra de Albarracín, Moncayo, Benasque, Los Circos.

Asturias. Mientras que la franja costera asturiana ha sufrido el impacto continuado de la actividad humana, en ocasiones de forma extremadamente agresiva, la práctica totalidad de la montaña presenta, de Este a Oeste, un estado de conservación que varía entre lo aceptable y lo muy bueno. En estas zonas de montaña son relativamente abundantes varios anfibios que han sido considerados vulnerables en este mismo libro y que, por definición, hacen de toda la zona un área de interés, especialmente en su mitad occidental.

Parajes tan conocidos como los de Somiedo o Muniellos podrían estar entre las áreas de interés, pero no son necesariamente mejores que otras áreas cercanas. Asturias ha sido, en general, poco estudiada y es preciso realizar un mayor esfuerzo para determinar qué puntos concretos de la región deben ser considerados de interés para especies tales como *Chioglossa lusitanica*, *Triturus alpestris* o *Rana iberica*. En espera de este aumento del esfuerzo de búsqueda hemos evaluado cuatro áreas, de las que dos pueden ser consideradas de interés.

El área denominada *Picos de Europa* coincide con el Parque Nacional, y está por tanto compartida con las Comunidades Autónomas de Castilla y León y Cantabria. El área *Islotes del Litoral Oriental* incluye los medios insulares localizados entre el Cabo de Peñas y el límite con Cantabria, como islotes Deva, Herbosa, Castro de Ballota y Castro de Poo (ver SALVADOR, 1974).

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
33/1	Islotes Litoral Oriental	+	1	0	0	1	1	1
33/2	Picos de Europa	–	646	0	0	3	23	10

Otras áreas evaluadas: Montaña de Castropol.

Baleares. Las Islas Baleares han sufrido, por razones directamente asociadas a la llegada del hombre, la extinción parcial o total de varias especies en los últimos milenios. Aún así estas islas mediterráneas albergan algunos endemismos muy interesantes, tales como *Podarcis lilfordi* o *Alytes muletensis*, y otras especies introducidas en tiempos remotos que en la actualidad se consideran amenazadas, como las dos especies de tortugas terrestres o el sapo verde. Por eso en este archipiélago las áreas consideradas de interés son numerosas y se extienden por todas las islas.

Las 15 áreas consideradas incluyen la mayoría de las poblaciones de Ferreret y lagartija gimnética, buena parte del área de distribución de *Bufo viridis*, y las mejores poblaciones de *Testudo hermanni* y *T. graeca* de las islas. La superficie de estas áreas suman 401 kilómetros cuadrados, con lo que supera lo que corresponde aproximadamente al 8% del archipiélago.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
07/1	Sa Dragonera	+	3	0	1	0	2	2
07/2	Cimals de la Serra*	+	73	1	0	1	6	2
07/3	Sa Costera*	+	8	1	0	1	7	2
07/4	Es Binis*	+	1	1	0	0	4	2
07/5	Ses Salines	+	18	0	1	1	7	2
07/6	Costa Brava de Mallorca*	+	142	1	1	1	8	3
07/7	Arxipèlag de Cabrera	+	18	0	1	0	3	2
07/8	Cap de Cala Figuera*	+	9	0	2	1	5	2
07/9	LIC dels Alocs a Fornells*	+	27	0	2	1	9	2
07/10	Mola i S'Albufera Fornell*	+	16	0	2	1	7	2
07/11	LIC d'Addaia a S'Albufera*	+	10	0	2	1	9	2
07/12	S'Albufera des Grau*	+	25	0	2	1	10	2
07/13	Illa de l'Aire	+	1	0	1	0	2	2
07/14	LIC de Binigaus-Cala Mitjana*	+	18	0	2	1	7	2
07/15	Ses Salines Eivissa i Formentera	+	21	0	1	1	6	2
07/16	La Mola	+	11	0	1	0	4	2

Otras áreas evaluadas: Macizo de Sant Carles (Ibiza), Serra de Sant Josep (Ibiza).

Canarias. El archipiélago Canario esconde algunas de las joyas más preciadas del tesoro herpetológico mundial. Al interés de conservación de algunas de las especies más amenazadas del planeta, se une un interés científico que en los últimos años ha hecho de Canarias uno de los laboratorios naturales más solicitados donde probar hipótesis evolutivas (ver, por ejemplo, CARRANZA *et al.*, 2000). En los últimos años se han sumado además dos nuevas especies de lagarto gigante, cuya presencia había pasado desapercibida hasta ahora en las islas de La Gomera y Tenerife.

Tres de las especies de reptiles canarios han sido incluidas en la categoría de *En Peligro Crítico*, y tenemos noticias de que algunos puntos de Fuerteventura constituyen en estos momentos unos de los últimos de nuestro país en los que las tortugas marinas aún siguen viniendo a depositar sus huevos.

Once son las áreas consideradas de interés en este inventario, que en su conjunto esconden algunos de los mejores ejemplos de fauna macaronésica. Los 624 kilómetros cuadrados que suman entre todas constituyen el 8,6% del archipiélago.

Es posible que en un futuro no muy lejano hubiera que añadir otras en las que, o bien se descubran poblaciones aisladas de especies gravemente amenazadas, o se produzcan recolonizaciones de antiguas áreas de distribución gracias a los programas de conservación que actualmente se llevan a cabo.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
35/1	Jandía*	+	143	1	0	1	4	3
35/2	Parque Rural de Betancuria	+	165	0	0	1	4	3
35/3	Malpaís de la Arena	+	87	0	0	1	3	3
35/4	Malpaís Grande	+	32	0	0	1	3	3
35/4	Cuchillos de Vigán	+	61	0	0	1	3	3
35/5	Malpaís de la Corona y Haría	+	18	0	0	2	3	3
38/1	Risco de Tibataje*	+	6	1	0	0	4	4
38/2	Roques de Salmor*	+	1	1	0	0	3	3
38/3	LIC de Frontera*	+	98	1	0	0	5	4
38/4	Risco de La Mérica*	+	2	1	0	0	5	4
38/5	Acantilados Los Gigantes / Teno*	+	11	1	0	0	5	4

Otras áreas evaluadas: Archipiélago de las Chinijas, Isla de Lobos, Roques de Anaga, Arinaga.

Cantabria. La fauna herpetológica de Cantabria es una de las menos conocidas del país, aunque en general puede decirse de ella que presenta características preferentemente atlánticas, con pinceladas mediterráneas. Algunos valles, como los de la Hermida y la Liébana presentan una fauna de transición entre ambas regiones biogeográficas, y presentan por ello una diversidad relativamente alta.

En general, sabemos poco o nada de la distribución en esta región de especies amenazadas cuya presencia conocida se queda muy cerca de los límites administrativos de la región, como *Rana dalmatina* o *Emys orbicularis*.

La única zona considerada que cumple los criterios mínimos para estar entre las áreas de interés es la parte cántabra del Parque Nacional de los Picos de Europa (alrededor de 180 kilómetros cuadrados, ver apartado de Asturias). Las otras zonas evaluadas no resultaron ser de interés, aunque sería conveniente realizar un mayor esfuerzo de prospección en toda la Comunidad Autónoma.

Otras áreas evaluadas: La Liébana, Islotes de Cantabria, Collados del Asón.

Castilla-La Mancha. La Comunidad de Castilla La Mancha debe considerarse una región heterogénea en cuanto a su riqueza herpetológica, ya que si el sur y el oeste presentan una gran diversidad, con varias especies amenazadas y algunos endemismos de interés, buena parte de la provincia de Albacete y la totalidad de las de Cuenca y Guadalajara resultan ser considerablemente más pobres. En general han sido bien estudiadas pero es preciso observar que el número de áreas que cumplen criterios mínimos para estar entre las de interés podría aumentar con un esfuerzo relativamente pequeño.

Han sido diez las áreas evaluadas en esta región, de las que seis deben ser consideradas de interés. Se trata en su conjunto de zonas de afinidad mediterránea, ya sea en lugares de media montaña o de extensas llanuras, con una representación puntual de humedales, que en total cubren más del 11% de la región.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
02/1	S ^{as} Alcaraz, Segura y Mundo	–	1.749	0	0	4	29	11
13/1	Sierra Morena (CLM)*	–	1.175	0	0	5	34	11
13/2	Tablas de Daimiel	–	19	0	0	3	26	10
13/3	Campo y S ^a de Calatrava	–	2.153	0	0	4	31	10
13/4	S ^{as} de Picón y Piedrabuena	–	78	0	0	4	32	10
45/1	Montes de Toledo*	–	1.953	0	0	5	32	11

Otras áreas evaluadas: Sierra de Ayllón, Serranía de Cuenca, Hóces del Júcar, Lagunas de Ruidera.

Castilla y León. Castilla y León es la región más grande de España, y una de las más variadas desde el punto de vista paisajístico. Pero aunque la mayor parte de su territorio está compuesto por amplias mesetas de relieve suave donde predominan las especies de afinidad mediterránea, las zonas de mayor riqueza faunística se encuentran en las montañas que la rodean. La Cordillera Cantábrica en el norte, la Ibérica al este, y el Sistema Central en el sur reúnen la mayor diversidad de anfibios y reptiles de Castilla y León, ya que es en estas zonas donde se mezclan especies mediterráneas y atlánticas, y donde se concentran muchos endemismos ibéricos.

El número de áreas castellano-leonesas evaluadas se eleva a 37 y, de ellas, sólo doce son de interés para anfibios y reptiles; una de ellas, el Parque Nacional de Picos de Europa, ya ha sido incluido en la tabla de Asturias. La superficie cubierta por estas once áreas corresponde casi al 6% de la de la región.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
05/1	S ^a de Gredos*	–	872	0	1	5	37	15
05/2	S ^{as} de Paramera y Serrota	–	410	0	0	3	30	12

09/1	Puerto de Orduña	–	50	0	1	1	20	7
09/2	Sierra de la Demanda (CYL)	–	813	0	1	0	28	8
09/3	Ribera del Ebro (CYL)	–	5	0	1	1	11	4
24/1	Las Médulas	–	42	0	0	3	31	9
24/2	Ancares Leoneses	–	673	0	0	3	33	11
37/1	Arribes de Duero	–	1.700	0	1	3	32	13
37/2	Las Batuecas	–	323	0	1	3	34	12
37/3	Candelario	–	107	0	0	3	34	12
37/4	El Rebollar	–	500	0	0	3	32	11

Otras áreas evaluadas: Pinar de Hoyocasero, Valle de Iruelas, Ojo Guareña, Montes Obarenes, La Yecla, Montaña de Covadonga, Lago de Truchillas, Lago de la Beña, Valle de San Emiliano, Fuentes Carrionas y Fuente Cobre, Covalagua, Las Tuerces, Hayedo de Riofrío de Riaza, Hoces del río Duratón, Hoces del río Riaza, Cañón del río Lobo, Sabinar de Calatañazor, La Fuentona, Sierra de Urbión (CYL), Sitio Paleontológico de Cerro Pelado, Riberas de Castronuño, Lago de Sanabria y alrededores, Lagunas de Villafáfila, Sierra de la Culebra.

Cataluña. La herpetofauna catalana es un reflejo de las características geográficas de la región: predominantemente mediterránea, se enriquece considerablemente en su tercio septentrional con endemismos pirenaicos tales como *Euproctus asper*, o las Lagartijas pallaresa y aranesa. Esta influencia también se refleja en la presencia de especies de afinidad atlántica, como *Elaphe longissima* o *Rana temporaria*, o incluso eurosiberiana, como es el caso de *Lacerta agilis* o de *Lacerta vivipara*, que en ocasiones se extienden hacia el sur gracias a la cordillera Litoral Catalana (ver LLORENTE *et al.*, 1995)

Se han evaluado para este inventario 21 zonas, de las que nueve son de interés (dos de ellas de interés excepcional). Estas nueve áreas suman aproximadamente el 7% de Cataluña.

CÓD.	ÁREA	ISLA	SUP.	CR	EN	VU	nº	END
08/1	Montseny	–	301	0	1	1	32	7
17/1	Estanques Riudarenes/Sils	–	18	0	0	3	23	10
17/2	L'Albera	–	41	0	1	1	26	4
17/3	Aigüesmolles de l'Empordá	–	48	0	1	1	27	7
25/1	Alt Pallars-Aran*	–	949	2	0	1	19	4
43/1	Serra del Montsiá	–	50	0	1	2	27	5
43/2	Delta de l'Ebre*	–	77	2	1	1	28	6
43/3	Cuenca Riu Gaiá	–	424	0	1	2	28	5
43/4	Ports de Besseit	–	304	0	1	1	22	6

Otras áreas evaluadas: Valle de Nuria, Serra del Cadí, Illas Medes, Freser-Setcases, Cerdanya-Alt Urgell, P.N. Aigüestortes, Collada de Tosses, Balaguer-Montgai, Utxesa, Flix, Zonas húmedas de Balaguer y Sant Llorenç de Montgai.

Extremadura. Extremadura es una región que en general presenta un buen estado de conservación. Su reducida población, de apenas un millón de personas en un territorio de más de 40.000 kilómetros cuadrados, los escasos focos de contaminación, y una posición geográfica envidiable que determina la presencia de la mayor parte de las especies de anfibios y reptiles mediterráneos del país junto a otras de afinidad atlántica, hacen de ella una de las más ricas del país desde el punto de vista herpetológico. Entre las especies extremeñas vulnerables a nivel nacional están *Triturus pygmaeus*, *Rana iberica*, *Mauremys leprosa* o *Emys orbicularis*. También se encuentran amenazadas las poblaciones extremeñas de *Salamandra salamandra* o *Lacerta schreiberi* (ver DA SILVA, 1994 y 1995).

Para este inventario se han evaluado diez áreas, de las que ocho han resultado de interés y cubren casi un 14% de la región. Debemos aclarar, sin embargo, que la región se encuentra poco prospectada y que sin duda esconde aún numerosas zonas susceptibles de ser consideradas de interés. Por eso invitamos desde aquí a los especialistas a que sugieran nuevas áreas extremeñas a evaluar.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
06/1	S ^a Tentudia y Padrona	–	799	0	0	4	29	10
06/2	Embalse Zújar, Emb. Siruela	–	245	0	0	3	27	12
06/3	Cornalvo y S ^a Bermeja	–	105	0	0	3	26	10
06/4	Campiña de Olivenza	–	764	0	0	3	21	9
06/5	Cijara	–	903	0	0	3	28	10
10/1	Monfragüe	–	179	0	0	4	28	11
10/2	S ^a de San Pedro*	–	347	0	0	5	28	11
10/3	S ^a Guadalupe y las Villuercas*	–	2.500	0	0	5	31	12

Otras áreas evaluadas: Alrededores del Río Tamuja, Llanos de Cáceres/S^a de Fuentes.

Galicia. Según GALÁN (1999), en Galicia se pueden encontrar hasta 14 especies de anfibios y 22 de reptiles autóctonos. Además, otras dos especies, *Pelodytes punctatus* y *Podarcis muralis* han sido citadas en una única ocasión y deben considerarse dudosas, y dos más, los galápagos leproso y de Florida, presentan algunas poblaciones introducidas, en ocasiones reproductoras. Se trata por tanto de una región relativamente rica, en la que coinciden especies mediterráneas, algunas eurosiberianas de amplia distribución, y varios endemismos ibéricos de afinidad atlántica.

De todas ellas una (*Emys orbicularis*), está entre las especies en peligro; otras tres (*Chioglossa lusitánica*, *Triturus helveticus*, *Rana iberica*), y se ha considerado oportuno considerar que algunas poblaciones microinsulares de las especies *Chalcides bedriagai* y *Lacerta lepida*, y las de *Lacerta monticola* situadas a baja altitud también se encuentran amenazadas. Sobre la base de estos criterios de amenaza y teniendo en cuenta la mayor o menor diversidad de taxones, se han evaluado un total de 28 áreas gallegas, de las que 17 han resultado reunir los requisitos mínimos para estar entre las de interés. Los 2.520 kilómetros cuadrados ocupados por las áreas de interés gallegas constituyen el 8,6% de la región.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
15/1	Serra de Capelada	–	85	0	0	1	24	10
15/2	Fragas do Eume	–	94	0	0	1	23	10
15/3	Fragas do Beelle	–	36	0	0	1	12	6
15/4	Fragas do Mandeo	–	9	0	0	1	12	6
15/5	Isla de Sálvora	+	2	0	0	1	9	4
15/6	Lagoas Corrubedo	–	93	0	1	0	21	4
36/1	Isla de Arousa	+	5	0	0	1	11	5
36/3	Islas de Ons y Onza	+	5	0	0	1	14	5
36/4	Islas Cies	+	10	0	0	1	9	4
36/5	Gándaras Boudiño	–	27	0	1	0	15	8
36/6	Baixo Miño	–	28	0	1	1	17	7
27/2	Serras dos Ancares/Caurel	–	1.027	0	0	3	24	11
32/1	Pena Trevinca	–	249	0	0	3	21	11
32/2	Xures Laboreiro	–	825	0	0	3	26	12
32/3	Cuenca río Arnoia	–	25	0	1	0	20	7

Otras áreas evaluadas: I. Coelleira, I. Sisargas, Lobeiras, Tambó, Cortegada Marismas de Baldaio y Carnota, Arenales de Louro, Litoral de Basoñas, Monte Aloia, Terra de Chá, Serra de Pena, y Garganta del río Bibei.

Madrid. El territorio sobre el que se asienta la Comunidad de Madrid se encuentra a caballo entre el Sistema Central y las mesetas que se prolongan hasta el Tajo. Por eso reúne numerosas especies mediterráneas con otros elementos de afinidad atlántica, que aprovechan las montañas para llegar hasta aquí (véase GARCÍA PARÍS *et al.*, 1989).

Buena parte de la región se encuentra ocupada por la ciudad de Madrid y su área metropolitana, una zona excesivamente humanizada y poco apta para reptiles y anfibios amenazados. Las zonas montañosas, sin embargo, se encuentran relativamente bien conservadas, y acogen a varias especies amenazadas, como *Triturus pygmaeus*, *Emys orbicularis*, *Mauremys leprosa* o *Lacerta monticola*.

De las 6 áreas madrileñas evaluadas, 4 han sido consideradas de interés, abarcando en su conjunto una superficie de más de 2.000 kilómetros cuadrados (alrededor del 25% de la Comunidad Autónoma).

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
28/1	Cuenca Lozoya y S ^a Norte*	–	490	0	1	5	35	14
28/2	Cuenca Manzanares*	–	626	0	1	5	34	13
28/3	Encinares del Arberche y Cofio*	–	824	0	1	5	33	14
28/4	Peñalara*	–	77	0	1	5	35	14

Otras áreas evaluadas: Guadarrama, Vegas y Páramos del Sureste.

Otras áreas propuestas por la Comunidad Autónoma: Sierra del Guadarrama y Parque Regional del río Guadarrama.

Murcia. Aunque relativamente rica en reptiles esteparios y mediterráneos, la aridez de la región murciana ha determinado que sea pobre en especies asociadas al agua (ver HERNÁNDEZ-GIL *et al.*, 1993). Su posición geográfica, lejos de los principales núcleos ibéricos de radiación, también explica la relativamente baja diversidad de especies que podemos encontrar aquí.

Se ha evaluado un total de veinte zonas, de las que doce cumplen los criterios mínimos para ser consideradas de interés, mientras que otras tales como el Parque Natural de los Valles, los islotes del Mar Menor, la isla Grossa, el pequeño archipiélago de las Hormigas, la isla de Escombreras, la isla de las Palomas, la isla Plana de Mazarrón, la isla del Medio de Mazarrón, o la sierra Seca, han quedado fuera del catálogo final. La superficie total de las áreas de interés murcianas supone un 6,2% de la región.

De las doce áreas catalogadas como de interés, nueve lo son por la presencia de *Testudo graeca*, una especie restringida a pocos puntos de la Península Ibérica y Baleares y que se encuentra entre los reptiles incluidos en la categoría de amenaza EN. El quelonio dulceacuícola *Mauremys leprosa* y los anfibios subbéticos *Alytes dickhilleni* y *Salamandra salamandra longirostris*, son las otras especies amenazadas englobadas dentro de las áreas de interés murcianas.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
30/1	S ^a Espuña	–	178	0	0	3	25	6
30/2	S ^a de Villafuerte	–	66	0	0	3	18	7
30/3	S ^a de Almenara	–	190	0	1	0	18	5
30/4	S ^a del Gigante	–	37	0	1	0	18	5
30/5	S ^a de Moreras	–	24	0	1	0	18	5
30/6	Calnegre	–	8	0	1	0	14	4
30/7	S ^a de la Tercia	–	49	0	1	1	19	5
30/8	Cabo Cope	–	26	0	1	0	14	4
30/9	Lomas del Buitre y Luchena	–	52	0	1	0	15	5
30/10	Cabezo de la Jara y Nogalte	–	13	0	1	0	15	5
30/11	S ^a de Enmedio	–	22	0	1	0	15	5
30/12	S ^a de la Torrecilla	–	35	0	1	0	16	5

Otras áreas evaluadas: Los Valles, Islotes del Mar Menor, Islotes del Litoral Murciano.

Navarra. La Comunidad Foral de Navarra reúne en su territorio elementos con varias afinidades biogeográfica: allí, por ejemplo se dan cita especies pirenaicas, como *Euproctus asper* o *Rana pyrenaica*, junto a otras cuyo origen habría que buscar en el noroeste de la Península Ibérica (*Triturus alpestris cyreni* o *Vipera seoanei*), en Europa Central (*Rana dalmatina*, *Lacerta bilineata*, *Elaphe longissima* o *Vipera aspis*) o en las regiones asociadas a climas de tipo mediterráneo, como *Lacerta lepida*, *Mauremys leprosa* o *Acanthodactylus erythrurus*.

De todas las zonas evaluadas, 8 cumplieron las condiciones marcadas para las áreas de interés. Entre ellas se encuentran las que tienen como objeto principal la protección de las dos especies de galápagos autóctonos, que hallan aquí el límite de sus respectivas áreas de distribución. También se han considerado como áreas de interés zonas en las que están presentes otras especies amenazadas, tales como *Rana dalmatina*, o *Triturus alpestris*. La superficie incluida dentro de estas zonas constituye más del 10% de la región.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>nº</u>	<u>END</u>
31/1	Sotos del Ebro (Navarra)	–	24	0	1	1	18	2
31/2	Sotos de Gallipienzo	–	14	0	1	1	18	2
31/3	Sotos de Carcastillo/Caparroso	–	24	0	1	0	18	2
31/4	Bárdenas Reales	–	569	0	1	1	23	4
31/5	S ^a de Aralar (Navarra)	–	140	0	1	2	25	4
31/6	S ^{as} de Urbasa y Andía (Navarra)	–	254	0	1	1	11	2
31/7	Balsa de Loza	–	1	0	1	0	7	2
31/8	Valle de Ultzama	–	20	0	1	0	19	2

Otras áreas evaluadas: Aztaparieta.

País Vasco. Alejado de los principales centros de evolución y dispersión de la Península Ibérica, y a caballo entre la franja atlántica y el valle del Ebro, su fauna herpetológica carece de buena parte de los endemismos ibéricos amenazados que pueden encontrarse algo más al oeste, o de las especies pirenaicas, presentes ya en Navarra (ver BEA, 1985). Sin embargo, y a pesar de que en términos generales pueda considerarse una región de transición, algunos anfibios amenazados ibéricos como *Triturus alpestris cyreni* o *Rana iberica* encuentran en zonas como el macizo del Gorbea o la Sierra de Aralar, sus poblaciones más orientales, muchas de las cuales merecen ser conservadas.

La zona, puerta natural de comunicación entre el sur de Francia y la Península Ibérica, recibe también una fuerte influencia de fauna atlántica centroeuropea, y es precisamente aquí donde especies como *Rana dalmatina* o *Elaphe longissima* encuentran sus poblaciones más densas e interesantes. El macizo del Gorbea, el Parque Natural de Urkiola, o la Llanada Alavesa, gracias a sus bien conservadas poblaciones de rana patilarga, son áreas muy adecuadas para entrar a formar parte de la red de espacios interesantes para los anfibios y los reptiles.

Las especies mediterráneas encuentran en el País Vasco su límite septentrional y muchas de ellas presentan en Álava algunos enclaves interesantes. Generalmente se trata de especies de amplia distribución que no se encuentran amenazadas de forma global. La excepción es el Galápagos leproso, cuya presencia en el tramo vasco del río Ebro y en algunos de sus afluentes hace recomendable su protección.

Han sido 35 las especies de anfibios y reptiles autóctonos detectadas en el País Vasco, de las que 6 se encuentran amenazadas. Se trata de los anfibios *Triturus alpestris cyreni*, *Rana dalmatina* y *Rana iberica*, y del reptil *Mauremys leprosa*. Las observaciones de Galápagos europeo realizadas en la región deben ser consideradas introducciones recientes.

Doce han sido las áreas evaluadas, de las que seis cumplían los criterios mínimos para ser consideradas de interés. Las áreas de interés constituyen el 7.6% del territorio vasco.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
01/1	Macizo de Gorbeia	–	200	0	1	3	24	7
01/2	Sotos de Bayas y Ebro	–	35	0	1	0	15	5
01/3	Izki	–	91	0	1	2	17	4
01/4	Llanada Alavesa	–	45	0	1	1	18	3
20/1	Sª de Aralar (País Vasco)	–	110	0	1	2	25	5
48/1	Urkiola	–	60	0	0	1	21	2
01/4	Sotos del Zaldorra y Ullíbarri	–	85	0	2	1	15	5

Otras áreas evaluadas: Valle de Carranza, Cuenca del río Urdaibai, Sierra de Entzia, Parque Natural de Valderejo/Valdegoia, Monte Urgull, y Humedal de Bolue.

Otras áreas propuestas por la Comunidad Autónoma: Área de Ígara y Mendizorrotz, Reserva de la Biosfera de Urdaibai, Parque natural de Valderejo, Encharcamiento de Salbuna, Lago de Caicedo-Yuso y salinas de Añana, Complejo lagunar de Laguardia, Txingudi y Colas.

La Rioja. La Rioja es una pequeña región situada a caballo entre el valle del Ebro y las sierras del macizo Ibérico. Su posición geográfica ha determinado que su fauna tenga una afinidad predominantemente mediterránea, aunque pueden distinguirse inequívocas pinceladas de influencia atlántica, especialmente en las montañas.

El Atlas regional de los anfibios y reptiles de La Rioja (ZALDÍVAR *et al.*, 1988), adelanta que son (...) las especies de anfibios y reptiles presentes en la región. Por ser una zona de contacto entre regiones biogeográficas, en La Rioja algunas especies encuentran el límite de su área de distribución, y algunas poblaciones aisladas se encuentran realmente amenazadas.

De las cuatro áreas evaluadas en La Rioja, dos cumplen los requisitos mínimos para estar entre las Áreas Importantes. La conservación de las denominadas aquí Sotos y Riberas del Ebro, tienen una especial importancia en la protección de los dos galápagos autóctonos (ver AER, 1988). El área denominada Sierra de la Demanda incluye sólo la vertiente riojana de este macizo montañoso; se trata de una zona de diversidad relativamente elevada, con el atractivo añadido de poseer la única población conocida de *Triturus helveticus punctillatus*, un taxón considerado En Peligro (EN).

La superficie ocupada por las dos áreas de interés riojanas supone algo más del 25% de la región.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
26/1	La Demanda, Urbión, Cebollera	–	1.387	0	1	1	26	6
26/2	Tramo Riojano del Ebro	–	6	0	1	1	23	5

Otras áreas evaluadas: Enclaves Esteparizados de Alfaro y Montes de Cervera del río Alhama, Sierra de Alcarama.

Comunidad Valenciana. La Comunidad Valenciana es relativamente pobre en especies de reptiles y anfibios, un hecho que parece tener su origen en la lejanía de los principales centros ibéricos de radiación. En esta zona del levante Ibérico se pueden encontrar hasta 28 especies de anfibios y reptiles, casi todas ellas biogeográficamente asociadas a la región mediterránea (Lacomba & Roca, 1999). Sin embargo, en las montañas más norteñas de la comunidad pueden todavía encontrarse poblaciones relictas de especies claramente eurosiberianas como la culebra lisa europea.

Merece la pena destacar la presencia de la lagartija de las Columbretes, *Podarcis atrata*, un endemismo de este pequeño archipiélago, y las poblaciones costeras de Galápago europeo (*Emys orbicularis fritzjuer-*

genobsti), consideradas entre los taxones CR. El gálapago leproso es la única especie Vulnerable a nivel nacional que está presente en la región, aunque las poblaciones valencianas de *Alytes obstetricans*, *Salamandra salamandra* y *Coronella austriaca* también han sido incluidas en esta categoría. Un total de 25 áreas de la Comunidad Valenciana han sido evaluadas para este informe, pero sólo cinco reúnen los requisitos mínimos para estar en la red nacional de áreas de interés para anfibios y reptiles. La superficie ocupada por estas cinco áreas es de 105 kilómetros cuadrados, lo que supone sólo un 0.45% del territorio valenciano.

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
12/1	Islas Columbretes	+	3	0	0	1	1	1
12/2	Lagunas de Taiola	-	4	0	1	3	23	10
12/3	Desierto de Las Palmas	-	20	0	1	1	21	5
12/4	Prat de Cabanes	-	9	0	1	1	12	3
46/1	Marjal de Pego	-	20	0	1	1	7	1

Otras áreas evaluadas: Alto Turia-Ademuz, Alto Palancia, Sierra Espadán, Sierra Calderona, Penyalgossa, Els Ports-Morella, Desfiladero del río Mijares, Albufera y Devesa, Estany de Cullera, Parque Natural de Montgó, Penyal d'Ifac, Illa de Benidorm, Parque Natural de la Font Roja, Circ de la Safor, Isleta de Olla, Fondó de Elx, Santa Pola, Illa de Tabarca, La Mata Torrevella y Guardamar.

Ceuta, Melilla y Territorios Transfretanos. Aunque el territorio de las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla, y el de Chafarinas y los dos Peñones nortefricanos es muy reducido, encierra una fauna africana diversa y muy diferente a la que se puede encontrar en cualquier otra región del país. Algunas de las especies allí presentes se encuentran amenazadas en mayor o menor grado y merecen por tanto ser protegidas (MATEO, 1997).

Seis áreas nortefricanas han sido evaluadas y tres de ellas han sido consideradas de interés: Calamocarro-Benzú en Ceuta, los Pinares de Rostrogordo en Melilla y el Archipiélago de Chafarinas. Este último se encuentra entre el selecto grupo de áreas de excepcional importancia herpetológica debido a la presencia de *Chalcides parallelus*, un eslizón del que sólo se conocen una decena de localidades, y de *Saurodactylus mauritanicus*, un pequeño gecónido presente también en la isla de Alborán (ver BONS & GENIEZ, 1996; y BARBADILLO *et al.*, 1999).

<u>CÓD.</u>	<u>ÁREA</u>	<u>ISLA</u>	<u>SUP.</u>	<u>CR</u>	<u>EN</u>	<u>VU</u>	<u>n°</u>	<u>END</u>
51/1	Calamocarro-Benzú	-	6	0	1	1	23	10
52/2	Chafarinas	-	1	0	0	2	8	3

Otras áreas evaluadas: Peñón de Alhucemas, Peñón de Vélez de la Gomera, Monte Hacho.

Colaboradores

Ana C. Andreu, Enrique Ayllón, Antonio Bea, Manuel Blasco, Florentino Braña, Miguel Ángel Carretero, Mariano Cuadrado, Pedro Galán, Félix González, Juan P. González, Alberto Gosá, Isaac Izquierdo, Miguel Lizana, Luís F. López Jurado, Gustavo A. Llorente, Rafael Márquez, Javier Martínez, Joan Mayol, Albert Montori, Mario García París, Juan M. Pleguezuelos, Valentín Pérez Mellado, César Pollo, Ignacio de la Riva, Vicente Roca, Juan Luís Rodríguez Luengo, Xavier Santos, Eduardo da Silva, Patricia Veiret, Carlos Zaldívar.

Bibliografía

- AER (1988): *Sotos de La Rioja*. Dirección General de Medio Ambiente, 42 pp.
- AHE (1996): *Distribución de los anfibios y reptiles españoles e inventario de sus principales áreas de interés*. Informe realizado para el Área de Vida Silvestre del Ministerio de Medio Ambiente. Mayo 1996.
- ASTUDILLO G. & ARANO B. (1995): Europa y su herpetofauna: responsabilidades de cada país en lo referente a su conservación. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española*, 6: 14-45.
- BARBADILLO L.J., J.I. LACOMBA, V. PÉREZ MELLADO, V. SANCHO & L.F. LÓPEZ JURADO (1999): *Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias*. Geoplaneta, Barcelona.
- BEA, A. (1985): Atlas de los Anfibios y Reptiles de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa. En J. Álvarez, A. Bea, J.M. Faus, E. Castien & I. Mendiola (eds.), *Atlas de los Vertebrados Continentales de Álava, Vizcaya y Guipúzcoa*. Gobierno Vasco, Bilbao.
- BLANCO J.C. & GONZÁLEZ J.L. (eds.) (1992): *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA, Madrid.
- BONS J. & P. GENIEZ (1996): *Amphibiens et Reptiles du Maroc (Sahara Occidental compris)*. Asociación Herpetológica Española, Barcelona.
- CARRANZA S., ARNOLD A.N., MATEO J.A., & LÓPEZ JURADO L.F. (2000): Long-distance colonization and radiation in gekkonid lizards, *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 267: 1-13.
- DA SILVA, E. (1994): Contribución al Atlas Herpetológico de la provincia de Badajoz. I. Anfibios. *Rev. Esp. Herp.* 8: 87-94.
- DA SILVA, E. (1995): Contribución al Atlas Herpetológico de la provincia de Badajoz. II. Reptiles. *Rev. Esp. Herp.* 9: 49-56.
- FALCÓN J.M. & F. CLAVEL (1987): Nuevas citas de anfibios y reptiles en Aragón. *Rev. Esp. Herp.* 2: 83-130.
- FRANCO A. & M. RODRÍGUEZ DE LOS SANTOS (2001): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla. 336 pp.
- GARCÍA PARÍS M., C. MARTÍN, J. DORDA & M. ESTEBAN (1989): Atlas de los Anfibios y Reptiles de Madrid. *Rev. Esp. Herp.* 3: 237-257.
- GÄRDENFORS U., RODRÍGUEZ J.P., HILTON TAYLOR C., HYSLOP C., MACE G., MOLUR S. & POSS S. (1999): *Borrador de directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la UICN a nivel nacional y regional*. GTER, Montreal.
- HERNÁNDEZ GIL V., F. DICENTA, F. ROBLADANO, M.L. GARCÍA, M.A. ESTEVE & L. RAMÍREZ DÍAZ (1993): Anfibios y Reptiles de la Región de Murcia. Cuadernos de Ecología y Medioambiente, Universidad de Murcia, Murcia.
- KERSHAW M., G.M. MACE & P.H. WILLIAMS (1995): Threatened status, rarity, and diversity as alternative selection measures for protected areas- A test using afro-tropical antelopes. *Conservation Biology* 9: 324-334.
- LACOMBA I. & V. ROCA (1999): Atlas de Anfibios y Reptiles de la Comunidad Valenciana. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 10: 2-11.
- LLORENTE G.A., A. MONTORI, X. SANTOS & M.A. CARRETERO (1995): *Atlas dels Amfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra*. Edicions El Brau, Figueres. 190 pp.
- MATEO J.A. (Coord) (1996): *Distribución de los anfibios y reptiles españoles e inventario de sus principales áreas de interés*. Informe inédito, Área de Vida Silvestre, Ministerio de Medio Ambiente). Mayo 1996.
- MATEO J.A. (1997): Los anfibios y reptiles de Ceuta, Melilla, Chafarinas y los peñones de Alhucemas y Vélez de la Gomera. En: *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*, Pleguezuelos J.M. (ed.). Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada, Granada. Pp. 451-464.
- MATEO J.A., PLEGUEZUELOS J.M., FAHD S., GENIEZ P. & MARTÍNEZ J. (2002): *Los reptiles y anfibios a uno y otro lado del Estrecho de Gibraltar*. Institutos de Estudios Ceutíes, Ceuta.
- PETERSON A.T. & G. NAVARROSIGÜENZA (1999): Alternate species concepts as bases for determining priority conservation areas. *Conservation Biology* 13: 427-431.
- PLEGUEZUELOS J.M. [ed.] (1997): *Distribución y biogeografía de los anfibios y reptiles en España y Portugal*. Monografías Tierras del Sur, Universidad de Granada, Granada.
- SALVADOR A. (1974): *Guía de los Anfibios y Reptiles Españoles*. ICONA, Madrid
- SANTOS X., CARRETERO M.A., LLORENTE G.A. & MONTORI A. (eds.) (1998): *Inventario de las áreas importantes para los anfibios y reptiles de España*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.

UICN (1994): *Categorías de las Listas Rojas de la UICN*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, Gland.

ZALDÍVAR C., J. VERDÚ, M.T. IRASTORZA & M.E. FUENTES (1988): Contribución al Atlas provisional de los Anfibios y Reptiles de la Comunidad Autónoma de La Rioja. *Rev. Esp. Herp.* 3: 41-43.

Capítulo IX

Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles

Juan M. PLEGUEZUELOS



1. Introducción

La introducción de seres vivos fuera de su área de distribución natural representa, tras la pérdida de hábitat, la segunda causa de amenaza a la biodiversidad global (DEVINE, 1998; IUCN, 2000; MACK *et al.*, 2000). La introducción de seres vivos tiene un impacto negativo sobre las especies nativas a través de fenómenos de competición, depredación, contaminación genética, e introducción de patógenos (ELTON, 1958; DODD & SEIGEL, 1991; BUTTERFIELD *et al.*, 1997; ARANO *et al.*, 1995; MANCHESTER & BULLOCK, 2000). Desde que el hombre ha viajado, especialmente a través del mar, ha trasladado animales y plantas fuera de sus áreas naturales de distribución, bien activa o pasivamente (DI CASTRI *et al.*, 1990; MANCHESTER & BULLOCK, 2000). Las características que suelen presentar las especies introducidas que acaban convirtiéndose en invasoras son: amplia valencia ecológica –capacidad de adaptación a diversos hábitats–, estrategia de la “r” en su ecología reproductiva –basada en la amplia procreación con escasa dedicación a las crías–, asociación con hábitats antrópicos o comensalismo con el hombre, y un origen a partir de continentes con faunas diversas y saturadas (SAX & BROWN, 2000; KOLAR & LODGE, 2001). Las características que frecuentemente aparecen en las regiones que padecen invasiones son: aislamiento geográfico, baja riqueza específica, nivel elevado de modificaciones en el medio de origen antrópico, y ausencia, entre las especies nativas, de enemigos hacia las especies introducidas (FOX & FOX, 1986; SMALLWOOD, 1994; EWELL, 1999; SAX & BROWN, 2000).

El problema medioambiental que genera la introducción de especies exóticas se enfrenta actualmente a una difícil resolución, porque aún en muchos países la Administración y la opinión pública es bastante indiferente a la necesidad de prevención de tales introducciones (DE KLEMM, 1996). Incluso hasta hace muy pocos años había carencia de estudios científicos en Europa que abordaran la problemática (ver no obstante LEVER, 1977; CCBHS, 1983). Afortunadamente, el panorama del interés por el problema comienza a cambiar, tanto a nivel de la legislación (ver ese apartado en el presente capítulo), como en dedicación de la literatura científica (LANZA & CORTI, 1993; LUISELLI *et al.*, 1997; MANCHESTER & BULLOCK, 2000; ANDREOTTI *et al.*, 2001). También en España ha aumentado el interés, y son diversos los estudios que tratan de la temática en vertebrados (SORIGUER *et al.*, 1998; ELVIRA, 2001; MURGUI, 2001) y en anfibios y reptiles en particular (MATEO, 1997; ARANO *et al.*, 1995; MATEO, 1997; CASANOVAS, 1998; GALÁN, 1999; GÓMEZ DE BERRAZUETA & PÉREZ-BOTÉ, 2000; MARTÍNEZ-SILVESTRE & CERRADELO, 2000). Recientemente se ha abierto un foro de discusión sobre las especies invasoras en nuestro territorio cuya dirección para suscribirse es invasoras-request@listserv.rediris.es.

Convenciones sobre la diversidad biológica como la de Berna no especifican a veces que las especies listadas en los apéndices deban ser indígenas del territorio del estado signatario. Por ello, llega a darse la situación de que especies exóticas aparecen en apéndices de especies protegidas (DE KLEMM, 1996). Una posible solución es catalogar las especies nativas y no nativas del territorio perteneciente a un estado. El presente capítulo pretende revisar los casos de especies de anfibios y reptiles introducidos antigua y recientemente en el territorio español, la fecha y el modo en que fueron introducidos cuando se conoce, y comentar algunos posibles efectos sobre la herpetofauna nativa. Este último aspecto es desconocido para la mayoría de las especies, quizás por haber sido siempre infravalorado, y necesita de análisis y estudios mucho más profundos. La información sobre las especies introducidas, en este caso anfibios y reptiles, es de interés para los gestores del medio ambiente, en tanto sirve para el desarrollo de políticas sobre la importación, traslocación y suelta de ejemplares cautivos (LIVO *et al.*, 1998).

2. Terminología

Son muchos los términos que se utilizan en el campo de las introducciones e invasiones biológicas. Los más usuales (tomados de IUCN 2000; ANDREOTTI *et al.*, 2001), son los siguientes:

- **Introducción** es el desplazamiento por parte del hombre de una especie o su propágulo, fuera de su área natural de distribución (pasada o presente). Este desplazamiento puede ser dentro o entre países.

- **Introducción activa** (intencional), se refiere a introducciones realizadas deliberadamente por humanos.
- **Introducción pasiva** (no intencional), se refiere a introducciones no intencionadas por parte del hombre en las que los seres vivos utilizan medios humanos como vectores para dispersarse fuera de sus rangos naturales de distribución.
- **Especie alóctona** (exótica, no nativa, no indígena), es la que está fuera de su rango de distribución natural debido a la actuación activa o pasiva del hombre.
- **Especie autóctona** (nativa, indígena), es la que está dentro de su rango natural de distribución (pasado o presente) y de su distribución potencial.
- **Especie invasora**, es la especie alóctona que, como consecuencia de su establecimiento en nuevos hábitats, es un agente de cambio y amenaza a la diversidad biológica nativa.
- **Especie naturalizada**, es la especie introducida que mantiene poblaciones reproductoras.
- **Especie aclimatada**, es la especie introducida en medios naturales que no logra reproducirse.
- **Reestablecimiento**, es la introducción deliberada de una especie en una zona que fue área natural de distribución, y de la que ha desaparecido. Semánticamente es más correcto que el término reintroducción (de KLEMM, 1996), aunque este último es aún más utilizado.
- **Translocación**, aunque el término se suele aplicar a los movimientos por parte del hombre de seres vivos dentro de su área natural de distribución, estos movimientos son muy difícilmente detectables aún en España para los anfibios y reptiles, por lo que aquí el término es utilizado para describir movimientos de especies de anfibios y reptiles dentro de “entidades biogeográficas”, como son la Península Ibérica, las Islas Baleares y las Islas Canarias.

En esta revisión sobre los anfibios y reptiles introducidos en España se considera como tales a aquellas especies que lo fueron por parte del hombre hace miles de años, aunque se encuentren en la actualidad perfectamente integradas en las herpetofaunas regionales. Se suele establecer en el Neolítico, sobre 4.000 años a.C., el punto de inflexión para considerar una especie como nativa o introducida en una región (WEBB, 1985; MANCHESTER & BULLOCK, 2000). Hemos diferenciado entre especies de introducción antigua y especies de introducción reciente, estableciendo de manera arbitraria el cambio en la mitad del siglo XX. La casuística y problemática que han generado unas y otras es bastante diferente. Quizás mediados del siglo XX represente el cambio entre una etapa anterior, cuando proliferaron en Europa las sociedades de aclimatación de fauna exótica y en España la búsqueda de este tipo de aclimataciones, y una etapa posterior, en la que se comenzó a actuar con prudencia hacia la naturalización de especies exóticas (LEVER, 1979; DE KLEMM, 1996).

La información aquí recogida proviene de la bibliografía, encuestas a la comunidad de herpetólogos, estudios específicos encargados por la Asociación Herpetológica Española, y muestreos de campo. Solo se representa la distribución de aquellas especies introducidas recientemente en España y de las que se conoce su reproducción en territorio español.

3. Las especies de Anfibios y Reptiles introducidas en España

3.1. Especies de introducción antigua

Discoglossus pictus. Sapillo pintojo

Presente en la provincia de Gerona, donde actualmente se extiende por 40 cuadrículas UTM de 10 x 10 km (ver capítulo sobre esta especie); ha sido citada en la provincia de Castellón (FILELLA & LOSA, 1983), per ésta puede ser una cita errónea. Fue introducida hacia finales del siglo XIX o comienzos del XX en Banyuls de la Marenda, Francia (KNOEPLER, 1962; MARTENS & VEITH, 1987), con individuos probablemente escapados de cautividad, procedentes de Argelia. Es localmente abundante y un siglo después de ser introducida sigue en expansión, en comarcas con pluviosidad

moderada (600-900 mm), temperatura media anual de 14-15 °C, y relieve moderado o bajo (LLORENTE *et al.*, 1995), a razón de una cuadrícula UTM de 10 x 10 km cada 6-7 años (A. MONTORI, com. per.). No se han descrito interferencias con otras especies (VEITH & MARTENS, 1987), y su actual área no solapa con la de sapillos pintojos autóctonos, de la que aún se distancia 200 kilómetros.

Bufo mauritanicus. Sapo moruno

Se distribuye por todos los países del Magreb e incluso en una franja al sur del Sahara. Recientemente se han introducido ejemplares en los alrededores de Algeciras (Cádiz), donde se ha llegado a reproducir (MATEO, 1997). Aquí se consideran de introducción antigua, pues hay ejemplares capturados en la misma región en 1911 depositados en el MNCN de Madrid (números 2.990, 3.001). No se han descrito interacciones con los anfibios autóctonos, y no se conoce el estatus actual de esta población, aunque al no haberse localizado ultimamente, la población podría estar extinta (J. A. BARNESTEIN, com. per.).

Bufo viridis. Sapo verde

Su área natural de distribución ocupa buena parte del Paleártico Occidental, desde el sur de Marruecos hasta el sur de Escandinavia, y por el este hasta Pakistán. Presente en las tres principales islas de las Baleares, donde su introducción se supone de origen antrópico y pasivo. Actualmente se observan esporádicamente sapos traslocados entre islas a través de cajas de frutas, fenómeno que también pudo ocurrir en la antigüedad (MAYOL, 1985). Los pioneros probablemente proceden de las islas tirrénicas, donde recientemente se ha descubierto que es autóctono (VIGNE *et al.*, 1997). Estas islas mantuvieron un intenso tráfico marítimo con las Baleares, tanto en la antigüedad como durante la Edad Media, y los sapos de ambos sistemas insulares tienen similitud a nivel bioquímico y de canto (HEMMER & KADEL, 1981; HEMMER *et al.*, 1981). No se han descrito interacciones con herpetos autóctonos, pues éstos están demasiado localizados en la actualidad. Por su carácter terrestre, no creemos que hayan contribuido a la regresión de los sapos parteros baleáricos. Actualmente está bien distribuido y es abundante en las Gimnesias, y en regresión en Ibiza (PALERM, 1997).

Hyla meridionalis. Ranita meridional

Se distribuye de forma natural en regiones continentales del Mediterráneo Occidental. Introducida en la Isla de Menorca, donde se encuentra ampliamente repartida (ESTEBAN *et al.*, 1994) y en las Islas Canarias, donde ha colonizado las siete islas mayores (LÓPEZ-JURADO, 1991). La falta de restos óseos en los yacimientos arqueológicos de estas islas no permite fijar la fecha de su introducción, pero su amplia distribución hace suponer que es antigua. No se sabe si su introducción ha sido activa o pasiva. Las poblaciones menorquinas probablemente procedan de las ibéricas, pero es especulativo el origen de las poblaciones canarias. En Menorca e Islas Canarias no existen anfibios autóctonos, por lo que la especie no interfiere con la fauna actual de anfibios. En la Península Ibérica hay poblaciones introducidas en la provincia de Castellón (LLORENTE *et al.*, 1995).

Rana perezi. Rana común

Endemismo ibérico, introducido en las cuatro mayores islas de las Baleares y en cinco de las siete islas mayores de las Canarias (falta en Lanzarote y El Hierro). No se conoce la fecha de introducción en las Islas Baleares; MAYOL (1997) postula para estas islas su introducción como elemento en la lucha biológica contra los insectos, sin aportar fecha. En las Canarias debió entrar a partir de la colonización por los europeos, por lo que debió ser posterior a la Edad Media. En Mallorca está relativamente bien distribuida, muy escasa o ya ausente en Menorca (V. PÉREZ-MELLADO, com. per.), y en Las Canarias su distribución no ha sido muy amplia por la falta de medios acuáticos permanentes (J.A. MATEO, com. per.), sin embargo, la reciente proliferación de

balsas artificiales para riego está favoreciendo su expansión. En las Baleares se ha observado depredando sobre *Alytes muletensis* (ROMÁN & MAYOL, 1997), por tanto puede haber contribuido a la rarificación de este endemismo de Mallorca. En las Islas Canarias se ha observado depredando sobre un endemismo insular, *Gallotia galloti* (NOGALES *et al.*, 1989).

Emys orbicularis. Galápago europeo

Se distribuye por el Paleártico Occidental y Central. Introducida en Menorca y Mallorca en época imprecisa, pero probablemente prehistórica (cultura talaiótica) o histórica (Imperio Romano); en cualquier caso, también es muy probable un episodio de varias introducciones desde diferentes procedencias geográficas (V. PÉREZ-MELLADO, comp. per.). Si fue introducido en época de la cultura talaiótica, procede de poblaciones del Levante Ibérico. Si lo fue en época del Imperio Romano, puede tener su origen en las islas de Córcega, Cerdeña, o de la Península Italiana. Probablemente fue introducido como animal de compañía (MAYOL, 1985). Por ahora hay ausencia de fósiles en el archipiélago (KOTSAKIS, 1981). En la Isla de Menorca está presente en todos los estanques y balsas que se forman en los barrancos (VICKERS, 1983; ESTEBAN *et al.*, 1994). En Mallorca está prácticamente restringida a la Albufera de Alcudia, pues aunque se conocía de otras localidades (Magalluf, Manacor), ha desaparecido cuando se desecaron los estanques. En el pasado siglo eran tan abundantes en Mallorca, que se capturaban para obtener su grasa, con la que se lubricaban algunas máquinas (MAYOL, 1985). Actualmente no interfiere con las especies autóctonas. En el pasado pudo haber contribuido a la desaparición o disminución de los sapos parteros de las Baleares (*Alytes muletensis*, *A. talaioticus*). Las poblaciones de Mallorca y Menorca está amenazadas por la desecación de las zonas húmedas donde viven.

En Asturias está introducido en tres localidades. Los ejemplares proceden de Extremadura y llegaron gracias al constante comercio que se efectuaba con esta especie como animal de jardín y huerta. Se consideraba beneficioso por el consumo de caracoles y babosas (F. BRAÑA, com. per.). Este caso corresponde a una traslocación.

Testudo graeca. Tortuga mora

Distribuida de forma natural por el sur y este del Mediterráneo. En el área de estudio se encuentra introducida en las Marismas del Guadalquivir, sureste ibérico e Islas Baleares (Mallorca, Ibiza, Formentera), aunque hasta muy recientemente se consideraba autóctona del área ibérica (BAILÓN, 2001). En su área original, la tortuga mora es considerada animal semidoméstico, y mantenida en huertos y patios de casas; se supone que así también sería en la época Antigua, por lo que el hombre la habría introducido activamente a través del Mediterráneo (BOSCA, 1877). Esto es aplicable a las poblaciones del sureste ibérico. Las baleáricas pudieron ser introducidas en el siglo XIX (BARCELÓ, 1876), posiblemente por la creencia de que su presencia en las casas ahuyentaba a las ratas (MAYOL, 1985). Mediante análisis genético se sabe que los ejemplares ibéricos proceden de la orilla derecha del Río Muluya (ÁLVAREZ *et al.*, 2000), probablemente de Argelia, origen que también se supone para las poblaciones baleáricas (BARCELÓ, 1876). En las Marismas del Guadalquivir hay referencias sobre introducciones concretas hacia mediados del siglo XX (ANDREU *et al.*, 2000), y en el sur de Cádiz se realizaron sueltas masivas en 1987 con ejemplares procedentes de Marruecos, aunque no se conoce el destino de esta población (ANDREU & LÓPEZ-JURADO, 1997). En las Islas Canarias aparecen ejemplares aclimatados (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas). En los últimos años siguen entrando en la Península Ibérica ejemplares procedentes de Marruecos. Algunos acaban en centros de recuperación, pero cuando la densidad es alta, los individuos se contagian de rinitis y se producen elevadas mortandades. Recientemente se ha devuelto a Marruecos, bajo el patrocinio de la AHE, un importante contingente de la especie. No se han descrito interferencias con otros reptiles autóctonos en el área ibero-baleár.

Testudo hermanni. Tortuga mediterránea

Distribuida de forma natural por la orilla norte del Mediterráneo. Introducida en las Islas Baleares (Mallorca y Menorca), probablemente de forma activa por los pueblos que frecuentaron esas islas, del mismo modo que ha sucedido en parte del Mediterráneo (CHEYLAN, 1981). Su introducción es muy antigua, pues se han encontrado restos en yacimientos de hace 3.000 años, con pruebas de que era utilizada como alimento por el hombre (MAYOL, 1985). Poblaciones ibéricas al sur del macizo de L'Albera (Gerona) se interpretan como traslocaciones; este origen se conoce con certitud para dos poblaciones estables, una en la Punta de la Banya (Delta del Ebro), y otra en el macizo del Garraf (Barcelona; LLORENTE *et al.*, 1995). Sin embargo su distribución autóctona ibérica era mucho más amplia, como atestiguan datos históricos (del siglo XVI; BERTOLERO & MARTÍNEZ-VILALTA, 1994) y paleontológicos (JIMÉNEZ-FUENTES & MARTÍN, 1989; BAILÓN, 2001). En las Islas Canarias aparecen ejemplares aclimatados (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas). No se han descrito interacciones con las especies autóctonas de reptiles en las áreas de introducción.

Chamaeleo chamaeleon. Camaleón común

Ampliamente distribuido por el sur del Mediterráneo. No hay pruebas concluyentes de su carácter de especie introducida en la Península Ibérica. Pero la ausencia de restos paleontológicos previos a la Edad del Bronce (TALAVERA & SANCHÍZ, 1985) —una época en la que ya existía trasiego humano a través del Estrecho de Gibraltar—, y la similitud morfológica (BLASCO *et al.*, 1985) y genética (HOFMAN *et al.*, 1991; M. BLASCO, com. per.; J.A. MATEO, com. per.) con los camaleones norteafricanos, así lo hacen suponer. El camaleón común siempre ha despertado simpatía e incluso ha tenido cierto sentido mágico para las culturas mediterráneas (BLASCO *et al.*, 2001), por lo que en tiempos prehistóricos e históricos ha sido trasladado a través del Mediterráneo. Se han mantenido de forma natural poblaciones en islas y en la Península Ibérica, allí donde encontraba comarcas climáticamente favorables, en hábitats normalmente transformados por el hombre (M. BLASCO, com. per.).

En su área de distribución ibérica la población más amplia, estable y antigua, corresponde a la Axarquía de Málaga (MELLADO *et al.*, 2001). El origen de otras poblaciones se sitúa entre 1920-1930 (Algarve), 1940-1950 (Huelva), y posteriores a 1960 (Almería, algunas localidades de Cádiz y Málaga). Actualmente se puede considerar como el reptil más trasladado en el sur ibérico, con aparición de poblaciones reproductoras en muchas localidades andaluzas (BLASCO *et al.*, 1979, 1985), y ejemplares aislados en zonas climáticamente menos favorables para la especie (Álava, Badajoz, Sevilla, Vélez-Rubio, Zalamea la Real, etc.; TEJADO & POTES, 2000; BLASCO *et al.*, 2001). Estas traslocaciones se realizan a costa de poblaciones bien aclimatadas a las que deprimen, lo que desdibuja la biogeografía de la especie en la Península Ibérica. La importación hacia la Península Ibérica de ejemplares como animales de compañía, procedentes de Marruecos, ha sido muy intensa entre 1975-1995 y continua en la actualidad. En Ceuta y Melilla la liberación de ejemplares procedentes de Marruecos es continua e importante (F.J. MARTÍNEZ-MEDINA, com. per.; obs. pers.). también ha sido citado las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

Tarentola mauritanica. Salamanesca común

Se distribuye por el Mediterráneo Occidental. Introducida en las Islas Baleares, donde está ampliamente repartida (las cuatro islas principales y 26 islotes; RODRÍGUEZ-RUIZ, 1974; MAYOL, 1981, 1997). Se supone que procede del norte de África, traída a las islas principales por los comerciantes cartagineses hacia el siglo IV a.C. (MAYOL, 1985). La colonización de algunos islotes podría haber ocurrido de forma pasiva, gracias a la antigua costumbre de llevar el ganado a ellos (FRONTERA *et al.*, 2000), pues se ha encontrado en las Baleares salamansas en barcas (MAYOL,

1985) o incluso anteriormente, por las poblaciones talaioicas (V. PÉREZ-MELLADO, com. per.). En la Península Ibérica las poblaciones costeras de Cantabria proceden de introducciones recientes, y el mismo origen se supone para otras septentrionales en ambientes antrópicos (MARTÍNEZ-RICA, 1997; F. BRAÑA, com. per.). Aunque se conocen casos de depredación sobre *Podarcis lilfordi* (SALVADOR, 1978), difícilmente se puede responsabilizar a la salamancha común de la extinción de este endemismo insular en las islas principales, pues convive con ella en numerosos islotes.

***Hemidactylus turcicus*. Salamancha rosada**

Probablemente originaria del Próximo Oriente, su presencia en el Mediterráneo Occidental (Península Ibérica, Islas Baleares, noroeste de África) puede deberse a transporte pasivo por los pueblos comerciantes que surcaron este mar en la antigüedad (PASTEUR & BONS, 1960, LLORENTE *et al.*, 1995), como los navegantes egeos, en la Ruta del Estañ, para el caso de las Islas Baleares (MAYOL, 1985). La ausencia de fósiles (SALVADOR, 1997) y la completa similitud genética de estas poblaciones del Mediterráneo Occidental (S. CARRANZA, com. per.) apoya esta hipótesis. En las Islas Canarias se supone que su introducción sucedió a raíz de la llegada de los europeos, a partir del siglo XV, introducción que puede estar favoreciéndose en la actualidad por el transporte de material de construcción (PH. GENIEZ, en la presente obra). La colonización más reciente en estas islas, junto con su diversificada fauna de gecónidos, podría ser la razón de que la salamancha rosada solo haya colonizado las dos islas mayores y sólo se encuentre en el principal núcleo urbano de cada isla. La más diversificada fauna de gecónidos del norte del África con respecto a la Península Ibérica, también podría explicar su lenta progresión en esta parte del sur del Mediterráneo (FAHD & PLEGUEZUELOS, 1996). En la Península Ibérica y Baleares ocupa ampliamente los medios naturales, no solo las construcciones humanas. No se han descrito interacciones con elementos de la fauna autóctona; en Santa Cruz de Tenerife vive en parques sintópicamente con *Tarentola delalandi*.

***Podarcis sicula*. Lagartija italiana**

Endemismo de la Península Italiana, se encuentra introducida en Menorca, Almería y Cantabria (EISENSTRAUT, 1950A; MEIJIDE, 1981; OLMEDO, 1997). En Menorca se postula una introducción en la Edad Media (ver texto sobre esta especie en capítulo III), aunque no es descartable una introducción en la Edad Antigua, época en la que ocurrieron la mayoría de las colonizaciones en las Islas Baleares (ALCOVER *et al.*, 1981). Las dos poblaciones peninsulares se supone son de introducción más contemporánea, favorecidas de forma pasiva por el desarrollo del tráfico marítimo durante los siglos XIX y XX, fenómeno que se ha observado con esta especie en muchos puertos marítimos del mundo (HENLE & KLAVER, 1986). Ambas fueron observadas por primera vez en la segunda mitad del siglo XX (MERTENS & WERMUTH, 1960; MEIJIDE, 1981). En la ciudad de Málaga se citó a comienzos del mismo siglo (MÜLLER, 1905), aunque no ha vuelto a encontrarse. La población de Santander también parece extinta, pero debió ser el origen de las otras dos poblaciones cántabras, en las dunas de Riss (Noja), y en la Ría de Oriñón (Laredo; MEIJIDE, 1985), pues estas dos localidades no poseen puerto marítimo. La de Riss es estable desde hace años sobre una superficie de 5-10 hectáreas; la de Oriñón parece actualmente extinta (J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.; obs. per.). La de la ciudad de Almería ocupaba una extensión de una hectárea en la década de los noventa, estimándose una población de 1.000 individuos en el parque Nicolás Salmerón (OLMEDO, 1997). Actualmente se ha extendido por los arrabales de la ciudad y la Rambla del Andarax, hasta ocupar dos cuadrículas de 10 x 10 kilómetros (J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.). En Menorca está bien distribuida por la isla (ESTEBAN *et al.*, 1994) y se están observando en la actualidad nuevas poblaciones (PÉREZ-MELLADO *et al.*, 2000). La especie es de tamaño grande, agresiva y oportunista; desplaza a las lagartijas autóctonas, como ocurre con *Podarcis hispanica* en la ciudad de Almería (MELLADO, 1985; MELLADO & OLMEDO, 1992), con *P. lilfordi* en islotes de

Menorca (PÉREZ-MELLADO *et al.*, 2000), con *P. muralis* en las dunas de Riss (J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.), e incluso con *Tarentola mauritanica* en Almería (OLMEDO, 1997). Sin embargo GRUSCHWITZ & BOHME (1986) informan que *P. muralis* no permite la presencia de *P. sicula* en las paredes ocupadas por aquella; tal vez esto no ocurra en el suelo, como se observa en las dunas de Riss, o con la especie congénérica *P. hispanica* como se observa en Almería. Sería por tanto del máximo interés un seguimiento del proceso de expansión de la especie en las tres regiones españolas donde se encuentra, así como un análisis de las relaciones interespecíficas con otras especies de fauna autóctona, sobre todo en relación a la competencia por los recursos.

Lacerta perspicillata. Lagartija de Marruecos

Endemismo del Magreb Occidental, ha sido introducida en la Isla de Menorca (EISENTRAUT, 1950b), donde fue citada desde comienzos del siglo XX (MERTENS, 1929). Está ausente del registro fósil de esa isla (KOTSAKIS, 1981). Probablemente su introducción sea antigua, realizada por algunos de los pueblos que viajaron rutinariamente entre el norte de África y las Baleares (MAYOL, 1985). Su similitud morfológica con las poblaciones de Orán (donde a su vez está probablemente introducida), hacen pensar en esta ciudad argelina como lugar de origen de la población menorquina (MATEO, 1997). En Menorca no coincide sintópicamente con *Podarcis sicula* (V. PÉREZ-MELLADO, com. per.). No existen actualmente reptiles autóctonos en la Isla de Menorca con los que interferir.

Elaphe scalaris. Culebra de escalera

Endemismo ibérico, e introducido en la Isla de Menorca, donde está ausente del registro plio-pleistocénico (CALOI *et al.*, 1988). Aparece en yacimientos de los siglos IV y III a.C., y del año 150 de nuestra era (VIGNE & ALCOVER, 1985), por lo que debió entrar en la isla en época prerromana, quizás con fines totémicos, ya que los ofidios han pertenecido frecuentemente a la mitología de los pueblos mediterráneos (BRUNO & MAUGUERI, 1990). Su tamaño relativamente grande también sugiere que la especie sea de introducción activa. Nunca ha debido plantear interferencias con la fauna autóctona de herpetos, pues la especie se alimenta exclusivamente de endotermos (PLEGUEZUELOS, 1997).

Macroprotodon cucullatus. Culebra de cogulla

Se distribuye por el sur del Mediterráneo e Iberia. Introducida en las islas de Mallorca y Menorca, donde se halla bien distribuida y es abundante (EISENTRAUT, 1950a; VIGNE & ALCOVER, 1985). Probablemente fue introducida por los romanos, a partir del s. II a.C., con ejemplares procedentes de la próxima costa argelina (BUSACK & MCCOY, 1990; PLEGUEZUELOS *et al.*, 1994), aunque se desconoce si fue introducción activa o pasiva. La especie ha sido reputada como responsable de la extinción de la lagartija balear de estas dos islas (MERTENS, 1957; ALCOVER *et al.*, 1981; KOTSAKIS, 1981; MAYOL, 1985), por su alimentación sauriófaga y la coincidencia temporal entre la llegada del ofidio y la desaparición del saurio (SANDERS, 1984; ALCOVER & GOSÁLVEZ, 1988; GÓMEZ DE BERRAZUETA & PÉREZ-BOTÉ, 2000). Sin embargo creemos que la extinción de la lagartija balear más bien podría ser la responsabilidad de otros depredadores mucho más activos y de introducción coetánea con la culebra de cogulla, como son algunos mamíferos (PLEGUEZUELOS *et al.*, 1994).

Natrix maura. Culebra viperina

Se distribuye por las regiones continentales del Mediterráneo Occidental. Introducida en las Gimnesias en época antigua (ALCOVER, 1987). Debido a la costumbre de los fenicios y cartagineses de lanzar a las cubiertas de los barcos contrarios vasijas conteniendo serpientes para causar pánico entre los combatientes (BRUNO & MAUGUERI, 1990), cabe la posibilidad de que fuera

introducida de forma activa, o sus poblaciones reforzadas en las islas. Los ofidios preferentemente utilizados para este fin eran víboras, pero no hay que olvidar la similitud de la culebra viperina con las víboras. Abundante en Mallorca (MAYOL, 1985), aunque no especialmente en Menorca (ESTEBAN *et al.*, 1994). Todas las culebras con contenido digestivo capturadas en el área del ferret tenían restos del anuro, bien huevos, larvas o adultos. Los barrancos donde con más frecuencia se observaron las culebras, tuvieron un menor número de larvas de ferret (ROMÁN & MAYOL, 1997). Por ello se ha desarrollado una política de erradicación activa de la culebra viperina en el área de distribución del sapillo (ROMÁN & MAYOL, 1997). La culebra viperina también pudo ser la responsable de la extinción del sapo partero vicario en la Isla de Menorca, *Alytes talaoticus*, así como de un discoglósido aún no descrito, pero extinto en la época de la colonización de las islas por parte del hombre.

3.2. Especies de introducción reciente

Rana catesbeiana. Rana toro

Originaria del este de Norteamérica, por su gran tamaño e interés para la ranicultura se encuentra actualmente introducida en varios continentes e islas. A Europa llegó a comienzos del siglo XX, y actualmente se encuentra bien distribuida en el norte de Italia, y puntualmente en el centro (ALBERTINI & LANZA, 1987).

A España llegaron ejemplares en el periodo 1987-1990, creándose varias granjas para su cría en cautividad: Villasbuenas de Gata (Cáceres), Navalcarnero (Madrid), La Robla (León). La de Villasbuenas de Gata había sido abandonada en julio de 1990, observándose ejemplares libres dentro y fuera de su recinto (GARCÍA-PARÍS, 1991). Visitas a la zona durante 2001 han dado resultados negativos para la presencia de la especie (SCV, 2001). La de Navalcarnero estuvo funcionando entre 1997-2000; muestreos realizados durante el año 2001 en los alrededores de la instalación, dieron resultados negativos (AYLLÓN & BARBERA, 2001). En Brugos de Fenar (La Robla, León), se instaló en 1998 una granja para la cría en cautividad de la especie; actualmente alberga algo más de 3.000 ejemplares. Muestreos realizados durante el periodo 2000-2001, en lugares adecuados, en un radio de un kilómetro alrededor de la granja, han dado resultados negativos sobre su presencia (POLLO, 2001).

Se han capturado ejemplares en la Serra de Collserola (Barcelona), pero no se ha comprobado su reproducción en libertad (A. MONTORI & G. A. LLORENTE com. per.). Lo mismo ha sucedido en las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

La rana toro representa un riesgo potencial para la herpetofauna autóctona por su carácter oportunista, su capacidad para depredar sobre larvas, postmetamórficos y adultos de otros anfibios (SMITH, 1977; KUPFERBERG, 1997; pero ver HAYES & JENNINGS, 1986). Su expansión es continua en diversas partes del mundo por lo que se considera una especie invasora (J. MEASEY, com. per.). Pero en España podría no existir actualmente poblaciones naturalizadas.

Rana saharica. Rana magrebi

Se distribuye por el Magreb. Introducida en la Isla de Gran Canaria, en los alrededores de Gáldar y Juan Grande, en el norte y sureste de la isla, respectivamente. Los ejemplares proceden del Aiún (Sáhara Occidental; J.A. MATEO, com. per.). No es fácil diferenciar morfológicamente a esta especie de la congénica *R. perezii*, por lo que análisis genéticos de las poblaciones orientales de las Islas Canarias podrían descubrir más casos de poblaciones introducidas. No se conocen interacciones entre esta especie y la fauna autóctona canaria.

Rana sp. Ranas verdes centroeuropeas

En Villanuevas de Gata (QE05, Cáceres) se introdujeron ejemplares de *Rana lessonae*, de *R. ridibunda*, o bien híbridos de ambas especies procedentes de Italia. Al menos genes de esas

dos especies se detectaron en las ranas de los alrededores de una granja de cría en cautividad de ranas (ARANO *et al.*, 1995).

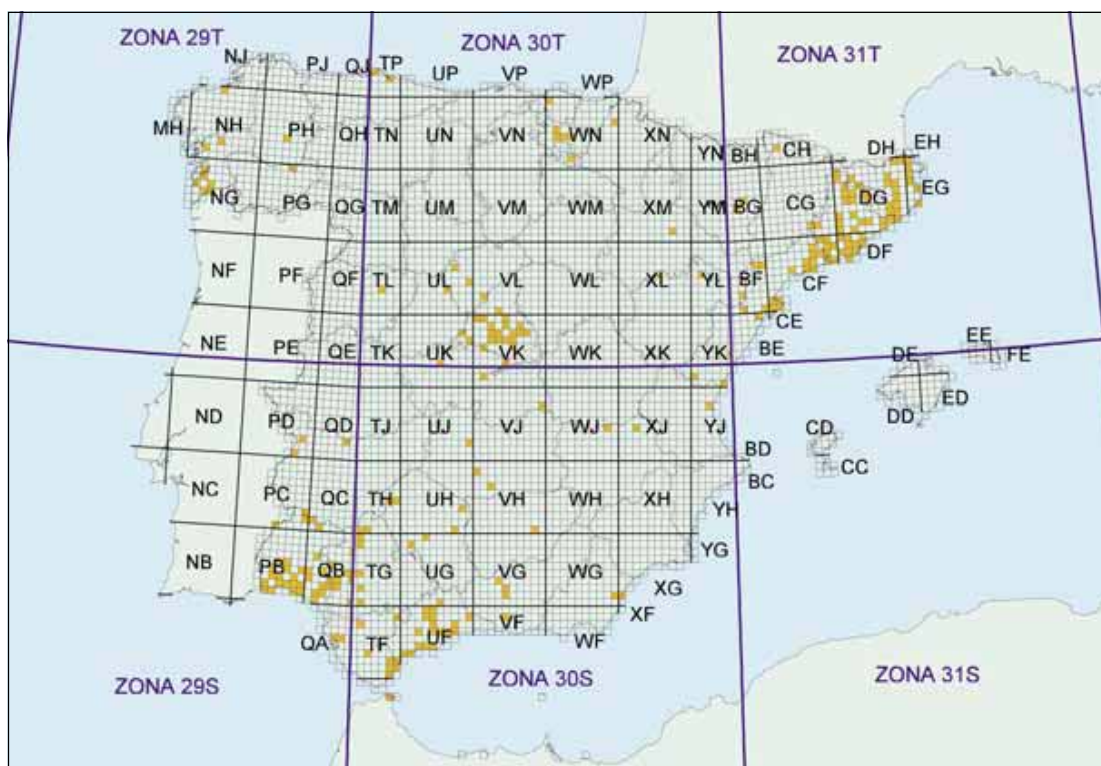
Bufo bufo. Sapo común

Distribución paleártica. En 1960 se colectaron ejemplares en Fuerteventura (M. LIZANA, com. per.), aunque la especie no se ha vuelto a ver en esa isla. Hay una cita, no aclarada, en un ejemplar en la isla de Formentera (Islas Baleares).

Trachemys scripta. Galápagos americano

Es un galápagos de tamaño entre medio y grande (20-60 centímetros) con una destacada mancha roja, naranja o amarilla en cada lado de la cabeza. Originalmente se distribuye por los Estados Unidos (desde el sudeste de Virginia hasta el norte de Florida, y hacia el oeste hasta Kansas, Oklahoma y Nuevo México), América Central y Sudamérica hasta Brasil. Es el galápagos más variable, pues se han reconocido 14 subespecies (ERNST & BARBOUR, 1989). *T. s. elegans* (WIED, 1839). Ocupa el Valle del Mississippi, desde Illinois hasta el Golfo de México. Alcanza 28 centímetros de longitud de caparazón y se caracteriza por poseer una ancha mancha roja postorbital, estrechas bandas gulares y una banda amarilla transversal en cada escudo pleural (ERNST & BARBOUR, 1989). Actualmente se encuentra introducida como reproductora en muchos países de África, Asia y Europa (TIEDEMANN, 1990; CHEN & LUE, 1998), especialmente en países mediterráneos (Francia, Grecia, Italia, Portugal, además de España; GENIEZ & CHEYLAN, 1987; ARAÚJO, 1996; LUISELLI *et al.*, 1997; FILELLA *et al.*, 1999), donde se mantiene en todo tipo de masas de agua gracias a su gran capacidad de adaptación, incluso a aguas muy contaminadas (GIBBONS, 1990).

El primer año para el que se dispone de registro sobre los ejemplares importados por España es 1983, cuando llegaron 92.500 (TAUXE *et al.*, 1985), aunque una cifra más realista es la de 185.000 ejemplares (BARQUERO, 2001); entre 1991 y 1995 España importó sobre 500.000 ejemplares anualmente y en 1997, un año antes de la prohibición, 900.000 ejemplares, probablemente en previsión



de ésta. Aún se pueden adquirir ejemplares legalmente en España, bien porque entraron antes de la prohibición, bien porque proceden de criaderos de la Unión Europea (BARQUERO, 2001). Los galápagos son liberados en la naturaleza cuando los propietarios se cansan de ellos, ya sea por el tamaño que adquieren, por lo que comen o por los olores que generan. Sin duda, es la especie de herpeto introducida en España en época reciente que más amplia y rápida distribución ha alcanzado (MATEO, 1997; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002), pudiendo ser catalogada como especie invasora. La presente obra recoge la presencia de la especie en más de 100 cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros pertenecientes a 29 provincias y 13 comunidades autónomas, aunque las cifras reales han de ser más elevadas.

En Andalucía se encuentra bien distribuido en zonas bajas y costeras de la provincia de Huelva. En total ocupa 74 cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.). Las primeras observaciones en esta comunidad datan de comienzos de la década de los noventa. En las Marismas del Guadalquivir, sin embargo, no se detecta su presencia hasta la segunda mitad de esta década, aunque probablemente se reproducen en la actualidad (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002).

En Aragón está presente en los meandros abandonados del Río Ebro (La Alfranca) y lagunas asociadas a regadíos, tanto en Zaragoza como en Teruel, así como en el Río Cinca (Monzón, Foz, ambos en Teruel; J.D. MORENO, com. per.). En la Reserva Natural de los Galachos de la Alfranca se ha intentado su erradicación con trampas, con poco éxito (BARQUERO, 2001).

En Asturias se ha observado en charcas de la desembocadura del Río Piles, estanques de un parque en Gijón (F. BRAÑA, com. per.), y el Embalse de La Granda (Gozón; R. FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, com. per.).

En las Islas Baleares el 29 de mayo de 2001 se encontró una puesta de 15 huevos en el torrente San Miguel, en el Parque Natural de s'Albufera (MAS & PERELLÓ, 2001). Presente en Cala en Porter (Menorca; FILELLA *et al.*, 1999).

En las Islas Canarias es frecuente en barrancos y estanques (BARQUERO, 2001).

En Castilla y León es citado en el Río Tormes, en las cercanías de la ciudad de Salamanca (GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000).

En Cataluña se ha observado en todo tipo de puntos de agua, tanto naturales como artificiales: estanques, canales, ríos, y marismas, incluidas las aguas de baja calidad (LLORENTE *et al.*, 1995). Antes de la prohibición de su importación, llegaban a Cataluña sobre 250.000 ejemplares anualmente. Se ha comprobado la reproducción en condiciones naturales desde 1992 (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 1997), pero hay indicios de que años antes ya se reproducía (FILELLA *et al.*, 1999); también se ha citado su reproducción en el Delta del Llobregat (DE ROA & ROIG, 1998), Delta del Ebro (BERTOLERO & CANICIO, 2000) y en los Aiguamolls de l'Empordá (FILELLA *et al.*, 1999; CAPALLERAS & CARRETERO, 2000). En esta comunidad se ha citado su presencia en 54 cuadrículas UTM de 10 x 10 kilómetros (13,9% del total), aunque en la presente obra no se recogen todas (ver relación en FILELLA *et al.*, 1999). La Administración autonómica ha emprendido campañas de concienciación de la población y recogida de ejemplares (BARQUERO, 2001). En el Embalse de Foix (Tarragona) se está procediendo a su erradicación (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001).

En Extremadura se conoce su presencia desde la primera mitad de la década de 1990: ríos Guadiana, Zapatón, Árrago, Tiétar, Aljucén, y Embalse de las Muelas (DA SILVA, 1995; DA SILVA & BLASCO, 1995; MATEO, 1997; BARQUERO, 2001). En algunas de estas localidades coincide con una o las dos especies de galápagos autóctonos.

En Galicia se conoce su presencia en medios naturales desde comienzos de la década de los noventa (AYRES, 2001), y su reproducción en el Baixo Miño (Pontevedra) desde la segunda mitad de la década de los noventa (GALÁN, 1999). Se observa en diversos tipos de medios acuáticos (charcas, remansos de ríos, embalses) en las localidades de A Granxa, Caldas de Reis, Campañó, O Cerquido, Centeáns,

Budiño, Caldelas, Laguna de Maso, Orbenlle, El Miño, Samos, Tuy, Vigo, Ximonde (Pontevedra), Embalse de Sabón, Embalse de Meicende (A Coruña), Río Cabe, en Monforte (Lugo), y Río Arnoia (Ourense; AYRES, 2001). En total se ha observado en 14 cuadrículas UTM 10 x 10 km (no todas recogidas en la cartografía de la presente obra), y su tendencia es a seguir aumentando (AYRES, 2001).

En La Rioja está presente en los ríos Ebro, Cidacos, y los embalses de La Grajera y Del Perdiguero (BARQUERO, 2001).

En la comunidad de Madrid está presente en los ríos Arroyo de la Loba, Alberche, Guadarrama, Henares, Manzanares y Tajo (BARQUERO, 2001), así como en graveras abandonadas (Laguna del Campillo; BALSET, 2001) y en estanques de jardines alrededor del río manzanares, estanque del parque del Lago de Valdemoro, y estanque del parque de ka Alhóndiga, en getafe (J. CANO, com. per.).

En Navarra se ha observado en la ciudad de Pamplona (FILELLA *et al.*, 1999).

En el País Vasco está al menos en el embalse de La Bilbaina (Laukariz, Bizkaya; BARQUERO, 2001), Río Zahorra (Villodas, Álava; J.M. FERNÁNDEZ-GARCÍA, com. per.), Embalse de Ullívarri-Gamboa (Garayo, Álava; P. SÁENZ DE URTURRI, com. per.), y en el humedal de Bolue (Getxo, Bizkaya; J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.). El Ayuntamiento de este municipio está ejecutando un proyecto para su erradicación, pues actualmente más del 85% de los galápagos encontrados corresponden a esta especie (BARQUERO, 2001).

En la Comunidad Valenciana se ha observado en Xest y L'Albufera (Valencia), Nules y Borriana (Castellón; BARQUERO, 2001).

El tamaño de los ejemplares detectados en libertad oscila en 56-300 mm de longitud de espaldar, y la edad entre uno y once años, calculada mediante conteo de anillos de crecimiento (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002). En las Marismas del Guadalquivir los anillos de crecimiento son mucho más anchos en el galápagos americano que en los galápagos autóctonos sintópicos, y de su conteo se deduce que el crecimiento en la especie alóctona es mucho más rápido (hasta 200 milímetros de longitud de espaldar con 4 anillos; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002). Es característico que la razón de sexos esté fuertemente desviada hacia las hembras (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001), aunque esto puede ser un artefacto de las técnicas de muestreo. Hembras maduras sexualmente, capturadas el mismo mes, presentan folículos en dos estadios de crecimiento, lo que sugiere la existencia de dos puestas al año (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002). Su periodo de actividad anual se sitúa en marzo-noviembre en el centro de la Península Ibérica (BALSET, 2001).

En relación a las interferencias con las otras especies de galápagos autóctonos, la mayor parte de las observaciones apuntan hacia la existencia de tolerancia en ambos sentidos. Se observan ejemplares de galápagos americano en sintopía con el galápagos leproso en muchas localidades, incluso compartiendo los mismos lugares de asoleamiento (ACEITUNO, 2001; AYRES, 2001; BALSET, 2001; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002). Es más fitófago que los galápagos autóctonos (FILELLA *et al.*, 1999; GÓMEZ-CANTARINO & LIZANA, 2000; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002), por lo que no se supone mucha competencia por los recursos tróficos. Experiencias planteadas entre neonatos del galápagos americano y el galápagos europeo apuntan también a la ausencia de competencia (LUISELLI *et al.*, 1997). Pero también ingiere materia animal de manera constante (PARMENTER & AVERY, 1990; DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002), incluso depreda sobre anfibios autóctonos (*Rana perezi*; J. CERDEIRA, com. per.), y es posible que exista competencia por los refugios, lugares de asoleamiento, etc. (CRUCITTI *et al.*, 1990). En la Laguna del Acebuche (P.N. Doñana), conforme se iban extrayendo galápagos americanos de las zonas más profundas, que son las que menos riesgo de depredadores terrestres (jabalí) poseen, éstas iban siendo colonizadas por el galápagos leproso, lo que indica que la presencia de los primeros está excluyendo a los segundos de enclaves que son apetecidos por éstos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002). Son ya numerosas las localidades donde el censo de galápagos americano supera al censo de galápagos autóctonos: Laguna del Portil, Huelva (J.A. MATEO, com. per.),

Embalse de San Juan, Madrid (ACEITUNO, 2001); Embalse de Foix, Tarragona (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001).

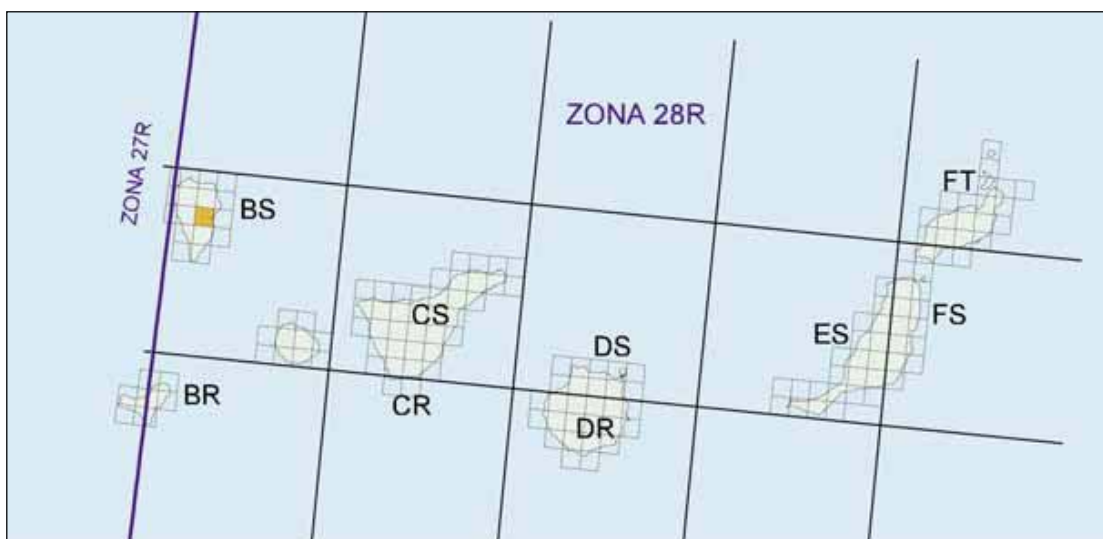
En caso de sintopía con el galápagu leproso, se han observado diferencias fenológicas; el galápagu americano se muestra activo a temperaturas del agua inferiores, por lo que puede comenzar antes en el año su actividad (ACEITUNO, 2001). También se han observado diferencias etológicas. Mientras que el galápagu leproso se sumerge ante el menor indicio de presencia humana, el galápagu americano se mantiene inalterado (ACEITUNO, 2001; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001).

Por último, en análisis de agentes patógenos a través de coprocultivos, se ha encontrado *Salmonella* spp. en todos los ejemplares de las Marismas del Guadalquivir (n = 17), mientras que no apareció en los galápagos autóctonos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002).

Desde hace varios años está prohibida la importación de la subespecie *Trachemys scripta elegans* en la Unión Europea (ver apartado sobre legislación), gracias a una recomendación anterior realizada por la comunidad científica (Resolución 7 en el *First International Congress of Chelonian Conservation*; CARRETERO, 1996).

Tropidurus plica. Correcaminos arlequín

Lagarto de tamaño moderado, similar a las iguanas, de actividad diurna que habita el centro y sur de América. En los últimos años se ha observado una población reproductora próximo a Santa Cruz de la Palma, en la Isla de la Palma (UTM BS27), en las proximidades de una empresa que importa madera desde Centroamérica. Los ejemplares han sido retirados de manera activa (J URIOSTE, com. per.), pero son posibles futuras reintroducciones.”



Tarentola boettgeri. Perenquén de Boettger

Endemismo de las Islas Canarias. Hacia la pasada década se observaron ejemplares de *Tarentola* en localidades de Galicia donde no existían gecónidos (Ourense, Santiago de Compostela, Vigo, A Coruña). Los de la ciudad de Vigo que pudieron ser examinados resultaron ser perenquenes de Boettger. Se interpreta que llegaron desde la Isla de Gran Canaria con cargamentos de plátanos (GALÁN, 1999). En 1993, en A Coruña, se observó un ejemplar de pequeño tamaño, probablemente neonato, que hace suponer la reproducción de estas poblaciones introducidas (GALÁN, 1999). En Toro (Zamora), llegan a un almacén de frutas constantemente ejemplares de esta especie (hasta ocho ejemplares diarios), con cargamentos de plátanos procedentes de Gáldar y el Valle de Arucas (Isla de Gran Canaria), aunque aún no hay constancia de su reproducción (A. Bermejo, com. per.). Probablemente este fenómeno se esté repitiendo en muchos lugares de la Península Ibérica

Tarentola delalandii. Perenquén común

Endemismo de las islas de La Palma y Tenerife, en las Islas Canarias, en los últimos años se han observado ejemplares en Oviedo y Gijón, en almacenes de fruta, donde recibían cargamentos de plátanos procedentes de las Islas Canarias. No se tiene constancia de que se reproduzcan (F. BRAÑA, com. per.).

Psammodromus hispanicus. Lagartija cenicienta

Endemismo ibérico. Presente en los terrenos de un cuartel militar de la ciudad de Melilla (L.J. BARBADILLO, EN BONS & GENIEZ, 1996). No se conoce el modo en que han llegado, ni la procedencia de estas poblaciones, pero se supone lo hicieron en fecha reciente.

Psammodromus algirus. Lagartija colilarga

Distribución ibero-magrebí. MASIUS (1999) cita un ejemplar dos kilómetros al sur de Cala Mandia (Mallorca) a 200 metros de la playa, en hábitat favorable para la especie. No encontró más ejemplares, pero el hallazgo merece futuras prospecciones.

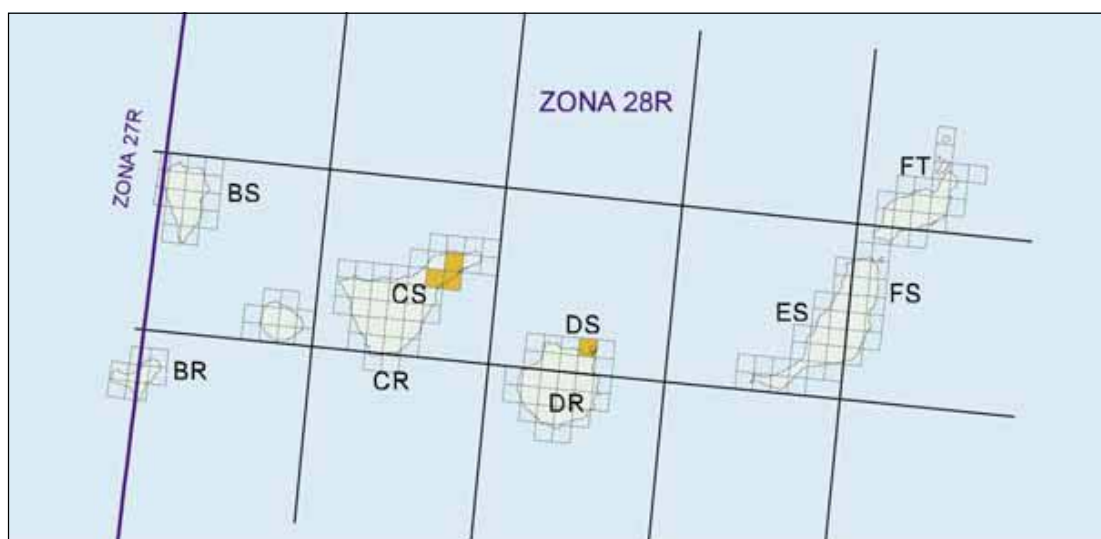
Podarcis pityusensis. Lagartija de las Pitiusas

Endemismo de las Pitiusas. Introducida en la ciudad de Barcelona, probablemente de forma activa, hace tan solo 15-20 años. Ocupa zonas ruderales con piedras, ruinas y abundante vegetación herbácea, donde se reproduce. El desarrollo urbanístico de la ciudad implica pocas posibilidades de viabilidad de la población (CARRETERO *et al.*, 1991). Hacia mediados de la década de los noventa fue introducida de forma activa en la península de Gaztelugatxe (Bakio, Vizcaya); en un principio fue confundida con la lagartija italiana (SALAZAR, 1998). Actualmente la población está en auge, es abundante y convive sintópicamente con *Podarcis muralis* (J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.).

Iguana iguana. Iguana común

Se distribuye de forma natural por Centroamérica y el norte de Sudamérica, donde vive en selva primaria y secundaria, principalmente en las proximidades de ríos y pantanos, en árboles y arbustos, por donde trepa con facilidad. Los jóvenes son insectívoros, mientras que los adultos son omnívoros, mayormente fitófagos.

En Barranco Hondo, Radazul y Tabaida, próximos a la ciudad de Santa Cruz de Tenerife (Canarias) se encuentra una población reproductora, pues se han encontrado ejemplares de tan solo días de edad, al menos entre 1996-2001 (J. URIOSTE, com. per.). Ejemplares aclimatados se encuentra frecuentemente por toda la isla, aunque todos son sistemáticamente retirados por la



Administración Autonómica (J.URIOSTE, com. per.), y en la próxima isla de La Gomera (J. MATEO, com. per.) No se conocen interacciones con la fauna autóctona, pero debido a la existencia de especies endémicas, ecológicamente frágiles como suele ser la fauna de las islas oceánicas, sería recomendable un seguimiento de la posible expansión de esta población.

Hay casos de liberaciones intencionadas en El Portil, El Conquero, La Rábida y Punta Umbría, todos en la provincia de Huelva, Benalmádena y Rincón de la Victoria, ambos en la provincia de Málaga (J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.). No hay constancia de reproducción en la naturaleza en la Península Ibérica.

3.3. Traslocaciones de anfibios y reptiles

3.3.1. En la Península Ibérica

Pleurodeles waltl. Gallipato

Endemismo ibero-magrebí. En el noreste peninsular había poblaciones permanentes en Blanes (Gerona) a 180 km del borde norte de su área natural de distribución (LLORENTE *et al.*, 1995), aunque actualmente podrían estar extinguidas (A. MONTORI, com. per.).

Triturus alpestris. Tritón alpino

En el macizo de Peñalara (Sistema Central, Madrid) existe una población en lagunas de origen glacial, que según estudios genéticos realizados, corresponde a una introducción con poblaciones del norte peninsular. Se conoce su existencia desde 1928 (ver texto sobre esta especie).

Triturus helveticus. Tritón palmeado

Se distribuye por Europa Occidental. En Cataluña, en la comarca del Montsiá (Tarragona) existen poblaciones introducidas hace pocos años. Próximo a la ciudad de Barcelona, en el embalse de Can Borrell de Vallvidrera, hay citas repetidas, situadas a 50 kilómetros al sur de las poblaciones naturales del Montseny (LLORENTE *et al.*, 1995).

Triturus marmoratus. Tritón jaspeado

Se distribuye por la Península Ibérica y Francia. Existe una población introducida y reproductora en el Pantá de Vallvidrera (Barcelona; A. MONTORI, com. per.).

Hyla meridionalis. Ranita meridional

Introducida repetidamente en la última década en balsas mineras de Gallarta (Abanto, Bizkaia); actualmente no se ven ejemplares (J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.). Existen actualmente un programa de reestablecimiento de poblaciones en el País vasco que parece exitoso.

Bufo bufo. Sapo común

Presente en la Isla de Ons probablemente debido a introducción (FERNÁNDEZ DE LA CIGONA, 1991).

Psammodromus hispanicus. Lagartija cenicienta

En 1990 fueron reintroducidos con éxito ejemplares en los Aiguamolls de l'Empordá, lugar donde poblaciones naturales de la especie habían desaparecido (CARRETERO, 1992). Este caso supone por tanto un restablecimiento. La población perdura en la actualidad (M.A. CARRETERO, com. per.).

Lacerta bilineata. Lagarto verde

ADEVE (Asociación para la Defensa de las Especies en Vías de Extinción) está realizando cría en cautividad del lagarto verde para su reintroducción en localidades del País Vasco donde se ha extinguido; desconocemos las reintroducciones llevadas a cabo hasta el momento.

Mauremys leprosa. Galápago leproso

Se encuentra introducido en una docena de localidades de Asturias, con ejemplares procedentes de Extremadura, traídos hace décadas como animales de jardín y huerto, por el supuesto efecto beneficioso al consumir babosas (F. BRAÑA, com. per.). En Bizkaia se encuentra introducido en los ríos Barbodín (Gardanez) y Nervión (Bilbao) entre otros (BEA, 1998), también con ejemplares traídos de Extremadura (J.M. PÉREZ DE ANA, com. per.). En Galicia y Navarra se conoce el mismo fenómeno (GOSÁ & BERGERANDI, 1994; GALÁN, 1999), con poblaciones reproductoras (FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, 1989).

3.3.2. Traslocaciones en las Islas Baleares**Bufo viridis.** Sapo verde

Recientemente se han introducido en Ibiza larvas procedentes de Mallorca con el objeto de reforzar las poblaciones (ROMÁN & MAYOL, 1997). Individuos adultos también se están introduciendo actualmente en Menorca (V. PÉREZ-MELLADO, com. per.)

Podarcis pityusensis. Lagartija de las Pitiusas

Introducida en Palma de Mallorca, en el paseo marítimo. Próximo a la ciudad, en Cala Ratjada y Ses Illetes, hay una densa población introducida en época imprecisa, pero probablemente antigua (MAYOL, 1985; FRITZ, 1992). En 1930 se introdujeron lagartijas del Escull Vermell y de Ibiza en el islote Dau Gran (BÖHME & EISENTRAUT, 1981).

Podarcis lilfordi. Lagartija balear

En varias ocasiones se han observado ejemplares aislados o pequeñas poblaciones en las islas de Mallorca y Menorca (BUTTLE, 1986), introducidas activamente a partir de islotes próximos.

3.3.3. Traslocaciones en las Islas Canarias**Chalcides viridanus.** Lisa común

Endemismo de Tenerife, La Gomera y El Hierro. Existe una población introducida en época y modo indeterminado en los Llanos de Aridane, en la isla de La Palma (J.A. MATEO, com. per.). Sería interesante comprobar si la población corresponde en efecto a una introducción, o es el relicto de una distribución pasada más amplia.

Gallotia atlantica. Lagarto atlántico

Endemismo canario de las islas orientales. Introducido en los arenales de Arinaga, en la Isla de Gran Canaria, probablemente a comienzos del siglo XX (BARQUÍN & MARTÍN, 1982). Convive con la especie autóctona, *Gallotia stehlini*, y su población no parece muy abundante. Incluso podría extinguirse, al encontrarse en buena medida en el área ocupada por un polígono industrial (MATEO & LÓPEZ-JURADO, 1997).

Gallotia caesaris. Lagarto tizón de La Gomera y El Hierro

Endemismo canario de El Hierro y La Gomera. Existe una población introducida y reproductora en jardines de urbanizaciones en la playa de Los Cristianos, al sur de la Isla de Teneri-

fe (J.A. MATEO, com. per.). Se supone procedente de la cercana Isla de la Gomera, de introducción reciente y pasiva. No se han estudiado las interacciones con la especie autóctona, *Gallotia galloti*.

***Gallotia galloti*. Lagarto tizón**

Endemismo canario de Tenerife y La Palma. Recientemente se ha encontrado una población en Frontera, en la isla de El Hierro, en zona de cultivos tropicales; se supone llegaría pasivamente, en camiones que transportan fruta desde la Isla de Tenerife (RODRÍGUEZ & RUÍZ, 1998).

***Gallotia stehlini*. Lagarto de Gran Canaria**

Endemismo de Gran Canaria. En la década de 1980 se encontró en las inmediaciones de Puerto del Rosario y en la ladera norte del Barranco de la Torre (NARANJO *et al.*, 1991). La población parece escasa a tenor de los pocos ejemplares observados y lo reducido de su área. Probablemente fueron introducidos a mediados del siglo XX de forma pasiva con cargamentos de madera traídos de Gran Canaria (NARANJO *et al.*, 1991), pero la fecha también podría ser anterior, pues a mediados del siglo XIX fueron citados en esta isla lagartos de gran tamaño (CHIL & NARANJO, 1876), cuando la especie autóctona, *Gallotia atlantica*, siempre es de pequeño tamaño. También introducido en la Isla de La Palma, probablemente durante el siglo XX (J.A. MATEO, com. per.).

4. Herpetos alóctonos que no se reproducen en la naturaleza (especies aclimatadas)

Las especies hasta ahora consideradas mantienen poblaciones estables en las que se ha comprobado o se supone su reproducción en la naturaleza, excepto que hayamos comentado lo contrario. Hay otras que esporádicamente son encontradas en territorio español, siempre ejemplares solitarios; normalmente son especies alóctonas al territorio español. Corresponden a casos de liberaciones voluntarias o escapes accidentales a partir de terrarios o núcleos zoológicos (definidas como fugitivas), y normalmente no se reproducen en la naturaleza (definidas como especies aclimatadas). A continuación se expone una lista preliminar, aunque probablemente esta lista será mucho más extensa.

***Ambystoma tigrinum*. Salamandra tigre**

Distribuido por Norteamérica. En el Embalse del Renegado (Ceuta; UTM TE87), se han observado ejemplares (S. YUBERO, com. per.).

***Cynops pyrrogaster*. Tritón de vientre de fuego**

Se distribuye por diversas islas del archipiélago japonés. Se han observado ejemplares en el Embalse del Renegado (TE87) y en diversas charcas del Monte Hacho (TE97), en el territorio de Ceuta (F.J. MARTÍNEZ-MEDINA, com. per.). Se han observado ejemplares y se conoce de varias liberaciones en la Rivera de la Nicoba (Huelva, PB82; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

***Pleurodeles walti*. Gallipato**

Citado en libertad en las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas)."

***Bufo blombergi*. Sapo sudamericano gigante**

Se distribuye de forma natural por el norte de Sudamérica. El 22 de julio de 2001 se observó en el Castillo de las Guardas, Sevilla (QB37; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

Bufo marinus. Sapo marino

Distribuido por América, pero aclimatado a menudo fuera de este continente. Encontrado en la naturaleza en la Isla de Tenerife (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

Chelydra serpentina. Tortuga mordedora

Distribuida por el norte de Suramérica, Centroamérica y Norteamérica. A comienzos del 2002 apareció un ejemplar en el Barranco del Infierno (Isla de Tenerife; J. URIOSTE, com. per.).”

Graptemys kohni. Tortuga mapa del Mississippi

Distribuida por el Valle del Mississippi, desde el centro de Illinois hasta el Golfo de México. Se han observado ejemplares aislados en la Rivera de la Nicoba (Gibrleón, Huelva; PB83) y en El Portil (Huelva; PB72; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

Graptemys pseudogeographica. Falsa tortuga mapa

Se distribuye por cauces importantes de la cuenca del Mississippi, desde Wisconsin hasta Louisiana (ERNST & BARBOUR, 1989). FILELLA *et al.* (1999) la citan en Cataluña, aunque sin aportar localidad.

Chrysemys picta. Galápago pintado

Se distribuye por América del Norte, incluido el sur de Canadá (ERNST & BARBOUR, 1989). FILELLA *et al.* (1999) la citan en Cataluña, aunque sin aportar localidad. Recientemente se ha observado en varias localidades de Cataluña (DG50, DF 17, 27, EG07; A. MONTORI, com. per.).

Pelomedusa subrufa. Galápago africano de casco

Distribuida desde el África subtropical y tropical del hemisferio norte hasta Sudáfrica. El 8 de octubre de 1987 se capturó un ejemplar en la Rivera de la Nicoba (Huelva, PB83; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

Pseudemys floridana. Galápago común de Florida

Distribuido por las llanuras atlánticas americanas, desde Carolina del Norte hasta el sur de Missouri (ERNST & BARBOUR, 1989). El 28 de abril de 2001 se observó un ejemplar en el Embalse de Foix (Tarragona, BF86). La localidad se ha muestreado intensamente en busca de galápagos introducidos sin volver a encontrar a esta especie (MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001).

Pelodiscus sinensis. Tortuga china de caparazón blando

Se distribuye por China central y del sur, Vietnam y las islas de Hainan y Taiwan; ha sido introducida en otras regiones (ERNST & BARBOUR, 1989). Durante la década de 1990 se comenzó a capturar ejemplares en las nasas cangrejas en las Marismas del Guadalquivir (Los Palacios y Villafranca, Sevilla; QB51, QB60, TG40), y en lagunas costeras del suroeste ibérico (MATEO, 1997), como la Laguna de la Rábida (PB81), El Portil (PB72), Rivera de la Nicoba (PB83), todas en la provincia de Huelva. También en el Embalse del Agujero (UF77) y del Gaitanejo (UF48), ambos en la provincia de Málaga (J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.). La mayoría de las observaciones corresponden a ejemplares aislados, siendo dos el número máximo de animales encontrados en una sola localidad. Los resultados en muestreos recientes y específicos en las Marismas del Guadalquivir han sido negativos (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002).

Macroclemys temminckii. Tortuga aligador

Se distribuye por el bajo Valle del Mississippi y en las llanuras costeras desde el norte de Florida hasta Texas (ERNST & BARBOUR, 1989). Citada en Gran Canaria (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

La prohibición de importar en España ejemplares de *Trachemys scripta* ha resultado en un incremento en la venta de las otras especies de galápagos aquí citadas por lo que es preciso el seguimiento de los muestreos por si apareciera alguna población reproductora en la naturaleza (FILELLA *et al.*, 1999; AYRES, 2001). Otras especies de galápagos que aparecen en el mercado español de animales de compañía son *Chinemys reevesii*, *Cuora amoinensis*, *C. trifasciata*, *Cyclemys dentata*, *Chelus fimbriatus*, *Chelodina longicollis*, *Chelydra serpentina*, *Geoemuda spinosa*, *Ocadia sinensis*, *Pelusios subniger*, *Pseudemys picta*, *P. hieroglyphica*, *Platemys platycephala*, *Rhinoclemys pulcherrima*, y *Trionys ferox* (GÓMEZ DE BERRAZUETA & PÉREZ-BOTÉ, 2000), por tanto, especies potenciales para convertirse en introducidas en territorio español.

Se ha observado un ejemplar en la Llacuna de el Remolar (Delta del Llobregat, DF17; A. MONTORI, com. per.)

Uromastix acanthinurus. Lagarto de cola espinosa

Distribuido por la totalidad del Sahara y regiones periféricas. En el año 2000 apareció un número importante de ejemplares en la Punta de la Cabeza (Ceuta, TE87) procedentes del comercio ilegal que continuamente aporta ejemplares desde Marruecos (F.J. MARTÍNEZ-MEDINA, com. per.). Las poblaciones autóctonas más próximas y de las cuales se supone que proceden estos ejemplares se encuentran en el bajo Valle del Muluya, 200 kilómetros hacia el este. En las Islas Canarias aparecen ejemplares aclimatados (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

Agama agama Agama común

Distribuido por África Central. En la provincia de Granada (Peligros, UTM VG41), en las proximidades de un almacén de maderas que importa desde Senegal, se han capturado ejemplares (J. CARDENETE, com. per.).

Anolis carolinensis Anolis verde

Se distribuye por el sudeste de Norte América. En la década de los noventa se observaron repetidas veces ejemplares en formaciones naturales del Cabo Huertas (YH24, Alicante; S. HONRUBIA, com. per.), y en medios antrópicos de Santa Pola (YH13, Alicante), Almuñécar (VF36, Granada), he Isla de Tenerife; en esta última isla también se ha citado *Anolis equestris* (anolis caballero) y *Anolis sagrei* (anolis marrón) (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

Ctenosaura similis. Iguana de cola espinosa

Distribuida por Centroamérica y Sudamérica. Citado en libertad, en localidad imprecisa, en las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

Varanus niloticus. Varano del Nilo

Distribuido por África central, oriental y meridional. El uno de agosto de 1994 se observó un ejemplar vivo en los pinares de Aznalcázar (Sevilla, QB43), y el 26 de noviembre de 1998 se atropelló un ejemplar en Isla Cristina (Huelva, PB62; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

Python regius. Pitón real

Distribuida por el África Ecuatorial. En la Isla de Tenerife se han localizado animales en la naturaleza (J. Urioste, com. per.). En la misma isla también se han citado en libertad Python molu-

rus (pitón india), *Python reticulatus* (pitón reticulada), y *Python sebae* (Pitón de Seba) (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

***Boa constrictor*. Boa constrictora**

Distribuida por Centroamérica y Sudamérica. Encontrada en libertad en la Isla de Tenerife (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

***Elaphe guttata*. Serpiente ratera**

Ampliamente distribuida por el Este y Centro de Estados Unidos y en el norte de México. El cinco de julio de 2001 fue observado un ejemplar en La Granja (VL12, Segovia; F. SÁNCHEZ-AGUADO, com. per.). El 12 de septiembre de 1996 y el 2 de junio de 1997 se observaron sendos ejemplares en la ciudad de Huelva (PB82; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.). Citada en las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

***Lampropeltis getulus*. Serpiente real de Florida.**

Distribuida por Norteamérica y Centroamérica. Citada en libertad en las Islas Canarias (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).”

***Natrix natrix*, *N. maura*. Culebra de collar y culebra viperina.**

En la Isla de Tenerife se han localizado en la naturaleza ejemplares de estas dos especies de amplia distribución en la Península Ibérica (J. Urioste, com. per.)

***Cerastes cerastes*. Víbora cornuda**

Distribuida a través de todo el Sáhara y Península de Arabia. En julio de 2000 se encontró un ejemplar vivo en un lugar impreciso del sur de la Península Ibérica (A. HELMDAG, com. per.).

***Crocodylus niloticus*. Cocodrilo del Nilo**

Distribuido por las regiones tropicales y subtropicales del continente africano y Madagascar. En septiembre de 2000 se captura un ejemplar de 1.2 metros de longitud total en el Río Guadalhorce (UF66, Málaga). En el verano del año 2000 se observó un ejemplar en el Río Grande (UF45, Coín, Málaga). En las proximidades de estas dos localidades existe una exposición con animales de esta especie. El 15 de noviembre de 2000 se encontró un ejemplar atropellado en la provincia de Huelva (PB42; J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, com. per.).

***Crocodylus rhombifer*. Cocodrilo cubano**

Distribuido por el Caribe. Citado en libertad en las Islas Canarias, sin localidad precisa (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

***Caiman crocodylus*. Caimán oscuro**

Distribuido por Centroamérica y Sudamérica. Encontrado en libertad en la Isla de Tenerife (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

***Alligator mississippiensis*. Caimán**

Distribuido por el sur de Estados Unidos. Se ha encontrado en libertad en la Isla de Tenerife (www.gobiernocanarias.org/medioambiente/biodiversidad/introducidas).

5. Legislación sobre especies introducidas

La creciente preocupación de los gobiernos hacia los problemas generados por las especies introducidas, queda patente con la que ya comienza a ser profusa legislación sobre esta materia. A continuación

se realiza una breve revisión a la legislación que afecta a las especies de anfibios y reptiles introducidas, desde los tratados internacionales en los que España es signataria, a la promulgada por las Comunidades Autónomas españolas.

Internacional

- La Convención de Berna establece en su artículo 11.2 que cada país firmante debe controlar estrictamente la introducción de especies exóticas; otras regulaciones que tratan directa o indirectamente con el problema de las introducciones se pueden observar en su artículo 6.e, que regula el comercio interno de animales listado en el Apéndice II de la Convención; el artículo 7.3.c, que aborda el transporte de animales salvajes; y el artículo 9.1.4, que trata de las derogaciones para casos de reestablecimientos.
- La Convención de Bonn anima a los países firmantes a que controlen las especies introducidas que puedan afectar a las especies migratorias del Anexo I (art. III.4.c) y del Anexo II (art. V.4).
- En 1987 la IUCN publicó una declaración de compromiso sobre la translocación de organismos vivos, que trataba sobre las introducciones y reestablecimientos de poblaciones de especies de animales y plantas.

Unión Europea

- La Directiva Hábitats (dir. 92/43 de 21.05.1992), en su artículo 22.b, requiere que los Estados Miembros se aseguren de que la introducción de una especie exótica no afecte a los hábitats, flora y fauna naturales. En su artículo 22.a anima a los Estados Miembros a realizar reestablecimiento de especies amenazadas, matizando que siempre que los programas estén suficientemente contrastados.
- Reglamento (CE) 338/97 de 09.12.1996 relativo a la protección de especies de la fauna y flora silvestres mediante el control de su comercio (págs. L61/1-L61/69). El artículo 3.2.d prevé la inclusión en el anexo B de este Reglamento de especies con respecto a las cuales se haya comprobado que la introducción de especímenes vivos en el medio ambiente natural de la Comunidad constituye una amenaza ecológica para especies de la fauna y flora silvestres autóctonas de la Comunidad; se incluyeron en dicho anexo las especies *Trachemys scripta elegans* y *Rana catesbeiana*. El 4.6.d de dicho Reglamento establece que “la Comisión podrá fijar limitaciones para la introducción en la Comunidad de tales especies por las mismas razones”.
- Reglamento (CE) 2551/97 de 15.12.1997 por el que se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de algunas especies de fauna y flora silvestres (DOCE nº L 349, págs. L 349/4-L 349/17). Este Reglamento, en su artículo 1, dice “Sin perjuicio de lo dispuesto en el artículo 41 del Reglamento (CE) 939/97, se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de las especies de fauna y flora silvestres incluidas en el anexo del presente Reglamento”. Si bien está clara la prohibición de introducción de nuevos ejemplares en el territorio comunitario, no se indica nada respecto a los movimientos internos de ejemplares existentes con anterioridad a la entrada en vigor de la prohibición (POLLO, 2001), razón por la que aún se puede comerciar legalmente en España con ejemplares de estas especies.
- Recientemente la Unión Europea prohibió la importación en su territorio de 126 especies de reptiles (32 quelonios, 2 cocodrilos, 82 saurios, 10 ofidios) y 15 anfibios (todos de las familia *Ranidae*) (Reglamento [CE] 2087/2001 de la Comisión de 24.10.2001, por el que se suspende la introducción en la Comunidad de especímenes de determinadas especies de fauna y flora silvestres). Este reglamento incluye a todo tipo de ejemplar (silvestre y procedente de cría en cautividad) del galápagos americano y de la rana toro americana, y a los ejemplares de procedencia silvestre de la iguana común, por citar tres especies alóctonas que actualmente se reproducen en libertad o en cautividad en territorio español (ver también WCMC, 2001).

Tabla 9.1. La Normativa sobre introducción de especies exóticas en las Comunidades Autónomas españolas de las que se ha podido obtener información.

Región	Normativa sobre Especies Introducidas	Contempla Anfibios y Reptiles	Localización de la Normativa	Comentarios
Andalucía	No			El tema se contempla en el anteproyecto de Ley de Flora y Fauna Silvestre en Andalucía de diciembre de 2000
Aragón	Sí	No	Decretos 164/1997 (BOA 08.10.97), 93/1998 (BOA 13.08.98)	Solo afecta a los PORN de los Espacios Naturales Protegidos. En elaboración ley que indirectamente actuará sobre especies introducidas.
Asturias	Sí	No	Ley 2/89, Art. 26.2; Decreto 24/91, Art. 51 (BOPAP 07.03.01)	Enfocada hacia la caza
Castilla y León	No			
Cataluña	Sí	No	Ley 3/88 de 04.03, Tít. IV (DOGC 18.03.88)	No hace referencia a aspectos relacionados con la introducción en la naturaleza de especies alóctonas
Ceuta	No			
Extremadura	Sí	No	Ley 8/1998 de 26.06, Tít. IV, art. 57, apdo. 2b	
Galicia	Sí	No	Ley 9/2001 de 21.08, cap. III, sec. Segunda, art. 56 (DOG 04.09.2001)	Art. 63.8 considera la introducción de especies exóticas como infracción menos grave.
Islas Canarias	Sí	No	Ley 11/1990 de 13.07. Anexo I, párrafo 4; Anexo II, párrafo 9	Esta ley somete a evaluación detallada los proyectos de introducción de especies animales no autóctonas. En elaboración Ley de Biodiversidad que contempla la problemática más detalladamente.
Islas Baleares	Sí	No	BOCAIB 81 (05.07.94), 81 (27.06.95), 82 (01.07.96), 76 (21.06.97), 80 (20.06.98), 73 (ext. 05.06.99), 72 (10.06.00)	Diseñada para especies de interés cinegético.
La Rioja	Sí	No	Ley 5/1995 de 22.03, Art. 32, y Ley 2/2000 de 31.05, Art. 4, que parcialmente modifica la anterior (BOR 70 de 03.06.2000)	Además, legislación aplicable a las especies de interés cinegético.
Madrid	Sí	No	Ley de 14.02.1991, art. 22	La Consejería de Turismo y Medio Ambiente podrá prohibir reglamentariamente la tenencia de especies foráneas.
País Vasco	Sí	No	Ley 16/1994 de 30.06, art. 62 (BOPV 142 de 27.07.94)	
Valencia	No			

España

- La Ley 4/89 de 27.03 establece la necesidad de evitar la introducción y proliferación de especies no nativas (art. 27).
- El Decreto de 08.09.1989 que complementa a la anterior ley, en su artículo 5, establece que cualquier introducción, reestablecimiento o repoblación de especies en ambientes naturales, deberá contar con la autorización de la Administración encargada del Medio Natural en cada Comunidad Autónoma.
- El Decreto de 15.09.1989 regula el comercio y transporte de animales sujetos a repoblamiento. El comercio solo se permite para las especies citadas en el Anexo del Decreto (37 vertebrados y un invertebrado), ninguna de ellas anfibio o reptil.
- La Ley Orgánica 10/95 de 23.11, en el título XVI, Cap. I, art. 333 establece la penalización sobre la liberación de especies exóticas a nuestra flora y fauna.

Comunidades Autónomas

La normativa sobre introducción de especies exóticas es muy dispar entre las Comunidades Autónomas españolas (Tabla 11.1). Hay comunidades que recogen esta problemática en su normativa desde hace más de diez años, y muchas que la han incorporado recientemente, mientras que en otras está en proceso de redacción. Se observa que ninguna normativa hace mención específica a los anfibios y reptiles como objeto de introducción, y que en la mayoría de las ocasiones la normativa está dirigida hacia las especies con interés cinegético (mamíferos, aves) o de pesca deportiva (peces). Sí se ha podido constatar que la introducción de especies alóctonas es un tema recogido en los PORN (Plan de Ordenación de los Recursos Naturales) de los Espacios Naturales protegidos en todas las Comunidades Autónomas. Otra posible laguna en la normativa de las Comunidades Autónomas es que pocas contemplan la introducción de especies nativas de España pero alóctonas en la región, aspecto no despreciable, habida cuenta de la diversidad biogeográfica del territorio español. En parte, este problema podría paliarse cuando la legislación no sólo considere a nivel de especie a los seres vivos introducidos, sino también a nivel de subespecie (de KLEMM, 1996).

6. Conclusiones

A nivel regional, las comunidades con mayor número de especies introducidas son las insulares. Especialmente patente es el caso de las Islas Baleares, donde 13 de las 16 especies presentes en las islas son introducidas (MAYOL, 1997), proporción que aumenta si consideramos las especies recientemente citadas (*Trachemys scripta*, y posiblemente *Psammmodromus algirus*). En las Islas Canarias la relación es de 6 especies introducidas frente a 14 autóctonas. La singularidad de los ecosistemas canarios y la menor presión de tráfico comercial en la Edad Antigua, podrían explicar esta diferencia de especies introducidas frente a las Islas Baleares (CHERRY, 1990). Las islas son ecosistemas especialmente sensibles a los fenómenos de introducción de especies (ELTON, 1958), incluidos los herpetos (RODDA *et al.*, 1999). En las Islas Baleares algunos herpetos han sido responsabilizados de la extinción o disminución de especies nativas, y aún siguen efectuando esta acción negativa (ROMÁN & MAYOL, 1997). En la parte española de la Península Ibérica se encuentra la menor relación de especies introducidas (5-6) frente a las autóctonas (65-66; la cifra depende de si *Hemidactylus turcicus* se considera o no como autóctona). Por su mayor superficie, pero sobre todo por su continentalidad, la herpetofauna autóctona debía estar más saturada, siendo la península menos propensa a la instalación de especies alóctonas. Dentro de la Península Ibérica se observan diferencias según regiones. Andalucía, la región más grande y meridional, con el clima más benigno, es la que alberga el mayor número de taxones introducidos, especialmente si también se consideran los aclimatados. Con esta consideración, otras regiones con un elevado número de especies exóticas son las más pobladas, Cataluña y Madrid. Una correlación sobre el tamaño de la población humana en regiones y el número de especies de herpetos introducidos ya había sido observada en Colorado (LIVO *et al.*, 1998). Las regiones con una menor proporción de especies introducidas, lo que también se conoce como “índice de integridad” (ELVIRA, 2001), son las menos pobladas y más continentales, Castilla-La Mancha y Castilla y León.

En relación a la época en que sucedieron las introducciones, el grueso de la introducción de especies alóctonas en España ocurrió en la Edad Antigua. En la Península Ibérica es el caso de *Testudo graeca* y *Chamaeleo chamaeleon*, y en las Islas Baleares es aplicable a la mayoría de las especies introducidas. El importante tráfico a través del Mediterráneo que tuvieron pueblos pertenecientes a culturas clásicas, unido al carácter mágico o religioso de algunas especies de reptiles (BRUNO & MAUGUERI, 1990; DI CASTRI *et al.*, 1990), está en la base de estas introducciones. En las Islas Canarias se supone que los primeros pobladores humanos no aportaron especies de anfibios y reptiles (solo una especie alóctona procede con seguridad de la próxima costa africana, región de origen de la población humana, pero es de introducción reciente). Algunos anfibios de origen mediterráneo (*Rana perezi*, *Hyla meridionalis*) pudieron ser introducidos por los colonos europeos, a partir del siglo XV, a juzgar por su amplia distribución actual. El resto de las especies alóctonas que han constituido poblaciones reproductoras, tanto en la península como en las islas (*Trachemys scripta*, *Iguana iguana*, saurios insulares introducidos en la Península Ibérica, probablemente *Podarcis sicula*), han sido introducidas en los últimos años o décadas.

El modo de introducción es especulativo para las especies no nativas que llegaron en la Edad Antigua. Se supone que las de mayor tamaño y sentido religioso, totémico o útil para el hombre (ofidios, quelonios, *Chamaeleo chamaeleon*, tal vez *Rana* spp.) fueron introducidos de manera activa. Lo contrario ocurrió con otros anfibios y los pequeños saurios rupícolas o antropófilos (*Hyla meridionalis*, *Bufo viridis*, gecónidos, lacértidos). El modo de introducción es claramente activo para las especies exóticas que provienen del mercado de animales de compañía (*Trachemys scripta*, *Iguana iguana*).

También resulta especulativo el vehículo de introducción para algunas especies de anfibios y reptiles. Evidentemente, las especies alóctonas que llegaron a las islas lo hicieron por barco, como polizonas, las de introducción pasiva. Este vehículo también se ha comprobado en la actualidad tanto para gecónidos continentales que llegan a las islas con el material de construcción, como para gecónidos insulares que llegan a la Península Ibérica en cargamentos de frutas. Las especies utilizadas en terrariofilia están siendo introducidas en la naturaleza directamente por sus propietarios.

La Administración pública a varios niveles geopolíticos está afrontando el problema de las especies introducidas. En España, la mayoría de las Comunidades Autónomas contemplan en su legislación la prohibición de la suelta de especies alóctonas en la naturaleza, y algunas están actuando sobre la especie de reptil más emblemática en estas introducciones, el galápagos americano (MARTÍNEZ-SILVESTRE & CERRADELO, 2000); el Ayuntamiento de Getxo y la Generalitat de Cataluña han iniciado campañas de erradicación (BARQUERO, 2001; CASANOVAS, 1998; MARTÍNEZ-SILVESTRE *et al.*, 2001), la Junta de Andalucía está subvencionando estudios sobre la ecología de la especie (más información en www.ebd.csic.es/encuesta_galapagos), la Comunidad Autónoma de La Rioja recoge a domicilio los ejemplares no deseados de galápagos de Florida, la Comunidad Valenciana tiene actualmente un plan para la erradicación de esta especie, y el organismo de Parques Nacionales colocó en el de Doñana a comienzos de 2000 carteles disuasorios sobre su liberación en la naturaleza. En esta última línea han de ir los esfuerzos de la Administración Pública; hay que combatir mediante educación ambiental la indiferencia del público para los casos en que una introducción no afecta directamente la salud pública o importantes intereses económicos. La Administración también está siendo cada vez más rigurosa en los protocolos sanitarios hacia los ejemplares objeto de comercio en el mercado de animales de compañía.

A pesar de la importante nómina de especies introducidas en España, observamos que muchas son de introducción antigua y han afectado poco o nada en el pasado o en la actualidad a la herpetofauna autóctona o en general a las biocenosis; al menos si se compara con lo sucedido en otros países (ATKINSON & CAMERON, 1993). El mayor peligro quizás radica en las especies de introducción reciente. Una visión optimista indica que estas son pocas especies, y que ahora estamos en situación de afrontar políticas de erradicación antes de que afecten a las especies, bien por problemas de competencia (DÍAZ-PANIAGUA *et al.*, 2002), transmisión de patógenos (ESQUE & OLDEMEYER, 1994), contaminación genética (ver texto de *Rana perezi* en capítulo IV), o que en general afecten a los ecosistemas (ZVALETA *et al.*, 2001). Cuanto

más tiempo transcurra, más difíciles y costosas se pueden volver las erradicaciones, algunas incluso imposibles, con daños irreversibles (DE KLEMM, 1996; PIMENTEL, 2000; SIMBERLOFF, 2001).

Como principio general en la política frente a las especies introducidas, la legislación debe contemplar y prohibir la nueva liberación en la naturaleza de cualquier especie alóctona a la región afectada. Como el listado de las especies autóctonas a una región o estado es, evidentemente, demasiado prolijo, el sistema opuesto es más práctico: la elaboración de catálogos actualizados sobre las biocenosis autóctonas, como el que el lector tiene ahora en sus manos, que por defecto definirían cuales son alóctonas (DE KLEMM, 1996).

Agradecimientos

Buena parte de la información aquí recogida la han transmitido amablemente numerosas personas, como M.F. ARÉVALO, A. BERMEJO, F. BRAÑA, J. CANO, J. CERDEIRA, M. FERICHE, J.R. FERNÁNDEZ-CARDENETE, F. FERNÁNDEZ-GÓMEZ, R. FERNÁNDEZ-MARTÍNEZ, A. HELMDAG, J.A. HERNÁNDEZ, S. HONRUBIA, F.J. MARTÍNEZ-MEDINA, J.A. MATEO, A. MONTORI, J.D. MORENO, F. SÁNCHEZ-AGUADO, F. YUBERO; la información aportada por J.P. GONZÁLEZ DE LA VEGA, J.A.M. BARNESTEIN y D. DONAIRE para la región de Andalucía, ha sido especialmente significativa. Numerosos colaboradores a la base de datos corológica de la AHE aportaron información sobre especies introducidas; sería prolijo citarlos a todos. Varias personas realizaron seguimientos de poblaciones de especies introducidas dentro del contexto del presente proyecto: J. ACEITUNO, M. ACOSTA, A. ÁLVAREZ, A.C. ANDREU, E. AYLLÓN, C. AYRES, J. BALSET, J.C. BARBERA, C. DÍAZ-PANIAGUA, A. MARCO, A. MARTÍNEZ-SILVESTRE, I. MOLINA, L. PEÑA, C.J. POLLO, C. SÁNCHEZ, SCV. Especial agradecimiento a todos aquellos responsables de las administraciones autonómicas que amablemente respondieron a la encuesta enviada por la Asociación Herpetológica Española para este proyecto.

Bibliografía

- ACEITUNO, J. (2001): *La población de galápago de Florida (Trachemys scripta elegans) en la desembocadura del Río Cofio-embalse de San Juan (Madrid)*. Informe no publicado, AHE, Madrid.
- ALBERTINI, G. & LANZA, B. (1987): *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 in Italy. *Alytes*, 6 (3-4): 117-129.
- ALCOVER, J.A. (1987): El poblament del territori insular, pp. 197-202, in: Gosálbez, J. (ed.), *Història Natural dels Països Catalans*. Vol. 13, *Amfibis, Rèptils i Mamífers*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- ALCOVER, J.A. & GOSÁLBEZ, J. (1988): Los vertebrados terrestres de las islas Baleares y Pitiusas: una aproximación biogeográfica. *Bull. d'Écol.*, 19 (2-3): 153-158.
- ALCOVER, J.A., MOYA-SOLÁ, S. & PONS-MOYA, J. (1981): *Les Quimeres del Passat. Els Vertebrats Fossils del Pliocen Quaternari de les Balears i Pitiuses*. Moll. Palma de Mallorca. 160 pp.
- 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 Strait of Gibraltar. *J. Heredity*, 91: 39-41.
- ANDREOTTI, A., BACCETTI, N., PERFETTI, A., BESA, B., GENOVESI, P. & GUVERTI, V. (2001): Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quad. Conserv. Nat.*, 2: 1-189.
- ANDREU, A.C., DÍAZ-PANIAGUA, C. & KELLER, C. (2000): La tortuga mora (*Testudo graeca* L.) en Doñana. *Monogr. Herpetol.*, 5: 1-70.
- ANDREU, A.C. & LÓPEZ-JURADO, L.F. (1997): *Testudo graeca* Linnaeus, 1758. pp. 110-117, in: M.A. Ramos et al. (eds.). *Fauna Ibérica, vol. 10: Reptiles*. MNCN, Madrid.
- ARANO, B., LLORENTE, G.A., GARCÍA-PARÍS, M. & HERRERO, P. (1995): Species translocation menaces Iberian waterfrogs. *Biol. Conserv.* 9 (1): 196-198.
- ARAUJO, P.R. (1996): *Contribuição para o estudo do comportamento do Cágado-mediterrânico, Mauremys leprosa (Schweigger, 1812). Testudines: Emydidae*. Tes. Mestr., Univ. Lisboa. 67 pp.
- ATKINSON, I.A.E. & CAMERON, E.K. (1993): Human influence on the terrestrial biota and biotic communities of New Zealand. *Trends Ecol. Evol.*, 8: 447-451.
- AYLLÓN, E. & BARBERA, J.C. (2001): *Seguimiento de la evolución de la granja abandonada de rana toro Rana catesbeiana Shaw, 1802 en el municipio de Navalcarnero (Madrid)*. Informe no publicado, AHE, Madrid.
- AYRES, C. (2001): *La situación de Trachemys scripta elegans en Galicia*. Informe no publicado. AHE, Vigo.

- BAILÓN, S. (2001): Revisión de la asignación a *Testudo graeca* del yacimiento del Pleistoceno Superior de Cueva Horá (Darro, España). *Rev. Esp. Herpetol.*, 5: 61-65.
- BALSET, J. (2001): *El galápagos leproso (Mauremys leprosa), galápagos europeo (Emys orbicularis) y galápagos de Florida (Trachemys scripta) en la Laguna del Campillo (Madrid)*. Informe no publicado, AHE, Madrid.
- BARCELÓ, F. (1876): *Catálogo de los reptiles y los moluscos observados en las islas Baleares*, Palma de Mallorca.
- BARQUERO, J.A. (2001): *El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: situación actual de la tortuga de Florida (Trachemys scripta elegans) en España*. Mem. Master, Univ. Intern. Andalucía, Sevilla. 122 pp.
- BARQUÍN, J. & MARTÍN, A. (1982): Sobre la presencia de *Gallotia atlantica* en Gran Canaria. *Doñana, Acta Vert.*, 6: 112-116.
- BEA, A. (1998): *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812). Galápagos leproso, pp. 77-78, in: *Vertebrados continentales. Situación actual en la comunidad autónoma del País Vasco*. Serv. Publ., Gob. Vasco, Vitoria.
- BERTOLERO, A. & CANICIO, A. (2000): Nueva cita de nidificación de *Trachemys scripta elegans* en Cataluña. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 11: 84 (2).
- BERTOLERO, A. & MARTÍNEZ-VILALTA, A. (1994): Presencia histórica de *Testudo hermanni* en las comarcas del Baix Ebre y de Montsià (sur de Cataluña). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 5: 2-3.
- BLASCO, M., CANO, J., CRESPILO, E., ESCUDERO, J.C., ROMERO, J. & SÁNCHEZ, J.M. (1985). *El camaleón común (Chamaeleo chamaeleon) en la Península Ibérica*. Monografías n° 43, ICONA, Madrid.
- BLASCO, M., MIGUEL, E. & ANTÚNEZ, A. (1979): La introducción artificial de *Chamaeleo chamaeleon* (L.) en Andalucía. *Doñana, Act. Vert.*, 6: 113-117.
- BLASCO, M.; PÉREZ-BOTÉ, J.L., MATILLA, M. & ROMERO, J. (2001): El camaleón común (*Chamaeleo chamaeleon* L.): Propuestas para la conservación de una especie en situación de riesgo en Andalucía. *Ecología*, 15: 309-315.
- BÖHME, W. & EISENTRAUT, M. (1981): Vorläufiges ergebnis eines unter natürlichen bedingungen aufgesetzten Kreuzungsversuchs bei Pityusen-Eidechsen, *Podarcis pityusensis* (Boscá, 1883) (Reptilia: Lacertidae). *Bonn. Zool. Beit.*, 32: 145-155.
- BONS, J. & GENIEZ, P. (1996): *Anfibios y reptiles de Marruecos (incluido Sáhara Occidental)*. Atlas biogeográfico. Asociación Herpetológica Española, Barcelona. 320 pp.
- BOSCA, E., 1877. Catálogo de los anfibios y reptiles observados en España, Portugal e islas Baleares. *An. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 6: 39-68.
- BRUNO, S. & MAUGIERI, S. (1990): *Serpenti d'Italia e d'Europa*. G. Mondadori. Milano. 223 pp.
- BUSACK, S.D. & MCCOY, C.J. (1990): Distribution, variation and biology of *Macroprotodon cucullatus* (Reptilia, Colubridae, Boiginae). *Ann. Carn. Mus.*, 59 (4): 261-286.
- BUTTERFIELD, B.P., MESHAKA, W.E. & GUYER, C. (1997): Nonindigenous amphibians and reptiles, pp. 123-138, in: Simberloff, D., Schmitz, D.C. & Brown, T.C. (eds.). *Strangers in paradise: Impact and management of nonindigenous species in Florida*. Island Press, Washington.
- BUTTLE, D. (1986): Amphibians and Reptiles on the Spanish island of Mallorca. *Brit. Herpet. Soc. Bull.*, 18: 12-15.
- CALOI, L., KOTSAKIS, T. & PALOMBO, M.R. (1988): La fauna a vertebrati terrestri del Pleistocene delle isole del Mediterraneo. *Bull. d'Ecol.*, 19 (2-3): 131-151.
- CAPALLERAS, X. & CARRETERO, M.A. (2000): Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en la Península Ibérica. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 34-35.
- CARRETERO, M.A. (1992): Reintroduction of *Psammmodromus hispanicus* in a coastal sand area of NE Spain, pp.107-113, in: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.) *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Societas Europaea Herpetologica, Budapest.
- CARRETERO, M.A. (1996): Resoluciones internacionales sobre conservación de quelonios. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 7: 46.
- 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. *Bol. As. Herp. Esp.*, 2: 18-19.
- CASANOVAS, R. (1998): Campaña sobre la tortuga de Florida en Catalunya. *Bol. Asoc. Hereptol. Esp.* 9: 50-51.
- CCBHS (Conservation Committee of the British Herpetological Society (1983): Herpetofauna translocations in Britain – a policy. *Brit. J. Herpetol.*, 6: 314-316.
- CHEN, T.H. & LUE, K.Y. (1998): Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in northern Taiwan. *Chel. Conserv. Biol.*, 3: 87-90.
- CHERRY, J.F. (1990): The first colonization of the Mediterranean islands: a review of recent research. *J. Archaeol. Sc.*, 2-3: 145-221.

- CHEYLAN, M. (1981) Biologie et écologie de la tortue d'Hermann *Testudo hermanni* Gmelin 1789. Contribution de l'espèce à la connaissance des climats quaternaires de la France. *Ec. Pract. Haut. Et., Mém. Trav. Inst. Mont.*, 134: 1-383.
- CHIL, Y. & NARANJO, G. (1876): *Estudios históricos de las islas Canarias*. Vol I, Las Palmas de Gran Canaria.
- CRUCITTI, P., CAMPESE, A. & MALORI, M. (1990): Popolazioni sintopiche di *Emys orbicularis* e *Mauremys caspica* nella Tracia, Grecia Orientale (Reptilia, Testudines: Emydidae). *Bull. Mus. Scien. Nat. Torino*, 8 (1): 187-196.
- DA SILVA, E. (1995): Contribución al Atlas Herpetológico de la provincia de Badajoz, II (Reptiles). *Rev. Esp. Herpetol.* 9: 49-56.
- DA SILVA, E. & BLASCO, M. (1995): *Trachemys scripta elegans* in Southwestern Spain. *Herpetol. Rev.* 26 (3): 133-134.
- DE KLEMM, C. (1996): Introductions of non-native organisms into the natural environment. *Nat. Environ.*, 73: 1-91.
- DE ROA, E. & ROIG, J.M. (1998): Puesta en hábitat natural de la Tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 9: 48-50.
- DEVINE, R. (1998): *Alien Invasions*. Nat. Geog. Soc., Washington.
- DI CASTRI, F., HANSEN, A.J. & DEBUSSCHE, M. (1990): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer, Dordrecht, Holanda.
- DÍAZ-PANIAGUA, C., MARCO, A., ANDREU, A.C., SÁNCHEZ, C., PEÑA, L., ACOSTA, M. & MOLINA, I. (2002): *Trachemys scripta en Doñana*. Informe no publicado. AHE, Sevilla.
- DODD, C.K. & SEIGEL, R.A. (1991): Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: Are they conservation strategies that work? *Herpetol.*, 47: 336-350.
- EISENTRAUT, M. (1950a): Die Eidechsen der spanischen Mittelmeerinseln und ihre Rassenaufspaltung im Lichte der Evolution. *Mitteilungen aus dem Zoologischen Museum in Berlin*, 26: 1-225.
- EISENTRAUT, M. (1950b): Das Fehlen endemischer und das Auftreten Landfremder Eidechsen auf den beiden Hauptinseln der Balearen, Mallorca und Menorca. *Zool. Beit. (N.F.)*, 1: 3-11.
- ELTON, C.S. (1958): *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen & Co, Londres.
- ELVIRA, B. (2001): Peces exóticos introducidos en España, pp. 268-272, in: Doadrio, I. (ed.). *Atlas y Libro Rojo de los Peces continentales españoles*. MNCN-DGCN, Madrid.
- ERNST, C.H. & BARBOUR, R.W. (1989): *Turtles of the World*. Smith. Inst. Press, Washington.
- ESQUE, T.C. & OLDEMEYER, J.L. (1994): A rangewide conservation and research program for the desert tortoise in the desert southwest. *Endangered Species Update*, 11 (8-9): 1-4, 6.
- 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). *Rev. Esp. Herpetol.* 8: 19-28.
- EWELL, J.J. (1999): Deliberate introductions of species: research needs. *Bioscience*, 49: 619-630
- FAHD S. & J.M. PLEGUEZUELOS (1996): Los reptiles del Rif, I: Quelonios y Saurios. *Rev. Esp. Herpetol.*, 10: 55-89.
- FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, E. (1989): Primeros datos sobre la distribución del galápagos leproso -*Mauremys caspica* (Gmelin) 1774- en Galicia. *Doñana, Act. Vert.*, 16 (1): 165-167.
- FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, E. (1991): *Illas de Galicia. Cíes, Ons, Sálvora, Tamo, San Simón e Cortegada*. Xerais, Vigo. 229 pp.
- FILELLA E. & J.M. LOSA (1983): Nota sobre la presencia de *Discoglossus pictus* Otth 1837 (Anfibis, Anurs) al litoral de la provincia de Castellón. *Bull. Soc. Cat. Ictiol. Herpet.*, 4: 13-14.
- FILELLA, E., X. RIVERA, O. ARRIBAS & J.A. MELERO (1999): Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord-est de la Península Ibèrica). *But. Soc. Cat. D'Herp.* 14: 30-36.
- FOX, M.D. & FOX, B.J. (1986): The susceptibility of natural communities to invasion, pp. 57-66, in: Groves, R.H. & Burdon, J.J. (eds.). *Ecology of Biological Invasions*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- FRITZ, U. (1992): *Podarcis p. pityusensis* (BOUCA, 1883) eingeschleppt in Cala Ratjada (NO-Mallorca) (Squamata; Sauria: Lacertidae). *Herpetozoa*, 5 (3/4): 131-133.
- FRONTERA, M., FONT, A., FORTEZA, V & P. TOMAS (2000): Actividades Tradicionales, pp. 259-272 in Vicente García Canseco (ed.). *Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera*. Esfagnos, Talavera de la Reina.
- GALÁN, P. (1999): *Conservación de la Herpetofauna Gallega*. Universidade da Coruña, Serv. Public. A Coruña.

- GARCÍA-PARIS, M. (1991): Primeros datos sobre *Rana catesbeiana* en España. *Rev. Esp. Herpetol.* 5: 89-92.
- GENIEZ PH. & CHEYLAN M. (1987): *Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc-Roussillon*. Lab. Biogeogr. Ecol. Vert., Montpellier.
- GIBBONS, W.J. (1990): The slider turtle, pp. 3-18. in: W.J. Gibbons (ed.). *Life history and ecology of the Slider Turtle*. Smith. Inst. Press, Washington.
- GÓMEZ DE BERRAZUETA, J.M. & PÉREZ-BOTÉ, J.L. (2000): Foreign herpetofauna in Iberian peninsula and islands. *I Simpòsio sobre Espècies Exòtiques. Introduções, Causas e Consequências*. Lisboa (comunicación no publicada).
- GÓMEZ-CANTARINO, A. & LIZANA, M. (2000): Distribución y uso del hábitat de los galápagos (*Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*) en la provincia de Salamanca. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.* 11 (1): 4-8.
- GOSÁ, A. & BERGERANDI, A. (1994): Atlas de distribución de los anfibios y reptiles de Navarra. *Munibe*, 46: 109-189.
- GRUSCHWITZ, M. & BOHME, W. (1986): *Podarcis muralis* (Lurenti, 1768) – Mauereidechse, in: W. Bohme (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. Vol. 2/II. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HAYES, M.P. & JENNINGS, M.R. (1986): Decline of ranid frog species in western North America: are bullfrogs (*Rana catesbeiana*) responsible? *J. Herpetol.*, 20: 490-509.
- HEMMER, H. & KADEL, K. (1981): Beobachtungen zur Ökologie der Wechselkrotze -*Bufo viridis* Laurenti, 1768 der Balearen (Amphibia, Anura, Bufonidae). *Bol. Soc. Hist. Nat. Bal.* 25: 125-134.
- HEMMER, H., KADEL, B. & KADEL, K. (1981): The balearic Toad (*Bufo viridis balearica*) (Boettger 1881) human bronze age culture and mediterranean biogeography. *Amph.-Rep.*, 2: 217-230.
- HENLE, K. & KLAVER, C.J.J. (1986): *Podarcis sicula* (Rafinesque-Schmaltz, 1810) - Ruineidechse, pp. 254-342, in: Böhme, W. (ed.) *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*. 2 (2): Echsens (*Sauria*) III. Aula-Verlag, Wiesbaden. 416 pp.
- HOFMAN, A., MAXSON, L.R. & ARNTZEN, J.W. (1991): Biochemical evidence pertaining to the taxonomic relationships within the family Chamaeleonidae. *Amph.-Rep.*, 12: 245-265.
- IUCN (2000): *IUCN guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>.
- JIMÉNEZ-FUENTES, E. & MARTÍN DE JESÚS, S. (1989): Quelonios fósiles de la Cuenca de Guadix-Baza (Granada). *Trab. Neog. Cuatern.* 11: 167-173.
- KNOEPFLER, L.P. (1962): Contribution à l'étude du genre *Discoglossus* (Amphibiens, Anoures). *Vie Milieu* 13: 1-94.
- KOLAR, C.S. & KIDGE, D.M. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends Ecol. Evol.*, 16 (4): 199-204.
- KOTSAKIS, T. (1981): Le Lucertole (Lacertidae, Squamata) del Pliocene, Pleistocene e Olocene delle Baleari. *Bol. Soc. Hist. Nat. Bal.* 25: 135-149.
- KUPFERBERG, S.J. (1997): Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. *Ecology*, 78: 1.736-1.751.
- LANZA, B. & CORTI, C. (1993): Evolution of knowledge on the Italian herpetofauna during the 20th century. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Verona*, 20: 373-436.
- LEVER, C. (1977): *The Naturalised Animals of the British Isles*. Paladín, Londres.
- LIVO, L.J., HAMMERSON, G.A. & SMITH, H.M. (1998): Summary of amphibians and reptiles introduced into Colorado. *Northw. Nat.*, 79: 1-11.
- LLORENTE, G. A.; MONTORI, A.; SANTOS, X. & CARRETERO, M. A. (1995): *Atlas dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra*. Ed. El Brau, Figueres.
- LÓPEZ-JURADO, L.F. (1991): Synopsis of the canarian herpetofauna. *Rev. Esp. Herpetol.* 6: 107-118.
- LUISELLI, L., CAPULA, M., CAPIZI, D., PHILIPPI, E., TRUJILLO, V. & ANIBALDI, C. (1997): Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in Central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta elegans*) a serious threat? *Chel. Conserv. Biol.*, 2: 417-419.
- MACK, R.N., SIMBERLOFF, D., LONSDALE, W.M., EVANS, H., CLOUT, M. & BAZZAZ, F.A. (2000): Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.*, 10 (3): 689-710.
- MANCHESTER, S.J. & BULLOCK, J.M. (2000): The impacts of non-native species on UK biodiversity and the effectiveness of control. *J. App. Ecol.*, 37: 845-864.
- MARTENS H. & M. VEITH (1987): Considerations on origin and chorology of *Discoglossus pictus* Otth, 1837 in the

- eastern Pyrenees, pp. 267-269 in: Van Gelder, J.J., Strijbosch, H., Bergers, P.J.M. (eds.). *Proceeding of the 4th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Faculty of Sciences, Nijmegen.
- MARTÍNEZ RICA, J.P. (1997): *Tarentola mauritanica* (Linnaeus, 1758). In: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal* (J.M. Pleguezuelos, ed.). *Monografías de Herpetología* 3: 202-294.
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A. & CERRADELO, S. (2000): Galápagos de Florida, un problema ecológico y social. *Quercus*, 169: 16-19.
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., SOLER, J. & MEDINA, D. (2001): La tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*): Situación en el pantano de Foix (Tarragona). Informe no publicado, AHE, Barcelona.
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., SOLER, R., SOLÉ, R., GONZÁLEZ, X. & SAMPERE, X. (1997): Nota sobre la reproducción en condiciones naturales de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en Masquefa (Cataluña, España). *Bol. Asoc. Herp. Esp.*, 7: 40-42.
- MÁS, R. & PERELLÓ, B. (2001): Puesta de galápagos de Florida en s'Albufera de Mallorca. *Quercus*, 187: 10.
- MASIUS, P. (1999): First record of *Psammotromus algirus* on Mallorca island. *Die Eidechse* 10 (2): 64.
- MATEO, J.A. (1997): Las especies introducidas en la Península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores, pp. 465-475, in: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Vol. 3. *Monografías de Herpetología*.
- MATEO, J.A. & LÓPEZ-JURADO, L.F. (1997): *Gallotia atlantica* (Peters & Doria, 1882), pp. 402-404, in: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Vol. 3. *Monografías de Herpetología*.
- MAYOL, J. (1985): *Rèptils i Amfibis de les Balears*. Manuals d'Introducció a la Naturalesa, 6. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- MAYOL, J. (1981): Presencia de gecónids (Rept., Sauria) als illots balears. *Separata Mayurqa*, 17: 167-173.
- MAYOL, J. (1997): Biogeografía de los Anfibios y Reptiles de las Islas Baleares, pp. 371-379, in: J.M. Pleguezuelos (ed.), *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. Vol. 3. *Monografías de Herpetología*.
- MEIJIDE, M.W. (1981): Una nueva población de *Lacerta sicula* Rafinesque para el Norte de España. *Doñana, Act. Vertebr.*, 8: 304-305.
- MEIJIDE, M.W. (1985): Variaciones métricas y de diseño en dos poblaciones de lagartija italiana (*P. sicula*) en Iberia. *Doñana, Act. Vert.*, 12 (2): 324-326.
- MELLADO, J. (1985): *Agregados de lagartos mediterráneos en el espacio y el tiempo*. Tes. Doct., Univ. Sevilla, Sevilla.
- MELLADO, J. & OLMEDO, G. (1992): Home range structure in *Podarcis sicula*, pp. 321-326, in: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds.). *Proceedings of the Sixth Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*, Societas Europaea Herpetologica. Budapest
- MELLADO, J., GIMÉNEZ, L., GÓMEZ, J.J. & M. SANJUÁN (2001): *El Camaleón en Andalucía. Distribución actual y amenazas para su supervivencia*. Col. Rabeta Ruta, 6. Fund. Alcalde Zoilo Ruiz-Mateos, Rota.
- MERTENS, R. (1929): *Lacerta (Scelaris) perspicillata* Duméril et Bibron- eine für Europa neue Eidechse. *Zool. Anz.* (Leipzig), 85: 1-2.
- MERTENS, R. (1957): Mallorca: ein herpetogeographisches Problem. *Zool. Beit.*, 3: 1-16.
- MERTENS, R. & WERMUTH, H. (1960): *Die Amphibien und Reptilien Europas*. W. Kramer. Frankfurt am Main. 264 pp.
- MÜLLER, L. (1905): Ein neuer fundort der *Lacerta serpa* Raf. *Zool. Anz.*, 28: 502-504.
- MURGUI, E. (2001): Factors influencing the distribution of exotic bird species in Comunidad Valenciana (Spain). *Ardeola*, 48 (2): 149-160.
- 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. *Rev. Esp. Herpetol.* 6: 45-48.
- NOGALES, M., LUIS, R. & ALONSO, M. (1989): Presencia de un *Gallotia galloti* (Sauria: Lacertidae) en estómago de *Rana perezi* (Amphibia: Ranidae), en Tenerife. *Rev. Esp. Herpetol.*, 3: 295-296.
- OLMEDO, G. (1997): *Podarcis sicula* (Rafinesque, 1810). En: *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal* (J.M. Pleguezuelos, ed.). *Monogr. Herpetol.* 3: 246-248.
- PALERM, J.C. (1997): Atlas dels amfibis i rèptils de l'illa d'eivissa (Illes Pitiüses). *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 40: 17-25.
- PARMENTER, R.R. & AVERY, H.W. (1990): The feeding ecology of the slider turtle. Pp. 109-123, in: W.J. Gibbons (ed.). *Life history and ecology of the slider turtle*. The Smith. Inst. Press, Washington, D.F.

- PASTEUR, G. & BONS, J. (1960): Catalogue des Reptiles actuels du Maroc (révision des formes d'Afrique, d'Europe et d'Asie). *Trav. Inst. Sc. Chér., Rabat, Sér. Zool.*, 21: 1-132.
- PÉREZ-MELLADO V., CORTÁZAR G., LÓPEZ-VICENTE M., PERERA A. & SILLERO, N. (2000): Una nueva población de lagartija italiana, *Podarcis sicula* (rafinesque, 1810) en Menorca (islas baleares). *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 11 (1): 16-18.
- PIMENTEL, D. (2000): Environmental and economic cost of nonindigenous species in the United States. *Bioscience*, 50: 53-65
- PLEGUEZUELOS, J.M. (1997): *Elaphe scalaris* (Schinz, 1822), pp. 390-407, in: M.A. Ramos (ed.) *Fauna Ibérica, Reptiles*. MNCN, Madrid.
- PLEGUEZUELOS, J.M., HONRUBIA, S. & CASTILLO, S. (1994): Diet of the false smooth snake, *Macroprotodon cucullatus* (Serpentes, Colubridae) in the Western Mediterranean area. *Herpetol. J.*, 4 (3): 98-105.
- POLLO, C.J. (2001): Informe sobre la granja de cría de rana toro (*Rana catesbeiana*) en Brugos de Fenar (León). Informe no publicado, AHE, León.
- RODDA, G.H., SAWAI, Y., CHISZAR, D. & TANAKA, H. (1999): *Problem snake management*. Comstock Pub. Ass., Ithaca.
- RODRÍGUEZ-DOMÍNGUEZ, M.A. & M. RUÍZ-CABALLERO (1998): *Gallotia galloti eisentrauti*, Spain, Canary Islands. *Herpetol. Rev.*, 29 (2): 110.
- RODRÍGUEZ-RUIZ, F.J. (1974): Nuevas citas de geckos de las islas Pitiusas. *Bol. Real Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Biol.)*, 72: 237-239.
- ROMÁN A. & MAYOL J. (1997): La recuperación del Ferreret, *Alytes muletensis*. *Doc. Tècn. Conserv. IIª època*, 1: 1-80.
- SALAZAR, J.M. (1998): Primera población de lagartija italiana (*Podarcis sicula*) en el País Vasco. *Estu. Mus. Cienc. Nat. Alava*, 13: 201-203.
- SALVADOR, A. (1978): Materiales para una "Herpetofauna Balearica" 5. Las salamanquesas y tortugas del archipiélago de Cabrera. *Doñana, Act. Vert.*, 5: 5-17.
- SALVADOR, A. (1997): *Hemidactylus turcicus* (Linnaeus, 1758), pp. 137-142, in: RAMOS, M.A. et al. (eds.). *Fauna Ibérica, vol. 10, Reptiles*. MNCN, Madrid.
- SANDERS, E.D. (1984): Evidence concerning late survival and extinction of endemic Amphibia and Reptilia from the Bronze and Iron Age settlement of Torralba d'en Salort (Alayor, Menorca), pp. 123-127, in: Hemmer, H. & Alcover, J.A. (eds.), *Historia Biologica del Ferreret (Life History of the Majorcan Midwife Toad)*. Vol. 3. Moll. Palma de Mallorca. *Monografies Científiques*.
- SAX, D.F. & BROWN, J.H. (2000): The paradox of invasion. *Glob. Ecol. Biogeog.*, 9: 363-371.
- SCV (2001): *Seguimiento de la evolución de la granja abandonada de rana toro*, *Rana catesbeiana Shaw, 1802 en el municipio de Villasbuenas de Gata (Cáceres)*. Informe no publicado, AHE, Madrid.
- SIMBERLOFF, D. (2001): Eradication of island invasives: practical actions and results achieved. *Trends Ecol. Evol.*, 16 (6): 273-274
- SMALLWOOD, K.S. (1994): Site invasibility by exotic birds and mammals. *Biol. Conserv.*, 69: 251-259.
- SMITH, A.K. (1977): Attraction of bullfrogs (Amphibia: Ranidae) to distress calls of immature frogs. *J. Herpetol.*, 11: 234-235.
- SORIGUER, R., MÁRQUEZ, F.J. & PÉREZ, J.M. (1998): Las translocaciones (introducciones y reintroducciones) de especies cinegéticas y sus efectos medioambientales. *Galemys*, 10 (2): 19-35.
- TALAVERA, R. & SANCHIZ, B. (1985): Restos holocénicos del camaleón común, *Chamaeleo chamaeleon* (L.) de Málaga. *Bol. Real Soc. Esp. Hist. Nat. (Sec. Geol.)*, 81: 81-84.
- TAUXE, R., RIGAY-PÉREZ, J., WELLS, J. & BLAKE, P. (1985): Turtle-associated salmonellosis in Puerto Rico. Hazards of the global turtle trade. *J. Am. Med. As.*, 254 (2): 237-239.
- TEJADO, C. & POTES, E. (2000): *Los reptiles en el territorio histórico de Álava*. Dip. For. Álava, Vitoria.
- TIEDEMANN, F, ed. (1990): *Lurche und Kriechtiere Wiens*. J. & V. edit., Wien.
- VEITH, M. & MARTENS, H. (1987): What's the part of *Discoglossus pictus*? – Analysis of an ecological niche in a frog community, pp. 433-436. in: Korsos, Z., Kiss, I. (eds.). *Proceedings of the 6th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica*. Hungarian Natural History Museum, Budapest.
- VICKERS, B.R. (1983): History of *Emys orbicularis* on Menorca (short note). *Brit. J. Herp.*, 6: 310.
- VIGNE, J.D. & ALCOVER, J.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. *Actes du 110ème Congrès National des Sociétés Savantes*, Montpellier, 2: 79-91.

- VIGNE, J.D., BAILÓN, S. & J. CUISIN (1997): Biostratigraphy of Amphibians, Reptiles, Birds and Mammals in Corsica and the role of man in the Holocene faunal turnover. *Anthropozoologica* 25-26: 587-604.
- WCMC (2001): Checklist of herpetofauna listed in the CITES appendices and in EC Regulation 338/97. 8ª edición. JNCC Report nº 291.
- WEBB, D.A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia*, 15: 231-236.
- ZAVALETA, E.S., HOBBS, R.J. & MOONEY, H.A. (2001): Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends Ecol. & Evol.*, 16 (8): 454-459.

Capítulo X

La metodología cartográfica y el empleo de los sistemas de información geográfica en la distribución y análisis de la herpetofauna

Neftalí SILLERO
Santiago Martín-ALFAGEME
Laura CELAYA IRIGOYEN



1. Introducción

1.1. Los SIG en Biología

Un Sistema de Información Geográfica (SIG), en su definición más breve, es toda aquella base de datos que esté georreferenciada, esto es, a la que se le asocian coordenadas geográficas o geocodificadas. El SIG es únicamente una herramienta, no un fin en sí mismo. Tal y como reconocen WADSWORTH & TREWEEK (1999) en su libro *GIS for Ecology*, no hay proyectos SIG, sino proyectos que necesitan SIG. ¿Cuál es la utilidad que tienen los SIG en el campo de la biología? Según estos mismos autores, un SIG puede combinar datos de forma fiable, tomar medidas correctamente, y obtener clasificaciones, representaciones y resultados consistentes.

El uso del SIG está infravalorado: la mayoría de las veces sólo se usa para representar mapas, obviando sus enormes capacidades para el análisis espacial, y cuando se realizan éstos, se tiende a pensar que lo resuelven todo, lo que lleva a una extrapolación excesiva de los datos.

El uso más extendido en la Ecología es el mapeo y clasificación de recursos ecológicos. El principal problema a la hora de generar mapas es una incorrecta georreferenciación de los datos: en estos casos el investigador o el técnico encargado de recoger los datos debe entender la ventaja del uso de sistemas como el GPS, puesto que desaparecen los errores de georreferenciación, y por muy malas que sean las condiciones ambientales o estructurales que tengamos, la exactitud y precisión de la medida será siempre superior a la de la referenciación clásica con un mapa, que en el supuesto de usar mapas de escala 1:25000, la precisión máxima a la que podemos aspirar será de 50m. Actualmente, y dado que la Disponibilidad Selectiva (ver más abajo) ha desaparecido, cualquier GPS, sea de la calidad que sea, comete errores inferiores a 15 m. Además, evitamos posibles errores en la transcripción de los datos. Con un GPS este proceso se automatiza y pasa directamente al SIG. No solo evitamos los errores, sino que también disminuimos el tiempo de trabajo.

El trabajo que suponía representar sobre un mapa las citas capturadas en campo resultaba ingente y tedioso, expuesto siempre a equivocarse al leer las coordenadas. Con un SIG, este error no sólo se minimiza, sino que las posibilidades de sacar provecho al trabajo se multiplican: podemos modificar los sistemas de proyección en función de nuestros intereses, calcular la densidad de citas en cada cuadrícula de forma rápida y sencilla, elaborar mapas de densidad que antes eran imposibles de realizar, comparar distribuciones de distintas especies sobre el mismo mapa, detectar a lo largo del tiempo cambios en los usos de la tierra y en las distribuciones, detectar qué factores son los que modifican esas distribuciones respecto a las teóricas, etc.

La toma de datos se puede automatizar y hacerse más segura. Podemos crear formularios en los que introducir datos erróneos sea imposible, o que citas mal georreferenciadas sean detectadas en el acto. Y también, facilitar la conexión GPS-ordenador. Implementando las bases de datos en sistemas como el World Wide Web, se pueden introducir los datos desde puntos distantes y a la misma vez, sin que se creen varias bases de datos simultáneas de contenidos parecidos pero no idénticos. Además, para la gestión de la base de datos sólo se necesitaría un administrador.

Quizás, la ventaja más importante de estos sistemas, híbridos de SIG e Internet, es que agilizan enormemente el mantenimiento de la base de datos, prolongando su vida más allá del proyecto para el que fue diseñada. Los datos se pueden seguir introduciendo en el sistema, que permite, a la vez, la obtención de cartografía en el acto y actualizada para ese momento. Los problemas que suponen la publicación de citas de especies en peligro desaparece en el momento en que la información sólo reside en un servidor, cuyo acceso puede ser tan restringido como se quiera. Un ejemplo se puede ver en el Finnish Museum of Natural History (ver dirección web).

1.2. Definición de SIG. Funciones

La definición más sencilla de un Sistema de Información Geográfica, SIG o GIS (del inglés Geographical Information System) es: *toda base de datos informatizada que está georreferenciada*, esto es, que posee coordenadas geográficas o geocodificadas.

El *National Center for Geographic Information and Analysis* proporciona una definición más amplia: “Un sistema de hardware, software y procedimientos elaborados para facilitar la obtención, gestión, manipulación, análisis, modelado, representación y salida de datos espacialmente referenciados, para resolver problemas complejos de planificación y gestión” NGCIA (1990). Otra definición muy similar la sugiere BURROUGH & MCDONNELL (1998): “Un SIG reúne, introduce, almacena, transforma y cartografía datos espaciales sobre el mundo real para un conjunto de objetivos particulares”.

El objetivo principal de un SIG no es representar la realidad a través de un mapa, sino analizar los datos contenidos en los mismos para crear nuevos mapas a partir de los ya existentes, No son una ciencia en sí misma, sino una

herramienta al servicio de muchas y variadas disciplinas, cualquiera que emplee información espacial. Una buena manera de definir un SIG es describiendo sus funciones:

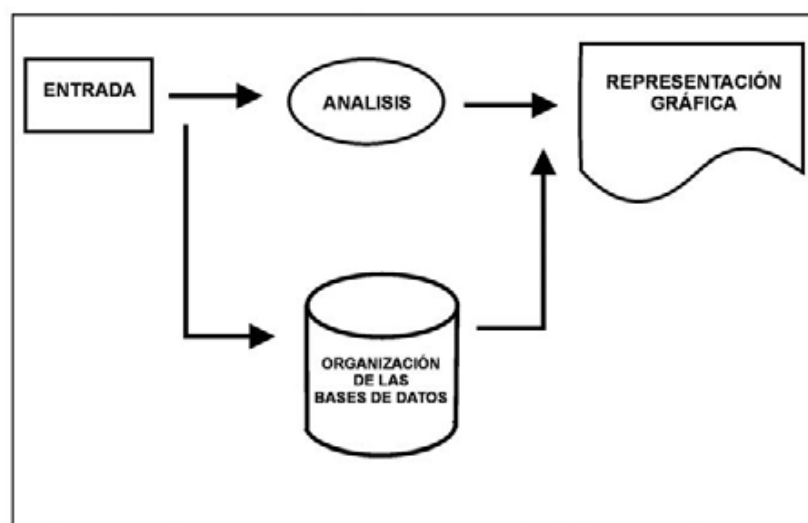
1. *Entrada de datos*: Aquellas que nos permiten la entrada de datos a partir de las fuentes utilizadas: mapas, planos, fotografías, imágenes, listados, etc. Son típicas las de digitalización cartográfica, georeferenciación de imágenes, utilidades de incorporación de datos GPS, etc.
2. *Gestión de la base de datos*: Existen dos tipos de datos en los SIG.
 - Los relativos a la posición geográfica de los elementos representados: puntos, líneas o polígonos.
 - Los asociados a estos elementos, donde guardamos la información que queremos incorporar al sistema. Por ejemplo, especie, altura, etc.

Tanto unos como otros necesitan un sistema gestor de bases de datos para poder almacenar y consultar la información. En los últimos años, los SIG están incorporando gestores estándar en el mundo del PC con el objeto de facilitar su uso.

3. *Funciones analíticas*: Son el sello distintivo de un SIG frente a otros sistemas gráficos tales como los programas de diseño asistido (CAD, del inglés *Computer Aided Design*). El objetivo final de estas funciones es obtener un mayor conocimiento que el que proporcionan los datos y mapas de partida. Los SIG son, por lo tanto herramientas de simulación que permiten responder a la pregunta: ¿Qué pasaría si...? Se pueden distinguir varios grupos de funciones:
 - Consulta: reclasificaciones (por ejemplo, mostrar la distribución de *Bufo bufo* en Castilla y León).
 - Álgebra de mapas: superposiciones (por ejemplo, dibujar zonas donde coincida la distribución de *Bufo bufo* y zonas protegidas).
 - Operadores de distancias (por ejemplo, determinar en cada punto de una zona de estudio la distancia a núcleos poblados).
 - Operadores de contexto: (por ejemplo, dibujar un mapa de pendientes de un zona a partir de un mapa topográfico mediante un modelo digital del terreno).

Además de los resultados gráficos (mapas) de estas operaciones, se pueden obtener resultados estadísticos a partir de bases de datos asociadas (por ejemplo, número de citas de una determinada especie localizadas en una cuadrícula UTM).

4. *Funciones de salida*: Son las funciones de representación gráfica de los resultados obtenidos. Incorporan esencialmente funciones de producción cartográfica, aunque también deben recoger la posibilidad de hacer informes de las bases de datos, exportación a formatos gráficos, etc. Con excesiva frecuencia esta es la parte más utilizada de los SIG, sin tener en cuenta que existen programas específicos de dibujo y cartografía que resultan más eficaces para esta tarea.



Funciones del SIG

1.3. Historia de los SIG

El nacimiento de los SIG a finales de los años 60 del siglo XX, viene condicionado por la necesidad de resolver problemas inabordables desde una perspectiva clásica de gestión de la información. Las primeras experiencias arrancan en distintos campos de la ciencia y la técnica. En concreto, el *Canadian Geographical Information System* constituye el sistema pionero en la gestión de recursos naturales (MOLDES, 1995).

Otro trabajo importante fue el desarrollado por arquitectos involucrados en la planificación territorial en el Harvard Laboratory For Computer Graphics And Spatial Analysis, de la Universidad de Harvard (USA). Se trataba de combinar información a partir de mapas temáticos en papel. Se superponían en una mesa de luz con el fin de cartografiar zonas de uso según distintos criterios. Se planteó el uso de ordenadores para esta labor, cristalizando el sistema SYMAP (1986), pionero en los sistemas vectoriales y el GRID en ráster.

El posterior desarrollo se ve condicionado en los años 80 por los avances en gestión de bases de datos, entornos gráficos y computación. Los SIG salen, a principios de los años 90, del ámbito académico y gubernamental extendiéndose y diversificándose sus aplicaciones. Todo campo de actuación que utilice datos georeferenciados puede utilizar estas herramientas. Toman especial relevancia las aplicaciones en Ciencias de la Tierra, combinadas en muchos casos, con el tratamiento digital de imágenes de satélite (Teledetección).

En la actualidad, los SIG se han incorporado en Internet como un apoyo a la consulta de bases de datos georeferenciadas: (callejeros, recursos turísticos, etc.), también juegan un papel muy importante en las redes de comunicaciones y junto con la tecnología GPS se están popularizando como navegadores incorporados en los automóviles. En los estudios del medio natural, la abundancia de datos digitalizados unida a la mayor facilidad de manejo de los SIG está haciendo que su uso se generalice.

1.4. Uso del GPS

El Sistema de Posicionamiento Global (GPS) es un sistema de navegación por ondas de radio emitidas desde satélite que permite el posicionamiento geográfico sobre la superficie de La Tierra. Creado por el Departamento de Defensa de Estados Unidos (DoD), el proyecto se inició entre los meses de febrero y diciembre de 1978, siendo ideado para usos militares y civiles.

El sistema se compone de tres sectores: el sector espacial (los satélites), el sector control (las bases terrestres que monitorizan los satélites) y el sector usuario (el receptor, componentes) (HOLANDA & BERMEJO, 1998).

El sector espacial está compuesto en la actualidad por 27 satélites. Giran alrededor de La Tierra en órbitas casi-sidreicas, a una altura de 20.200 km, lo que permite un vuelo muy estable. Siempre hay un mínimo de cuatro satélites disponibles en todo momento desde cualquier punto del globo terrestre.

El satélite está compuesto por una antena emisora de ondas de radio, que transmite la información al usuario, otra antena emisora-receptora que permite enviar y recibir información sobre su posición en el espacio a las bases de control, y lo más importante, un oscilador o reloj atómico.

El sector control está compuesto por varias bases terrestres que se encargan de monitorizar y corregir de forma constante las órbitas de los satélites y establecer el estado de los relojes atómicos de a bordo.

El sector usuario está compuesto de los receptores que reciben, leen y tratan las señales de los satélites, formado de varias partes:

- La antena receptora: convierte la señal radioeléctrica en pulsos eléctricos.
- El sensor es el encargado de modular la señal original del satélite.
- El controlador es un dispositivo que supervisa al sensor, almacena los datos, evalúa la calidad de la señal, define el sistema de referencia geográfica, etc.

La posición del receptor se conoce mediante la triangulación de las distancias que separan, en principio, a tres satélites de la antena. El receptor conecta, primero, con un único satélite: su posición se encuentra en cualquier punto de una esfera cuyo radio es la distancia que hay entre los dos. Con dos satélites, disminuimos las posibles posiciones a la línea de intersección de las dos esferas. Con tres satélites, esa línea se reduce a dos puntos, en donde la tercera esfera la corta (ver Figura 10.1). Uno de esos dos puntos es absurdo: normalmente se encuentra en el espacio. Es el controlador del receptor el que decide cuál de las dos posiciones es la correcta.

Pero, ¿cómo sabemos a qué distancia está el satélite? Mediante la señal de radio que emite. Conocemos la velocidad a la que viaja la emisión, cercana a los 300.000 km/s. Si el espacio es igual al cociente de la velocidad del objeto y el tiem-

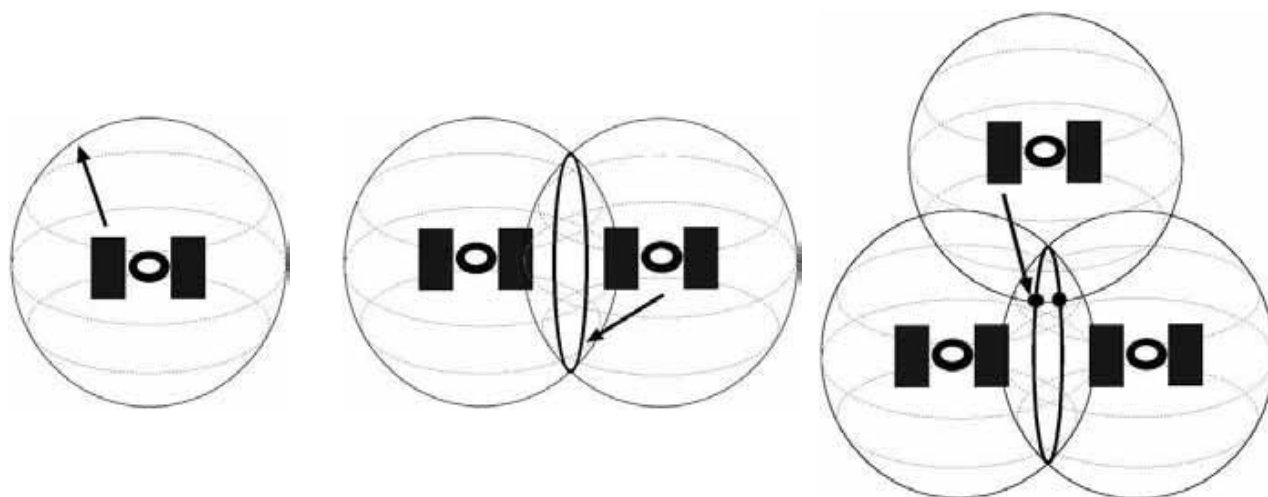


Figura 10. 1. Esquemas de la triangulación de la distancia con uno, dos, y tres satélites.

po que tarda en recorrer dicho espacio, lo único que necesitamos es averiguar el tiempo que tarda en recorrer la señal de radio la distancia que media entre el satélite y el receptor.

Dicha señal es única e inequívoca: cada satélite tiene la suya propia. El receptor posee réplicas de las mismas, que serán comparadas con las originales. Las señales son secuenciales y sirven para medir el tiempo. La procedente del satélite llega al receptor con un desfase en el tiempo (igual que la luz solar que recibimos no es la de este momento sino la de ocho minutos antes), que se manifiesta al compararla con la réplica del receptor. El tiempo de ese desfase corresponde al tiempo que tarda la señal en recorrer la distancia que separa al satélite del receptor. Al ser códigos secuenciales no necesitamos saber en qué preciso momento el satélite emite dicha señal: el desfase se manifiesta en cualquier punto.

Con los datos de la velocidad de la señal y el tiempo de viaje obtenemos la distancia a la que está el receptor. Con tres de estas distancias, teóricamente, podemos hallar la posición por triangulación. El problema surge al hallar el tiempo de desfase en la comparación de la señal del satélite con la del receptor. Un error de un milisegundo supone una desviación de 300 km. El satélite porta un oscilador atómico de alta precisión, pero el receptor sólo posee un reloj de cuarzo. Para solucionar este problema se acude a una cuarta medición: si con tres mediciones perfectas la triangulación es correcta, con cuatro imperfectas, también. Es por esta razón, que para tomar un punto necesitamos contactar, como mínimo, con cuatro satélites a la vez.

Por último, para saber dónde está el receptor, necesitamos las posiciones exactas de los satélites con los que se conecta, efemérides que recibimos en el mensaje de navegación. Las bases de control reciben esta información, la evalúan, corrigen y devuelven al satélite, que aplica dichas correcciones y las reenvía al receptor a través del mensaje de navegación.

A los errores inherentes al propio sistema hay que añadir otros debidos a causas externas:

- Las capas de la ionosfera y de la troposfera producen una reducción en la velocidad de la señal (ésta sólo es constante en el vacío).
- El relieve de la superficie terrestre produce desviaciones y rebotes en la señal del satélite. Los receptores son capaces de distinguirlas y desecharlas.
- Los relojes atómicos a bordo de los satélites pueden producir pequeños errores en el posicionamiento del receptor.
- El Departamento de Defensa introdujo un error intencionado llamado Disponibilidad Selectiva (*Selective Availability*, SA) para que nadie pudiera utilizar la precisión del GPS en su contra. El 1 de mayo de 2000 se decidió su suspensión total. La política actual consiste en eliminar las señales de los satélites en aquellas zonas que ellos consideren oportunas.

La solución a todos estos posibles errores es la tecnología GPS Diferencial (DGPS). Es un principio bastante simple: se contrastan las medidas de un receptor fijo en una posición de coordenadas perfectamente conocidas con las adquiridas por nuestro receptor. Esto supone la corrección de nuestras medidas de campo.

Además del Sistema de Posicionamiento Global (GPS) creado por Estados Unidos hay otro sistema creado por Rusia llamado GLONASS (*Golobal naya Navigatsionnaya Sputnikova Sistema*). La Unión Europea, a través de la ESA, pretende, a su vez, construir su propio sistema global de navegación por satélite (GNSS, *Global Navigation Satellite System*), llamado Galileo.

2. Elaboración de Atlas faunísticos

2.1. Diseño de la bases de datos

La fase de diseño de las bases de datos, previa a cualquier trabajo de cartografía utilizando herramientas SIG, es extremadamente importante. Para CEBRIÁN & MARK (1986) “la elección de una determinada estructura de datos es definitiva”. Esta idea resalta la necesidad de valorar diversos aspectos tales como características de la información a almacenar: datos numéricos, coordenadas, fechas, textos, etc. Destaca la importancia de la fase de diseño, a la que en numerosas ocasiones no se le dedica la necesaria atención. Todo ello antes de introducir cualquier dato en el sistema. El tipo de consultas al que se va a someter a la base es otra cuestión a plantear, así como la cartografía que se derivará de esos datos.

La base de datos que soporta la información representada en el Atlas fue diseñada con el objeto de almacenar citas de autor. Se partió inicialmente de una tabla que contiene los siguientes campos: género y especie, cuadrícula UTM 10x10, localidad, provincia, año, autor y altitud.

La complejidad de la carga de la información ha sido importante. La base de datos reúne información de diversos colaboradores, es almacenada por distintos operarios y examinada por un grupo de supervisores. El clásico control de altas, bajas y modificaciones de registros supone tomar las siguientes acciones:

- Diseño de campo clave. Esencial para evitar citas repetidas, control de borrados accidentales, etc.
- Diseño de formularios para minimizar errores de tipografía en las altas.

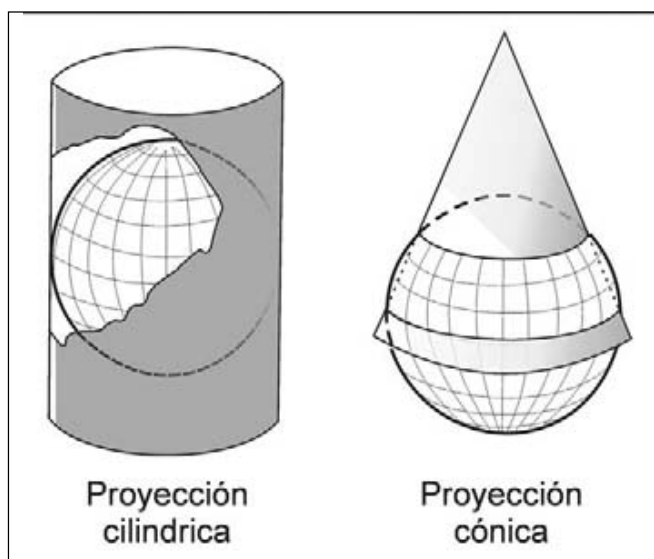


Figura 10. 2. Proyecciones cartográficas. Modificada de Vázquez & Martín (1995)

2.2. Sistemas de Proyección cartográfica

La capacidad de integración de datos de los SIG hace de ésta una de las funciones más utilizadas. Podemos integrar datos de muy diversa procedencia: listados, citas bibliográficas, mapas, etc., cuyo nexo de unión sea su localización geográfica en una determinada zona. Esto supone un conocimiento práctico de lectura de mapas. Para unir información de forma correcta debemos conocer los sistemas utilizados para localizar elementos la cartografía y para construir esa misma cartografía, las proyecciones.

Uno de los problemas esenciales, y más antiguos, en Cartografía es solucionar las representaciones de una superficie esférica –la Tierra– en una superficie plana –el mapa– sin deformaciones (VÁZQUEZ & MARTÍN, 1995). Las trans-

formaciones matemáticas que intentan solventar el problema, son las proyecciones. Consisten en ecuaciones que transforman las localizaciones sobre el globo terrestre en forma de coordenadas esféricas (latitud, longitud) en coordenadas planas en un sistema cartesiano (por ejemplo, coordenadas UTM).

No hay ningún sistema capaz de evitar las distorsiones en distancias, ángulos o áreas cuando se proyecta. Así los que conservan las distancias, se denominan proyecciones "automecoicas". Otros no deforman las superficies, son las "equivalentes". Una segunda clasificación es la relacionada con el paso de esfera a plano. Si se ha hecho por medio de un cilindro serán "cilíndricas", como la UTM, o "cónicas" cuando se hacen mediante un cono, como la Lambert.

Otro elemento a considerar es la superficie matemática sobre las que se apoyan las proyecciones y que intentan asemejarse a la superficie de la Tierra, que no tiene una forma esférica perfecta: una aproximación es el elipsoide.

Un elipsoide es el resultado de la rotación de una elipse definida por un eje mayor y un eje menor. Al tratarse de una aproximación, se han utilizado históricamente diversos elipsoides intentando ajustarse a las irregularidades de un determinado país o zona. Así para la proyección UTM en Estados Unidos se utiliza el de Clarke de 1866 mientras que en Europa, y por lo tanto en España, se utiliza el de Hayford o Internacional de 1924. Actualmente el Servicio Geográfico del Ejército (S.G.E.) está empezando a publicar sus mapas con el elipsoide WGS84 utilizado por los sistemas de posicionamiento GPS.

Por último, el Datum define la posición del esferoide con relación al centro de la Tierra. Este parámetro determina todo el armazón de nuestro sistema de coordenadas. Así, una misma localización medirá coordenadas distintas dependiendo del Datum utilizado, aunque estemos utilizando el mismo sistema de coordenadas. Este error puede ser de 200 o 300 m.

El sistema de proyección utilizado en España, en la mayor parte de la cartografía oficial actual, es la UTM (Universal Transverse Mercator). Es cilíndrica y de empleo a escala global. Para lograrlo sin reproducir las deformaciones típicas de esta proyección, cambia el cilindro de posición cada 6°; es lo que se denominan husos. La Península Ibé-

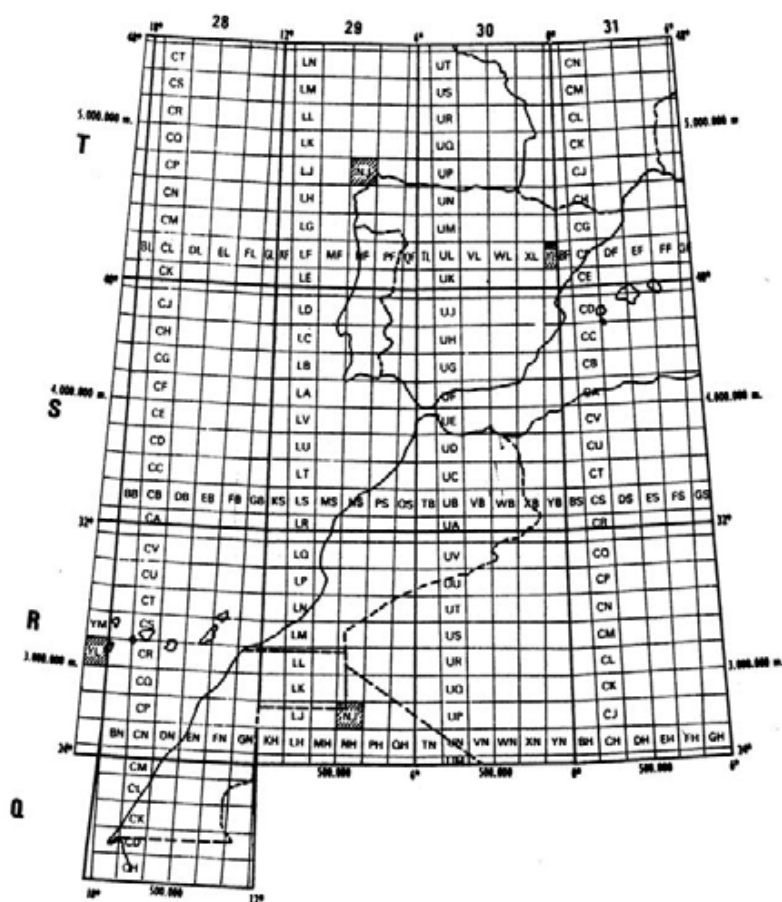


Figura 10. 3. Husos y cuadrículas UTM de 100 Kms de lado, para el entorno de la Península Ibérica e Islas Canarias, Tomadas del S.G.E.

rica está comprendida entre los husos 29, 30 y 31, y Canarias, entre el 27 (Isla de Hierro) y 28. El Datum, a partir de 1979, es el Europeo o de Potsdam (Alemania). En la cartografía militar anterior a los años 70 se empleaba la proyección Lambert "española" y otra adaptada a Canarias.

2.3. Sistemas de cartografía en biología

El instrumento habitual para representar distribuciones de especies vegetales o animales son los mapas, que se elaboran a partir de localizaciones en campo de la especie a estudiar. El posicionamiento o localización se hace refiriéndolo a una rejilla o cuadrícula superpuesta a la zona de estudio. El sistema de proyección UTM es, en esencia, un sistema de localización por cuadrículas. Por ello ha sido utilizado profusamente en Biología en el ámbito europeo. La primera utilización de la división militar UTM por cuadrículas se remonta al Atlas *Flora Europaea* en 1972 (JALAS & SUONUINEN, 1979).

La cuadrícula básica UTM se compone de una división del elipsoide en 60 husos iguales de 6°, y cada huso en 20 fajas de 8° de amplitud, son las zonas CUTM. Los husos se numeran como hemos visto del 1 al 60, y las filas se alfabeticizan con letras mayúsculas desde la C hasta la X. Se excluyen CH, I, LL, Ñ y O. A la Península le corresponde la R, S y T, para Canarias, la R (ver fig. 10. 3).

Las CUTM se dividen a su vez en cuadrados de 100 km de lado. Cada cuadrado se denomina etiquetándolos desde la A hasta la V en latitud y longitud cada 18°. Con ello se consigue que nunca se repita una designación en un área de 18° x 18°. En el territorio español sólo se repite la cuadrícula YL (Aragón y Oeste de Hierro en Canarias). Si queremos utilizar divisiones inferiores a 100 km lo podremos hacer en decenas de kilómetros, kilómetros, hectómetros, decámetros o metros. Basta con ir añadiendo cifras en abscisas y ordenadas.

2.4. Elaboración de mapas de citas

Para la elaboración de mapas de distribución tomamos como punto de partida una base de datos de citas ya completada, de la que se obtiene una serie de mapas. La base de datos constituye un conjunto de datos procedentes de observaciones en campo y referencias bibliográficas de especies de anfibios y reptiles.

Los datos esenciales que se han utilizado para la generación de los mapas son los campos de especie y la cuadrícula UTM de 10 x 10 km. El trabajo se ha desarrollado en diversas fases (ver fig. 10. 4).

a) Generación de la Malla UTM

Toda la cartografía generada tiene como soporte fundamental un conjunto de polígonos regulares que representan la malla UTM que cubre todo el territorio español.

Se adoptó proyectar en el huso 30 al ser éste mayoritario en cuanto a área cubierta. Inicialmente se generaron dos mallas con las coordenadas correspondientes. Posteriormente se proyectó al huso 30 las correspondientes al huso 28, 29 y 31. En la zona de solape fue necesaria una labor de limpieza de arcos. Una vez construida la geometría de los bordes de la cuadrícula, se etiquetó cada uno de los polígonos con la denominación de la cuadrícula.

b) Programa de conteo de especies por cuadrícula UTM

Una consecuencia inmediata de la generación de la malla cartográfica es la obtención de una base de datos que contiene los nombres de todas las cuadrículas UTM que abarcan el territorio comunitario.

Un primer paso necesario para representar tanto mapas de ausencia-presencia de especie como de densidad de citas es generar una tabla de datos que contenga un campo por especie más un campo de nombre de cuadrícula. Cada fila de la base de datos representa un cuadrado de 10 x 10 km y en el campo de cada especie se anota el número de citas de esa especie en esa cuadrícula.

La generación de la tabla se realizó mediante un programa de conteo que recorre la base de datos inicial de citas y anota en la tabla de conteo en la cuadrícula correspondiente (fila) y en la especie (campo). Las anotaciones son acumulativas, obteniendo finalmente el número de citas por cuadrícula y por especie.

c) Unión de bases de datos de conteo y mapa

Una vez obtenida la tabla de conteo, y utilizando las propiedades de las bases de datos relacionales que incorporan los SIG, unimos la tabla de conteo a la tabla asociada a los polígonos del mapa vectorial de las cuadrículas. Para ello utilizamos como campo clave el nombre de la cuadrícula UTM.

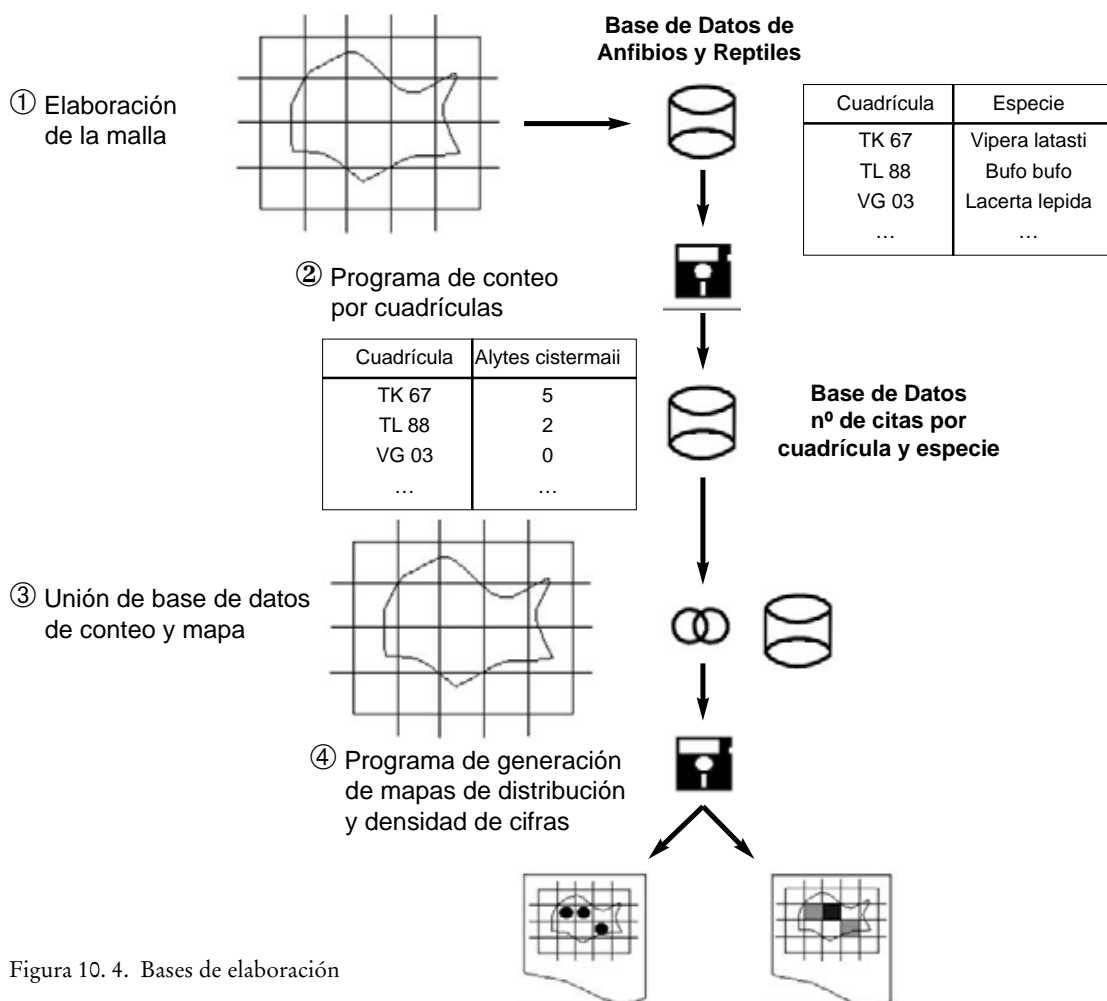


Figura 10. 4. Bases de elaboración

d) Generación de los mapas

La capacidad de automatización de la producción cartográfica de los SIG es otro de los aspectos utilizados en este trabajo.

Una vez obtenido el conteo de especies por cuadrícula, se trata de utilizar esa información para generar dos conjuntos de mapas: de distribución (presencia/ausencia) y densidad de citas. Se pretendía presentar, por lo tanto, dos mapas por especie estudiada. La cantidad de especies tratadas hacía necesaria la generación automática frente a la tediosa labor que supondría la confección manual de los mapas. A tal efecto se desarrolló un programa en lenguaje de programación de macros de un SIG, que a partir de la información de conteo de especies almacenada en la cuadrícula, genera los mapas para ser impresos.

2.5. Correlación y validación de datos

El uso de los SIG se muestra como una herramienta muy útil en la confección de una serie de mapas a partir de una base de datos. Las funciones de superposición y la gestión de bases de datos relacionales permiten, a su vez, corregir posibles errores que difícilmente se pueden tratar con el simple manejo alfanumérico de los datos.

La simple elaboración de un mapa de distribución como expresión de los datos almacenados ofrece una visión clara al herpetólogo para subsanar los posibles errores de localización. La secuencia de carga de datos, mapeado de los datos y supervisión de los especialistas se repitió hasta conseguir depurar totalmente la información.

Los SIG también permiten la mecanización de carga de información. Se utilizaron estas funciones en varios casos:

- Asignación automática de la cuadrícula UTM, provincia y municipio. En el caso de citas posicionadas con GPS, valiéndose de las funciones de superposición y utilizando el mapa de cuadrículas UTM y los puntos medidos en campo. Para las provincias y municipios se utiliza el mapa vectorial del I.G.N. 1:1.000.000.
- Asignación automática de la altura. En el mismo caso anterior y superponiendo la posición GPS a un modelo digital de elevación (MED). Éste consiste en una matriz de alturas a escala peninsular cuyos valores representan la altura media para una celda de 1 km x 1 km.
- Corrección de errores de localización. En citas que no están situadas puntualmente, como las obtenidas por bibliografía, se puede confrontar mediante SIG la información de la cuadrícula con la de la provincia y municipio. Una primera comparación puede señalar citas “sospechosas” que sólo pueden ser analizadas por un herpetólogo para valorar la causa del error e intentar su corrección.

2.6. Conclusiones

El empleo de los SIG supone, como se ha descrito en los apartados anteriores, un valor añadido en la calidad de la información suministrada. La eliminación de buena parte de los errores de mapeo frente a los métodos manuales es una buena prueba de lo afirmado. No obstante, el desarrollo de aplicaciones informáticas mediante SIG no es suficiente en sí mismo para obtener resultados óptimos. Es fundamental la intervención de los herpetólogos y el trabajo conjunto con los técnicos SIG. Por muy elaborada que sea la analítica SIG, ésta no puede determinar con seguridad si una determinada cita está totalmente fuera de lugar, o trazar las envolventes que señalan los límites de la distribución de una especie.

Los SIG pueden ser también una herramienta útil en el mantenimiento de la base de datos de citas. La visión de mapas de densidad o presencia-ausencia permiten delimitar las áreas necesitadas de muestreo. La incorporación de nuevas citas se ve sometida a unos filtros que aseguran su exactitud, evitando a los futuros usuarios la engorrosa tarea de revisar los datos cada vez que se quieren utilizar.

3. Aplicaciones de los SIG en la Biología

Los SIG tienen múltiples utilidades en la biología. Exponemos brevemente algunas de ellas:

- 1) Gestión de bases de datos (búsqueda de datos, obtención de patrones de relación).
- 2) Mapeo, clasificación y recuento de recursos ecológicos.
- 3) Edición de mapas de distribución (búsqueda de relaciones en las distribuciones de las especies, entre los propios seres vivos y con factores bióticos y abióticos, explicaciones biogeográficas).
- 4) Cálculo de mapas de densidad y diversidad.
- 5) Cálculo de distribuciones potenciales de diferentes taxones.
- 6) Búsqueda de áreas a proteger.
- 7) Aplicación en empresas e instituciones de medio ambiente: creación de rutas, programas de presentación interactivos (en museos, centros de interpretación, parques nacionales y naturales).
- 8) Aplicación al estudio de impacto ambiental: mapas de riesgo (inundaciones, erosión, mapeo de la contaminación y sus efectos en fauna y flora), gestión del impacto de nuevas carreteras y búsqueda de la solución menos traumática, impacto de actividades humanas sobre poblaciones animales y vegetales y en la diversidad de cierta zona.
- 9) Estudio del movimiento de animales con radio control (cálculo de la superficie del territorio, estudio de los movimientos, estudio de migraciones).
- 10) Estudio de producción agrícola (relación producción/superficie de explotación, mejora del riego, mejora del aprovechamiento del suelo fértil)
- 11) Actualización de mapas temáticos.
- 12) Previsión, detección y control de fuegos forestales.
- 13) Control de plagas.

3.1. Los mapas temáticos

Existen varios tipos de mapas (BOSQUE, 1997): los de base o referencia y los temáticos. La principal función de los primeros es localizar un objeto en el espacio. Un buen ejemplo son los mapas topográficos 1:50.000 del Servicio

Geográfico del Ejército español. Los mapas temáticos son principio y fin de los SIG. Unas veces serán la fuente de datos y otras el resultado de un análisis.

3.1.1. El proyecto Land-Cover/Corine: ejemplo de mapa temático

El proyecto CORINE (*Coordination Information Environment*) nació en la antigua Comunidad Económica Europea el 27 de junio de 1985, con el fin de recoger, coordinar y dar coherencia a la información sobre la situación del medio ambiente en los países miembros.

Dentro de este proyecto, se creó un apartado llamado Land-Cover que debía mapear en toda la superficie de la Comunidad los usos del suelo, unificando los criterios de clasificación para facilitar las comparaciones entre distintos países, tanto dentro de la Comunidad como fuera de ella. Se realizó a escala 1:100.000, suficiente dado su carácter regional. El proyecto piloto del Land-Cover se encargó a España. Fue, pues, el primer mapa de España de los usos del suelo en formato digital, y sobre todo, la posibilidad de actualizar los antiguos mapas de usos de 1978, que no cubrían todo el territorio nacional.

El único método, capaz de medir los usos del suelo en superficies tan enormes, era y es la Teledetección, técnica que permite tomar imágenes digitales de la superficie terrestre mediante sensores incorporados en satélites espaciales. Se escogió el satélite que fue creado para este propósito: Landsat 5 Thematic Mapper. Con una resolución espacial de 30 x 30 m y una resolución temporal de 16 días, es perfecto para estos cometidos, gracias a que tiene 4 bandas en el infrarrojo, una en el cercano, dos en el medio y la última en el lejano. Además, permite el cálculo de índices de vegetación, como el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), que facilitan con mucho la clasificación de la vegetación.

Dado que en aquel entonces los métodos de clasificación en Teledetección no eran lo suficientemente fiables, se decidió realizar ésta por medio de fotointerpretación. Así pues, se georreferenciaron las imágenes de satélite, se compusieron los mosaicos y se homogeneizaron las reflectancias de cada escena. El fotointerpretador clasificó visualmente los distintos tipos de usos del suelo, obteniendo un mapa que sería digitalizado posteriormente.

Por supuesto, la clasificación fue comprobada en el campo. Sin esta labor posterior y paralela al momento de clasificar, es imposible asegurar que lo que aparecen en las imágenes de satélite es lo que creemos. Desde que surgió la Teledetección y se vislumbró sus inmensas posibilidades, aparecieron voces predicando que los tiempos de ir al campo habían llegado a su fin. Nada más lejos de la realidad: la Teledetección es una herramienta que facilita la labor en estudios regionales, pero que ha de ser comprobada siempre. Verdad es, que comprobar resulta mucho más barato y rápido que muestrear toda la zona en busca de los datos necesarios, situación imposible en la mayor parte de estos estudios.

Las clasificaciones realizadas a partir de información remota son igual de válidas que las obtenidas mediante fotointerpretación, como demuestran SADER *et al.* (1991), de forma similar a lo hecho en el proyecto Land-Cover/CORINE. Utilizan una clasificación no supervisada (es el método menos preciso en Teledetección) y la comparan con la realizada por un fotointerpretador experimentado sobre ortofotos infrarrojas (el infrarrojo es quien detecta la vegetación mejor). El resultado es una similitud del 70%, cifra totalmente aceptable. De otra forma sería imposible realizar tal estudio, sobre todo si se intenta monitorizar cambios en el tiempo.

El grado de precisión varía en función de la dificultad de obtención de datos en las distintas zonas de estudio, o de las características que tenga la variable a medir. Dicho de otro modo: el resultado depende del objeto en estudio. La abundancia de ciertas aves está relacionada con la extensión de los bosques donde habitan. Estas áreas se puede medir de dos formas: el tradicional, a partir de mapas topográficos y datos recogidos en el campo, y la Teledetección. En Inglaterra el 70% de los bosques tienen un tamaño inferior a 1 ha, el 10% están en el rango de 1-2 ha, y el resto (el 20%) son superiores a 2 ha (MARK *et al.* 1997). El satélite Landsat 5 TM detecta totalmente las masas boscosas superiores a 3 ha., las de 2 ha. en un 97%, las de 1ha. en un 84%, y las inferiores a 1 ha., en tan solo un 18%. Por lo tanto, el resultado del estudio depende totalmente de la resolución de los datos que tomemos: si estamos utilizando imágenes de satélite hay que elegir correctamente el sensor en función de nuestros propios intereses.

El tener un mapa de usos del suelo en formato digital implementado en un SIG da unas ventajas palpables a primera vista. Podemos superponer esa capa a otro mapa, ya sea topográfico o temático, con todas las posibilidades de análisis que conlleva. Pero también podemos realizar nuestra propia clasificación en función del tipo de trabajo que estemos realizando: unir distintas clases, separar otras dependiendo de los valores de una nueva variable, modificar las leyendas en aras de una mejor comprensibilidad, etc. En fin, el formato digital permite una manipulación de los datos, los resultados y su representación que antes no existía.

3.2. Cálculo de distribuciones potenciales

Una de las aplicaciones donde la utilización de Sistemas de Información Geográfica resulta más eficaz es el cálculo de distribuciones potenciales de taxones, tanto de flora como de fauna. Los SIG permiten agilizar los análisis y acometer proyectos de mayor envergadura.

Los mapas de distribuciones potenciales se obtienen a partir de combinar factores que relacionan especies y hábitats (variables ambientales procedentes de la literatura, por ejemplo) con datos de información remota de distribución de paisajes o unidades ecológicas. Es necesario considerar el tamaño mínimo de los polígonos del mapa que llevarán la información referente a los hábitats en estudio. Este es el problema más importante a resolver: decidir la escala del estudio. El resultado depende directamente de la resolución que tenga la fuente de datos elegida. En unos casos se sacrifica esa resolución en aras de una mayor economía y una mayor extensión del área de estudio.

Las escalas pequeñas portan menos detalles que las grandes, pero proporcionan mayor información sobre especies muy móviles, que escapan a la resolución de las escalas grandes sobre superficies pequeñas. Según WADSWORTH & TREWEEK (1999), las escalas 1:5.000 sirven para especies de distribución muy restringida o de requerimientos de hábitats muy específicos, y también para hábitats pequeños pero usados por varias especies diferentes. Las escalas comprendidas entre 1:10.000 y 1:20.000 permiten diferenciar y clasificar distintos ecosistemas. Las escalas entre 1:50.000 y 1:100.000 son útiles para vertebrados grandes que requieren de extensas superficies o recorren varios ecosistemas. Son idóneas para los estudios a nivel regional. Las escalas más pequeñas (1:250.000-1:500.000) se utilizan en estudios regionales o superiores para cuantificar la abundancia de ciertos tipos de hábitats importantes en políticas de conservación.

Los estudios que se han realizado sobre este tema en los últimos años se centran en el cálculo directo de la distribución potencial de cierta especie por algún método determinado, o bien, comparar diversos métodos buscando el más preciso. Hay varias fuentes de datos para realizar estos estudios:

- a) Captura de datos directamente del campo.
- b) Los datos proceden de mapas climáticos, digitalizados o no.
- c) Las imágenes de satélite son el método más barato y fiable para los estudios a niveles regionales (es decir, a escalas pequeñas). Cubren extensas áreas con un coste inferior a otros tipos de datos. Los datos digitales se introducen directamente en el ordenador y se analizan rápidamente con un SIG. Los distintos tipos de hábitats se diferencian gracias a sus reflectancias particulares. Los cambios en el paisaje se detectan fácilmente repitiendo las observaciones a lo largo del tiempo (MARK *et al.*, 1997).

El objetivo final es producir modelos con una gran capacidad predictiva del hábitat potencial de cada especie, basados en variables ambientales fáciles de medir y cuya distribución espacial sea actualizable a bajo coste. RIVAS-MARTÍNEZ (1987) demuestra que las variables climáticas que mejor explican la distribución de los animales son la precipitación, la temperatura y la cobertura vegetal. La dificultad de obtener valores continuos de estas variables es lo que aventaja a los SIG, y en especial a la Teledetección. A partir de imágenes de satélites podemos obtener valores de humedad en el suelo, cobertura vegetal y temperatura en una malla, que dependiendo del sensor elegido, variará desde un tamaño de 1 x 1 km en el AVHRR del satélite NOAA, los 30 x 30m del Thematic Mapper del Landsat 5 o los 10 x 10 m del SPOT, en su canal pancromático. El análisis de tal cantidad de datos sólo es posible a través de una plataforma SIG.

BRITO *et al.* (1996) establecen un modelo predictivo para el lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi*) en Portugal. La fuente de datos elegida son los mapas procedentes del Atlas do Ambiente de 1983. Las variables que se obtienen de estos mapas están basadas en el trabajo de MARCO & POLLO (1993), en el que no se empleó tecnología GIS. Éste es un buen ejemplo de la facilidad que un SIG hubiera proporcionado a la realización del estudio biogeográfico. Dichos autores buscaron las variables ambientales que mejor explicaban la distribución particular del lagarto verdinegro. Obtienen los datos a partir de distintos mapas pluviométricos, de temperatura y de vegetación forestal potencial. La utilización de estos datos en formato digital posibilita aumentar el horizonte analítico, mejorando con mucho la precisión y exactitud de los resultados. Y el SIG hubiera realizado todo el proceso de cálculo de forma automática, impidiendo el trabajo que conlleva hacerlo a mano, y los posibles errores que se pudieran introducir. Por ejemplo, en el estudio se calcula el número de cuadrículas que poseen una o más citas de lagarto verdinegro. En un SIG este cálculo hubiera supuesto muy poco tiempo.

Brito y colaboradores incluyen otras variables además de las del trabajo de Marco y Pollo. Mediante Regresión Logística, se calcula la probabilidad de que la especie se encuentre o no en una cuadrícula dada, en función de las variables ambientales existentes en la misma. El resultado es un mapa de puntos cuyos valores es la probabilidad de

presencia de la especie estudiada. Se compara con las citas obtenidas en el campo, resultando que el 75% de las cuadrículas con presencia son clasificadas correctamente, al igual que el 94% de las ausencias; en total, el 82% de las cuadrículas son clasificadas de forma correcta.

Las ventajas que generan este tipo de estudios son obvias:

- 1) Permite descubrir nuevas poblaciones que habían pasado inadvertidas anteriormente.
- 2) Agilizan y facilitan los estudios biogeográficos.
- 3) Se evalúa el nivel de conservación de una especie de forma rápida y barata. Como se explica en otro trabajo (BRITO *et al.*, 1999), a partir de un modelo predictivo se consigue seleccionar áreas necesarias de conservación, identificar las áreas de mayor peligro para el animal, evaluar el grado de protección en el que se encuentra y definir una estrategia de conservación.

SA-SOUSA (2000) también emplea la Regresión logística y los SIG para calcular sendos modelos predictivos para las dos formas de *Podarcis hispanica* presentes en Portugal. El resultado es que ambas tienen modelos predictivos diferentes. Los SIG son una herramienta más a la hora de distinguir y explicar la biogeografía de los seres vivos.

3.3. Los SIG aplicados a la conservación

Los SIG son una herramienta útil en la conservación de especies, y muestra de ello es la gran cantidad de trabajos en los que ya se empieza a aplicar esta tecnología (ver, por ejemplo: HISNLEY *et al.*, 1995; LOMBARD *et al.*, 1995; SUTHERST *et al.*, 1995; BRITO *et al.*, 1996; NEAVE *et al.*, 1996a; NEAVE *et al.*, 1996b; NEAVE *et al.*, 1996c; SMITH *et al.*, 1997; CORSI *et al.*, 1999). Los campos en los que se aplican son muy variados: aves, mamíferos, anfibios, reptiles, etc. Las ventajas de estos métodos son su facilidad para ser repetidos y continuados en el tiempo. Sólo hay que ir añadiendo la nueva información obtenida para de nuevo generar los modelos predictivos, obteniendo resultados cada vez más precisos y exactos. Esto es muy importante y lo que da una gran aplicabilidad a los SIG: el trabajo que ya se ha realizado no se vuelve a repetir. Todos los procesos se automatizan, desde la captura de datos hasta el procesamiento de los mismos. Y, por supuesto, las salidas gráficas hacen que los resultados y conclusiones sean más comprensibles y accesibles para todos. A partir de un modelo predictivo (BRITO *et al.*, 1999) podemos:

- a) Seleccionar áreas prioritarias en la conservación de dicha especie.
Las decisiones de qué zonas han de ser protegidas suelen ser políticas, en vez de tomarse con criterios biológicos. La conservación de una especie o un conjunto de ellas le supone a la administración tan solo una pequeña inversión adicional. LOMBARD *et al.* (1995) demuestra, a partir de índices de diversidad y endemismos, calculados por medio de los mapas de distribución de las especies de serpientes de Sudáfrica, que el 72-78% de la superficie donde habitan ya tenían algún tipo de protección. Queda claro, como ya hemos indicado, que el esfuerzo suplementario que se necesita para completar la protección de una o varias especies no es tan grande como se dice.
- b) Evaluar el grado de protección proporcionado por el estado para ese taxón e identificar las áreas de mayor riesgo de extinción.
Podemos evaluar los efectos de las perturbaciones humanas, mapear y predecir la distribución de las distintas especies utilizadas como bioindicadores, estimar sus abundancias, y evaluar la protección de sus hábitats, identificando también nuevas zonas de reserva. Las influencias humanas son las que más perturban los ecosistemas: la diversidad aumenta con la distancia a ciudades y carreteras (SMITH *et al.*, 1997).
- c) Definir una estrategia adecuada a la conservación.
La recolonización de áreas por parte de especies económicamente problemáticas, ausentes de las mismas durante muchos años, puede producir enfrentamientos con agricultores y ganaderos, siendo necesario el establecimiento de un plan de manejo a nivel nacional. Estos planes ganan en calidad si son implementados mediante SIG. CORSI *et al.* (1999) calculan la distribución potencial del lobo (*Canis lupus*) a partir de variables ambientales (existencia de tierras de cultivo, bosques, pastizales, eriales y de zonas urbanas; elevación, densidad humana, de carreteras y vertederos, densidad de ovejas, número de especies de ungulados e índices de diversidad y de dominancia), comparando aquellas zonas donde siempre estuvo presente y zonas donde nunca lo ha estado (buscan hábitats totalmente inadecuados para el lobo). Logran tres objetivos: (1) plantear una base para futuros estudios espaciales y de hábitats más profundos, (2) identificar la fragmentación en el hábitat del lobo, y (3) reconocer aquellas áreas que son más probables para una recolonización por parte del lobo. Por primera vez, se

tienen conocimientos para predecir cómo afectan las decisiones de manejo en la ecología de las especies. Estas predicciones a medio y largo plazo se cimientan sobre datos y resultados cada vez más consistentes.

Bibliografía

- BOSQUE, J. (1997): *Sistemas de Información Geográfica*, 2ª ed. corregida. Ed. Rialp, Madrid 451 pp.
- BRITO, J. C., BRITO e ABREU, F., PAULO, O. S., ROSA, H. D. & CRESPO, E. G. (1996): Distribution of Schreiber's green lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal: a predictive model. *Herpetological Journal*, 6: 43-47.
- BRITO, J. C., GODINHO, R., LUÍS, C., PAULO, O. S. & CRESPO, E. G. (1999): Management strategies for conservation of the lizard *Lacerta schreiberi* in Portugal. *Biological Conservation*, 89: 311-319.
- CEBRIÁN, J. A. & MARK, D. M. (1986). Sistemas de Información Geográfica, Funciones y Estructuras de datos. *Estudios Geográficos*, 47 (184): 277-298.
- CORSI, F., DUPRÉ, E. & BOITANI, L. (1999): A large-scale model of Wolf distribution in Italy for conservation Planning. *Conservation Biology*, 13: 150-159.
- DOMÍNGUEZ BRAVO, J. (2000): Breve Introducción a la Cartografía y a los Sistemas de Información Geográfica (SIG). *Informes Técnicos Ciemat*, 943: 1-38.
- HISNLEY, S. A., BELLAMY, P. E., NEWTON, I. & SPARKS, T. H. (1995): Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- HOLANDA, M. P. & BERMEJO, J. C. (1998): *GPS+GLONASS: descripción y aplicaciones*. www.uco.es/~bb1rofra/.
- JALAS, J. & SUONUNEN, J. (1979): Vol. 1: Pteridophyta, pp. 7-13, in: *Atlas Florae Europaea*.
- LOMBARD, A. T., NICHOLLS, A. O. & AUGUST, P. V. (1995): Where should nature reserves be located in South Africa? A snake's perspective. *Conservation Biology*, 9: 363-372.
- MARCO, A. & POLLO, C. P. (1993): Análisis Biogeográfico de la distribución del Lagarto Verdinegro (*Lacerta schreiberi* Bedriaga, 1878). *Ecología*, 7: 457-466.
- MARK, E. L., FIRBANK, L. G., BELLAMY, P. E., HINSLEY, S. A. & VEITCH, N. (1997): The comparison of remotely sensed and ground-based habitat area data using species-area models. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1.222-1.228.
- NEAVE, H. M., CUNNINGHAM, R. B., NORTON, T. W. & NIX, H. A. (1996a): Biological inventory for conservation evaluation III. Relationships between birds, vegetation and environmental attributes in southern Australia. *Forest Ecology and Management* 85: 197-218.
- NEAVE, H. M., NORTON, T. W. & NIX, H. A. (1996b): Biological inventory for conservation evaluation I. Design of a field survey for diurnal, terrestrial birds in southern Australia. *Forest Ecology and Management*, 85: 1907-122.
- NEAVE, H. M., NORTON, T. W. & NIX, H. A. (1996c): Biological inventory for conservation evaluation II. Composition, functional relationships and spatial prediction of bird assemblages in southern Australia. *Forest Ecology and Management*, 85: 123-148.
- MOLDES, F. J. (1995): *Tecnología de los Sistemas de Información Geográfica*. Ed. RA-MA, pp. 6-10.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. (ed.) (1987): *Memoria del mapa de vegetación de series de vegetación de España*. ICONA. Serie Técnica. 268 pp.
- SÁ-SOUSA, P. (2000): A predictive distribution model for the iberian wall lizard (*Podarcis hispanica*) Portugal. *Herpetological Journal*, 10: 1-11.
- SADER, S. A., POWELL, G. V. N. & RAPPOLE, J. H. (1991): Migratory bird habitat monitoring through remote sensing. *International Journal of Remote Sensing* 12 (3): 363-372.
- SGE (1976): *Proyección Universal Transversa Mercator*, SGE, Madrid, Vol. I: Sistemas conformes. Proyección U.T.M.. Cuadrículas y Sistemas de referencia, 220 pp.
- SMITH, A. P., HORNING, N. & MOORE, D. (1997): Regional biodiversity planning and Lemur conservation with GIS in western Madagascar. *Conservation Biology*, 11 (2): 498-512.
- SUTHERST, R. W., FLOYD, R. B. & MAYWALD, G. F. (1995): The Potencial Geographical Distribution of the Cane Toad, *Bufo marinus* L. in Australia. *Conservation Biology*, 9 (6): 294-299.
- VÁZQUEZ, F. & MARTÍN, J. (1995): *Lectura de mapas*. Fundación General de la U.P.M., 3ª edición. 125 pp.
- WADSWORTH, R. & TREWEEK, J. (1999): *GIS for Ecology: an introduction*. Taylor & Francis, London. 184 pp.

Dirección web

Finnish Museum of Natural History. Atlas Florae Europaeae. Distribution of Vascular Plants in Europe. Comitte for Mapping the Flora of Europe & Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki.
http://www.fmnh.helsinki.fi/map/afe/E_afe.htm?pageid=571&language=English

Capítulo XI

Los métodos moleculares en el estudio de la sistemática y filogenia de los Anfibios y Reptiles ibéricos

Salvador CARRANZA



1. Los inicios

Durante cientos de años los naturalistas han intentado detectar, describir y explicar la diversidad biológica de nuestro planeta. Esta ardua tarea se conoce con el nombre de sistemática. Uno de los primeros avances en sistemática fue la aparición del sistema de nomenclatura binomial desarrollado por el naturalista sueco LINEO en 1758. Este sistema estableció el marco para describir y categorizar la diversidad biológica, identificando primero a las diferentes especies para agruparlas posteriormente en categorías superiores (familia, clase, orden, filum y reino). Inicialmente independiente de la teoría evolutiva, la nomenclatura binomial de Lineo persistió hasta que pioneros de la evolución como Charles DARWIN (1809-1882), Carl GEGENBAUER (1826-1903), y Ernst HAECKEL (1834-1919) la adoptaron y complementaron con ideas personales (por ej. la teoría de la recapitulación propuesta por Haeckel) para producir algunas de las primeras clasificaciones basadas en relaciones filogenéticas. De todos modos, desde la época que podríamos llamar post-Darwiniana hasta la primera mitad del siglo XX, no existieron ni consenso ni criterios objetivos claros para la reconstrucción filogenética, basándose ésta principalmente en la opinión personal de devotos especialistas que destinaban años al estudio de un grupo taxonómico. Aunque generalmente se aceptaba el concepto de evolución, no todos los científicos compartían exactamente la teoría propuesta por DARWIN (1859). La falta de un concepto común de evolución y una metodología de inferencia filogenética objetiva, estandarizada y unificadora, tuvo importantes consecuencias, como por ejemplo que para cada grupo taxonómico toda la autoridad sistemática se centraba en un grupo de personas reducido. La existencia y credibilidad de la “autoridad sistemática” se veía reforzada por la falta de un procedimiento formalizado de corroboración y refutación de hipótesis. Otro aspecto importante fue la falta de una clara orientación filosófica sobre qué aspectos evolutivos debían ser reflejados en las clasificaciones. Sin embargo, la aproximación casi puramente descriptiva de la sistemática y la existencia de numerosos expertos y escuelas en la mayoría de grandes grupos taxonómicos propició que se produjese un avance significativo en la catalogación de la diversidad del mundo natural, resultando en la mayor parte de la clasificación biológica tal y como la conocemos hoy en día.

En el campo de la herpetología, el conocimiento de la diversidad de reptiles y anfibios a nivel mundial aumentaba a medida que las principales potencias de la época enviaban expediciones alrededor del globo y traían a su regreso numerosos especímenes a los principales museos de historia natural de Europa y EEUU, donde se recopilaban en los cada vez más completos catálogos de la fauna mundial. Entre las obras europeas más importantes de la primera mitad del siglo XVIII, destacan las de los franceses FRANÇOIS DAUDIN (*Histoire naturelle, générale et particulière des reptiles*, 9 volúmenes, 1802-1803) y la de Constante Duméril, su hijo AUGUSTE & GABRIEL BIBRON (*Herpetologie générale ou histoire naturelle complète des reptiles*, 9 volúmenes, 1834-1854). Entre las obras más importantes publicadas durante la segunda mitad del siglo XIX se encuentra el monumental catálogo de los reptiles y anfibios del British Museum (Natural History), realizado por GEORGE BOULENGER (*Catalogue of the amphibians and reptiles of the British Museum*, 9 volúmenes, 1882-1896), resumiendo el conocimiento herpetológico de la época y convirtiéndose en referencia imprescindible incluso en la actualidad. En Norteamérica, el objetivo de las primeras exploraciones fue el de intentar catalogar la diversidad herpetológica en la parte oeste del país. La primera monografía sobre la herpetología norteamericana fue publicada por John Holbrook en tres volúmenes entre los años 1836 y 1838. La mayoría de especímenes recolectados durante esta primera época de exploración Norteamericana se encuentran en las colecciones de la Academy of Natural Sciences of Philadelphia y en el National Museum of Natural History (Smithsonian Institution) en Washington, D.C. y en el Museum of Comparative Zoology, Harvard University, habiendo sido una buena parte de ellos descritos por EDWARD COPE, SPENCER BAIRD & CHARLES GIRARD, e incluidos en las cinco ediciones de la *Check list of North American Amphibians and Reptiles* realizadas por LEONHARD STEJNEGER & THOMAS BARBOUR entre 1900 y 1950.

A principios del siglo XX, diversos herpetólogos empezaron a mostrar un interés cada vez mayor en inferir las relaciones filogenéticas entre los diferentes grupos de reptiles y anfibios y utilizarlas en sus clasificaciones. En 1920, Boulenger escribió en su monografía sobre el género *Rana*: “ha llegado el momento de dejar a un lado los métodos empíricos que han prevalecido durante tanto tiempo en taxonomía y dedicarnos a agrupar a las diferentes especies de acuerdo con sus relaciones filogenéticas” (BOULENGER, 1920a). Ese mismo año, en su *Monograph of the Lacertidae*, Boulenger realizó un análisis morfológico detallado utilizando información sobre ontogenia y paleontología para polarizar caracteres e inferir relaciones del tipo ancestro descendiente a nivel de especie y expresarlas en forma de diagrama arborescente. En sus palabras: “el diagrama mostrado expresa mi concepción de las relaciones entre especies y variedades que constituyen esta sección” (pág. 38; BOULENGER, 1920b) (Fig. 1). Casi al mismo tiempo, al otro lado del Atlántico se estaba produciendo una revolución similar que también estaba relacionada con la forma de

abordar la manera de clasificar los reptiles y anfibios, intentando considerar sus relaciones filogenéticas. Esta revolución vino de la mano del joven Charles L. Camp, el cual a la edad de 30 años publicó el libro *Classification of the Lizards*, sentando las bases de la sistemática moderna de los escamosos y produciendo la primera filogenia del grupo (pág. 333 de la reimpression de la obra de CAMP de 1923; CAMP, 1971). En su trabajo, Camp mostró un gran interés en inferir las relaciones filogenéticas entre los diferentes grupos de reptiles objeto de su estudio, recopilando gran cantidad de información sobre su morfología, distribución geográfica, ontogenia y paleontología, y discutiendo de forma explícita los siempre difíciles conceptos de homología, convergencia y paralelismo que tan familiares se harían 40 años más tarde de la mano de Willi Hennig (entomólogo alemán que sentó las bases de la teoría cladista). De todos modos, y pese al interés y los esfuerzos mostrados por Boulenger en el Reino Unido y Camp en EEUU, pocos fueron los herpetólogos que siguieron sus pasos, provocando que durante los siguientes 20-30 años los esfuerzos se volvieran a centrar básicamente en perfeccionar la alfa-taxonomía de los diferentes grupos, sin mostrar gran interés en sus relaciones evolutivas. Una de las posibles explicaciones de este “lapso filogenético” fue la creencia que la morfología a altos niveles estaba demasiado afectada por fenómenos de paralelismos y convergencias, imposibilitando la correcta inferencia de las relaciones filogenéticas entre organismos. Otra de las posibles razones es que todavía no se había definido formalmente un procedimiento de análisis filogenético suficientemente explícito desde el punto de vista filosófico y metodológico. A pesar de estas limitaciones, a partir de los años cincuenta se produjo un resurgir de las ideas filogenéticas iniciales de Boulenger y Camp de la mano de diversos científicos de la época como por ejemplo UNDERWOOD (1954), ETHERIDGE (1966) y sobretodo por Kluge, uno de los primeros herpetólogos en adoptar la incipiente metodología cladista siguiendo las ideas de HENNIG (1957, 1966) y en introducir nuevos criterios cuantitativos para la evaluación de las distintas hipótesis filogenéticas de diversos grupos de reptiles y anfibios (KLUGE, 1968, 1969). Del mismo modo que el resto de áreas de la biología, la herpetología se benefició en gran medida de la revolución metodológica (tanto cladista como fenética) ocurrida en el campo de la inferencia filogenética durante los años setenta y ochenta, abriendo un abanico de nuevas posibilidades para el estudio de la biología comparada y la evolución (FARRIS, 1982; FELSENSTEIN, 1981; KLUGE, 1969; NEI, 1972). Al mismo tiempo que se producían avances importantes en el campo analítico, se le dedicaba mucho más tiempo y esfuerzos al estudio detallado de la biología de los reptiles y anfibios, obteniéndose gran cantidad de caracteres morfológicos, fisiológicos y ontogénicos con los que poder inferir las relaciones filogenéticas. Como resultado de dichas investigaciones se publicaron numerosos artículos científicos y, en el caso de los reptiles, una magnífica obra de 19 volúmenes y más de 10.000 páginas que empezó a editarse en 1969 por Carl Gans y colaboradores. Este trabajo incluye de una manera extremadamente detallada aspectos morfológicos (vol. 1-4, 6, 11 y 19), fisiológicos (vol. 5, 8, 12-13, y 18), ecológicos y de comportamiento (vol. 7 y 16), neurológicos (vol. 9-10 y 17) y de la biología del desarrollo (vol. 14 y 15) de los repti-

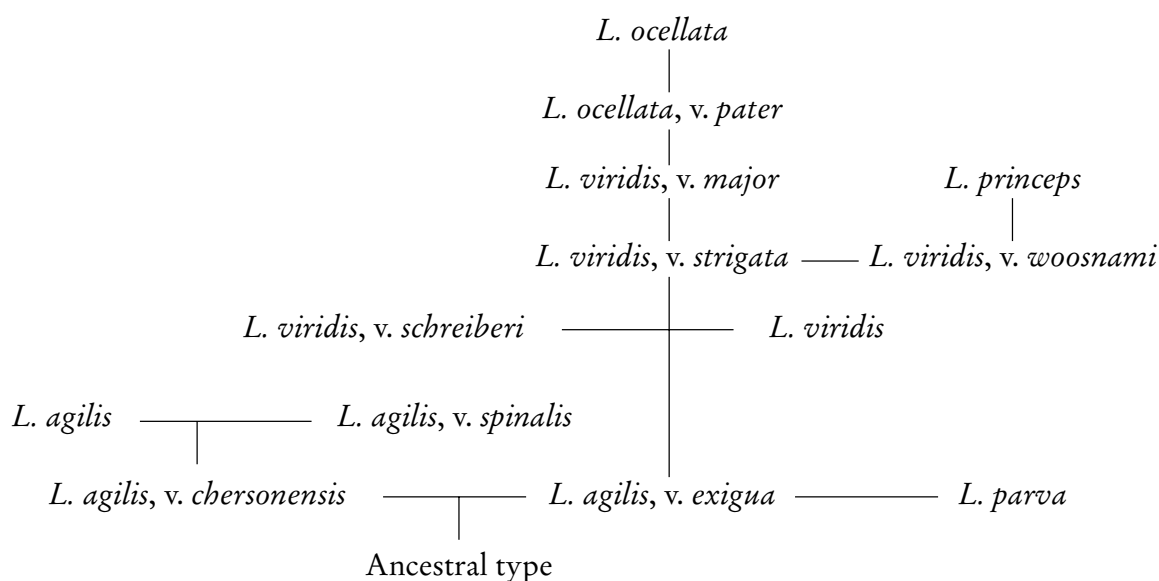


Figura 11. 1. Relaciones filogenéticas de algunos lacértidos según Boulenger 1920b.

les. En otros campos de la herpetología, destacan las obras *Physiology of the amphibia* (3 volúmenes editados por JOHN MOORE (vol. 1) y BRIAN LOFTS (vol. 2 y 3)), *Amphibian biology* (editado por HAROLD HEATWOLE) y la obra *Biology of amphibians* (DUELLMAN y TRUEB, 1986), donde los autores recopilan gran parte del conocimiento sobre la fisiología, biología, sistemática y biogeografía de los anfibios. Paralelamente al intensivo estudio de la biología (especialmente de la morfología) numerosos sistemáticos empezaron a adoptar y aplicar las nuevas metodologías de inferencia filogenética en sus trabajos, enriqueciendo considerablemente el conocimiento tanto a nivel morfológico como evolutivo de diversos grupos de reptiles y anfibios, como por ejemplo los anuros y urodelos (DUELLMAN y TRUEB, 1986), cecilias (NUSSBAUM y WILKINSON, 1989), lacértidos (ARNOLD, 1989a, b), gecónidos (KLUGE, 1983), escíncidos (GREER, 1979), y varios grupos de reptiles (ESTES y PREGILL, 1988). Simultáneamente, las filogenias empezaron a aplicarse para investigar cuestiones biogeográficas (KLUGE, 1988; WATSON y LITTLEJOHN, 1985), ecológicas (SNELL *et al.*, 1984) y gracias al pionero trabajo de GREENE (1986), para trazar la evolución de caracteres morfológicos permitiendo, por ejemplo, diferenciar entre adaptaciones y exaptaciones (ARNOLD, 1994, 1995). Durante todo este periodo comprendido entre los años setenta y ochenta, gran parte de la sistemática de los reptiles y anfibios (especialmente de los reptiles) se basó principalmente en la utilización de caracteres morfológicos. Si la utilización de la morfología en filogenia tenía la ventaja de que obligaba al investigador a profundizar en el conocimiento de la biología, ecología y comportamiento del grupo objeto de estudio, su mayor desventaja era la dificultad de obtener un número suficiente de caracteres válidos para el análisis filogenético. Debido a esto y a los increíbles avances de la biología molecular, ésta fue jugando cada vez un papel más importante en la mayoría de áreas de la herpetología, promoviendo su rápido avance y siendo hoy en día el método más utilizado en estudios filogenéticos y biogeográficos.

El incremento exponencial en los últimos 10 años de la utilización de datos moleculares ha provocado que el número de filogenias haya aumentado de una manera astronómica, haciendo posibles proyectos que hace unos años hubiesen parecido impensables, como por ejemplo el del *Tree of life* (árbol de la vida), cuyo objetivo principal es proporcionar información filogenética sobre todos los grupos de organismos de la tierra (<http://tolweb.org/tree/phylogeny.html>). Para un ejemplo con aplicación en la herpetología de cómo funciona este proyecto que une más de 2000 páginas web de todo el mundo, véase: <http://tolweb.org/tree/eukaryotes/animals/chordata/salientia/salientia.html>. Otra iniciativa relacionada con el *Tree of life* e igualmente originada como resultado del considerable aumento en el número y robustez de las filogenias publicadas en los últimos años es la del *PhyloCode* (<http://www.ohiou.edu/phylocode>). Aunque su base teórica fue desarrollada hace más de 10 años (DE QUEIROZ & GAUTHIER, 1990), la preparación del *PhyloCode* no nació como iniciativa hasta agosto de 1998, a raíz de un congreso celebrado en Harvard, USA. Como su nombre indica, el *PhyloCode* es un sistema de nomenclatura basado en las relaciones filogenéticas de los organismos. Su objetivo principal es sustituir el sistema de nomenclatura propuesto por Lineo en 1758 y actualmente regido por los códigos internacionales de nomenclatura zoológica (ICZN), botánica (ICBN), etc. por un nuevo sistema en el cual los diferentes grupos se nombrarán únicamente en base a sus relaciones filogenéticas. Por el momento, las normas del *PhyloCode* tan solo afectan a los clados (grupos monofiléticos), pero está previsto que dentro de poco también se publiquen las directrices para la nomenclatura a nivel de especie (CANTINO *et al.*, 1999). Aunque se desconoce el grado de aceptación que tendrá entre la comunidad científica este nuevo sistema de nomenclatura, esta iniciativa, al igual que la del *Tree of life*, son un reflejo del incremento de la conciencia filogenética ocurrida en sistemática durante los últimos años. Así pues, la sistemática ha pasado de ser una ciencia básicamente descriptiva e independiente de la filogenia desde Lineo hasta mediados del siglo XX (con algunas excepciones), a adoptar el conocimiento de las relaciones filogenéticas como principio y base fundamental de la clasificación de los organismos.

2. La revolución molecular

Aproximadamente durante la misma época que se estaba produciendo la revolución metodológica que propició el desarrollo de los principios de la cladística y de las nuevas metodologías para el análisis filogenético, otra revolución de igual magnitud se estaba gestando en el campo de la biología molecular. A principios de los años sesenta algunos investigadores empezaron a utilizar la información derivada del análisis cromosómico (citogenética), de proteínas (inmunología y enzimas) y posteriormente, del ADN (ácido desoxirribonucleico) para resolver problemas taxonómicos, evolutivos y biogeográficos, entre otros.

2.1. Aplicaciones de la citogenética en sistemática molecular

La citogenética tiene sus orígenes en los años treinta y cuarenta, cuando se empezaron a publicar los primeros cariotipos de organismos y diversos libros que sentaron sus bases iniciales (DARLINGTON, 1932; WHITE, 1945). La

citogenética comprende diversas áreas dirigidas al estudio de la estructura, función y evolución de los cromosomas y su posible aplicación en los campos de la genética clínica, biología comparada y sistemática, entre otros. La importancia de la citogenética en sistemática reside en las observaciones que se hicieron durante los años setenta sobre el enorme efecto que tenían las reorganizaciones cromosómicas, impidiendo o reduciendo la fertilidad en el caso de cruzamientos entre individuos con cariotipos diferentes, creando una barrera al intercambio genético y, por tanto, resultando en la diferenciación de dichos individuos (poblaciones) en especies diferentes (JACKSON, 1971). La importancia del descubrimiento de la relación existente entre cariología y especiación influyó en gran medida a que la mayor parte de las aplicaciones de la citogenética en sistemática se centrasen principalmente en intentar establecer el estatus taxonómico de una determinada población, especie o grupo de especies en base a su organización cromosómica (lo que podría denominarse citotaxonomía). En el campo de la herpetología, los primeros trabajos fueron dirigidos a la obtención y caracterización de cariotipos de diversos grupos de reptiles y anfibios, como por ejemplo los realizados en cocodrilos (COHEN y GANS, 1970), quelonios (MEDRANO *et al.*, 1987), escamosos (BECAK *et al.*, 1972; KING, 1981; BECAK y BECAK, 1969), urodelos (MORESCALCHI *et al.*, 1979) y anuros (MORESCALCHI, 1981).

De todos modos, enseguida se vio que la citogenética tenía problemas fundamentales: 1) en determinadas situaciones era bastante difícil identificar los diferentes cromosomas; 2) únicamente el número cromosómico no era un buen indicador de las relaciones filogenéticas entre organismos, ya que el aumento o reducción en el número de cromosomas podía originarse por múltiples vías. Es decir, para poder establecer las homologías (reconocimiento de las diferentes parejas de cromosomas hermanos en organismos diploides) y homeologías (reconocimiento de las pareja de cromosomas homólogos entre organismos diferentes) válidas para el análisis filogenético, era necesario primero identificar los cromosomas implicados en los diferentes procesos citogenéticos; y 3) se tenía muy poco conocimiento sobre las bases moleculares de la estructura y función de los cromosomas y la función de los diferentes mecanismos citogenéticos (transposición, retrotransposición, conversión génica, inversiones, translocaciones, etc.), implicados en su evolución. Esto propició que, aparte de la aproximación morfológica al reconocimiento de los distintos cromosomas de un cariotipo (básicamente tratamiento hipotónico de las metafases y determinación del tamaño del cromosoma y posición del centrómero), se desarrollasen otros métodos más sofisticados de tipo químico, enzimático y molecular dirigidos a facilitar los análisis citogenéticos como por ejemplo: 1) determinación de la distribución de la heterocromatina mediante tinción con Feulgen y otros reactivos clásicos; 2) determinación de la posición de los organizadores nucleolares (NOR) mediante tinción con nitrato de plata (HOWELL y BLACK, 1980); 3) observación de patrones de bandas -Q, -G, -R y -C utilizando métodos de tinción específicos (BICKMORE y SUMNER, 1989; COMINGS, 1978; SUMNER, 1990); 4) utilización de enzimas de restricción (por ej. *AluI*) para producir más patrones de bandas que facilitasen el reconocimiento de los cromosomas (MILLER *et al.*, 1984); y 5) utilización de técnicas moleculares como la hibridación *in situ* (ISH) (MACGREGOR, 1993) e hibridación *in situ* con fluorescencia (FISH) (THERMAN y SUSMAN, 1993), para identificar de una forma más precisa los diversos cromosomas y regiones cromosómicas. Gracias a su precisión, esta última técnica se utilizó satisfactoriamente en sistemática para verificar las homologías y homeologías hipotetizadas previamente en base a la morfología cromosómica y técnicas de bandedo (STEINEMANN *et al.*, 1984).

La herpetología, al igual que muchos otros campos de la biología y medicina, se benefició en gran medida de todos estos avances técnicos y metodológicos que, entre otras cosas, facilitaron el establecimiento de homeologías y permitieron el desarrollo de nuevos caracteres con aplicación taxonómica (por ej. la posición del NOR). La citogenética tuvo una especial repercusión en el estudio de la sistemática de los anfibios, representando una alternativa muy útil a la falta de caracteres morfológicos válidos para la inferencia filogenética. Parte de este conocimiento quedó reflejado en dos libros publicados en 1990 *Cytogenetics of amphibians and reptiles* (OLMO, 1990) y 1991 *Amphibian cytogenetics and evolution* (GREEN y SESSIONS, 1991), donde se recopilaron numerosas contribuciones de diverso contenido y que incluyen desde estudios citotaxonómicos de grupos de reptiles y anfibios al estudio de la organización del genoma eucariótico, regulación génica y la función y evolución de ciertos fragmentos de ADN. De todos modos, a pesar del auge de esta técnica durante los años ochenta, a partir de los años noventa cayó en desuso debido básicamente a la existencia desde hacía tiempo de técnicas de análisis proteico y al reciente perfeccionamiento de las técnicas de amplificación y análisis de ADN. Por este y otros motivos, la contribución de la citogenética a la sistemática de los reptiles y anfibios (especialmente de los reptiles) fue decreciendo, centrándose los trabajos principalmente en definir los límites entre poblaciones, subespecies y especies (CAPUTO *et al.*, 1993; ODIERNA *et al.*, 1996). Una posible explicación de este hecho reside en la dificultad de establecer homeologías por encima del nivel de especie y a la dificultad de codificar los caracteres de una manera satisfactoria y razonable para su posterior análisis filogenético. Para una discusión sobre la aplicabilidad de la citotaxonomía en filogenia véase KLUGE (1994).

2.2. Aplicaciones de los análisis de proteínas en sistemática molecular

Si la citogenética fue uno de los primeros métodos que permitió observar y obtener información sobre el genoma celular, los análisis de proteínas desarrollados paralelamente abrirían una ventana en dicho genoma para poder obtener información sobre las secuencias genéticas. En 1955, SANGER y colaboradores determinaron la secuencia aminoacídica de la proteína insulina del cerdo, la oveja y la vaca y las compararon para tratar de averiguar como estas especies habían divergido a nivel molecular. A partir de este trabajo sin precedentes, la determinación de la secuencia de aminoácidos de una proteína pasó a ser, pese a las limitaciones obvias de la redundancia del código genético, la forma más directa que existía en aquellos momentos de obtener información sobre las secuencias de ADN. En los años siguientes, otros grupos científicos se dedicaron a secuenciar más proteínas (hemoglobina, albúmina, mioglobinas y el citocromo C) de diferentes organismos y a utilizar su información para inferir relaciones filogenéticas. De todos modos, su secuenciación continuaba siendo un trabajo muy costoso que requería grandes cantidades de proteína purificada de partida y meses de trabajo para obtener unos pocos residuos aminoacídicos. Este hecho permitió y promovió que se desarrollasen nuevas técnicas más asequibles (aunque fuesen indirectas) dirigidas a aprovechar la información que proporcionaban las proteínas sobre el material hereditario (ADN). Entre las más utilizadas para solventar numerosos aspectos de la sistemática de los reptiles y anfibios (y otros organismos) se encuentran las derivadas de ensayos inmunológicos y las basadas en la electroforesis de proteínas.

2.2.1. Los ensayos inmunológicos

Los ensayos inmunológicos ocupan un lugar privilegiado en la historia por haber sido la primera técnica molecular empleada específicamente para resolver un problema taxonómico en animales (NUTTALL, 1904). Pese al trabajo pionero de Nuttall, la inmunotaxonomía progresó muy poco en las décadas siguientes y no fue hasta bien entrados los años sesenta y setenta, inicio de la “revolución molecular”, que la inmunología volvió a jugar un papel relevante en la sistemática. De hecho, la inmunología saltó de nuevo al primer plano de la escena científica cuando en 1967, Sarich y Wilson, utilizando una versión actualizada del método inmunológico empleado por Nuttall en 1904, consiguieron calibrar la tasa de evolución de la albúmina sérica y demostraron que, en contra de lo propuesto por los análisis morfológicos, los humanos, chimpancés y gorilas formaban un grupo monofilético y que la separación entre ellos había ocurrido hacía tan solo 5 millones de años. A partir de ese momento, y debido a estudios posteriores que corroboraron que la albúmina evolucionaba aproximadamente de acuerdo a un supuesto “reloj molecular” (MAXSON & MAXSON, 1986; WILSON *et al.*, 1977), los análisis inmunológicos ganaron importancia en estudios en los que por diversas razones era necesario conocer las edades aproximadas de las separaciones entre los diferentes taxones objeto de estudio para testar las hipótesis planteadas (HEDGES *et al.*, 1992).

El principio de las técnicas inmunológicas (básicamente la reacción de la precipitina, inmunoelectroforesis, fijación del microcomplemento (MCF) y utilización de anticuerpos monoclonales) es bastante sencillo y se basa en la asunción de que el nivel de reacción entre antígeno y anticuerpo proporciona una medida del grado de similitud genética entre las diversas proteínas antigénicas comparadas. Desde un punto de vista taxonómico, cuanto más divergentes sean dos organismos mayor será el número de sustituciones aminoacídicas existentes entre proteínas homólogas y por tanto menor el número de determinantes antigénicos comunes. De ese modo, la distancia inmunológica representa una medida de la proporción de determinantes antigénicos reconocidos por los anticuerpos obtenidos a partir de la inmunización con antígenos de un organismo (reacción homóloga), que son reconocidos por los mismos anticuerpos en una muestra de antígenos de otros organismos (reacción heteróloga). Por tanto, la capacidad de esta técnica de proporcionar distancias entre taxones que sean útiles para la inferencia filogenética reside justamente en cómo de estrecha y cierta sea la relación entre cantidad de anticuerpo unido y las diferencias en la secuencia aminoacídica entre los antígenos homólogos y heterólogos.

Una crítica que a menudo reciben las técnicas inmunológicas es que, en general, los resultados son en forma de matrices de distancias. Es decir, las técnicas inmunológicas proporcionan casi siempre datos cuantitativos, y por tanto en la mayoría de casos son inaplicables para resolver cuestiones biológicas para las que se necesitan datos cualitativos, como por ejemplo en análisis de paternidad, estimaciones de flujo genético entre poblaciones, identificación de híbridos, identificación forense y análisis filogenéticos utilizando métodos de parsimonia y máxima verosimilitud. Aparte de las características del tipo de datos que proporciona, la inmunotaxonomía tiene otras limitaciones de tipo logístico y de cantidad de tiempo requerido para realizar los experimentos. Pese a las limitaciones analíticas y experimentales, las diversas técnicas inmunológicas siguieron siendo el método más aceptado para datar los diferentes eventos cladogenéticos de un árbol filogenético y por tanto, muy utilizadas hasta principios de los noventa

para resolver tanto aspectos sistemáticos como biogeográficos en herpetología (BAVERSTOCK *et al.*, 1993; HEDGES *et al.*, 1992; JOGER 1984). La inmunología se dejó de aplicar casi por completo en sistemática y biogeografía en el momento en el que se perfeccionaron las técnicas de amplificación y secuenciación de ADN hacia mediados de los noventa, desarrollándose nuevos métodos más precisos para la inferencia filogenética y la calibración de relojes moleculares a partir del ADN.

2.2.2. La electroforesis de proteínas

De todas las técnicas moleculares desarrolladas hasta los noventa, la electroforesis de proteínas ha sido sin duda alguna la que más veces y con más éxito se ha aplicado a resolver diversos aspectos de la sistemática, biogeografía y evolución de los reptiles y anfibios. Su simplicidad, bajo coste, tipo de datos que proporciona (tanto cualitativos como cuantitativos), elevado poder de resolución y aplicabilidad a un nivel taxonómico bajo (en general a nivel de subespecies, especies y géneros cercanos), son las principales características que permitieron que esta técnica fuese una de las únicas que durante varios años pudiese competir con la incipiente tecnología de la amplificación y secuenciación de ADN, que cambiaría completamente el panorama de la sistemática molecular a principios de los noventa (HILLIS *et al.*, 1996). Las proteínas son uno de los componentes estructurales y reguladores más importantes de las células, siendo su secuencia y estructura un reflejo de la información genética contenida en los genes. La electroforesis de proteínas se basa en la propiedad que tienen las proteínas de presentar una carga eléctrica (positiva, negativa o neutra dependiendo del pH), tamaño y forma determinados. La relación existente entre pH y carga neta de las proteínas reside en el hecho que de los 20 aminoácidos existentes (la combinación de los cuales da las cadenas polipeptídicas lineales que al adquirir estructura secundaria y terciaria se denominan proteínas), tres presentan carga positiva a pH bajos (arginina, lisina y histidina) y dos presentan carga negativa a pH altos (ácido aspártico y ácido glutámico). Por tanto, la carga neta de una proteína depende del número y carga de cada uno de estos aminoácidos y, en última instancia, del pH de la muestra. Cambios en la secuencia de ADN (mutaciones) pueden resultar en cambios en la composición aminoacídica de las proteínas (no siempre una mutación en el ADN resulta en un cambio de aminoácido; ver más abajo) y en última instancia pueden afectar su carga eléctrica neta, forma y peso molecular. Mediante la electroforesis, las proteínas se separan en base a su diferente movilidad a través de una matriz (almidón, acetato de celulosa, poliacrilamida o agarosa) situada en un campo eléctrico, lo que significa que, en definitiva, se separaran de acuerdo a su carga eléctrica neta, peso molecular o ambos según el tipo de matriz y condiciones utilizadas. En una electroforesis se pueden detectar muchos tipos de proteínas, muchas de ellas no aptas para su uso como marcadores moleculares. Las proteínas más comúnmente utilizadas en sistemática son las enzimas (proteínas con actividad catalítica). Para visualizarlas independientemente del resto de las proteínas de la muestra se utiliza el método denominado de tinción histoquímica (HUNTER y MARKERT, 1957). Este método se basa en detectar selectivamente determinadas enzimas mediante la adición de los substratos de la reacción bioquímica que catalizan y posterior tinción de los productos resultantes. Aunque pocas veces se analizan más de 15-50 loci diferentes (posiciones dentro del genoma ocupadas por genes diferentes), actualmente el número total de loci que pueden visualizarse utilizando técnicas de tinción histoquímicas supera los 200 (MANCHENKO, 1994). Generalmente, estos incluyen enzimas muy conservadas que realizan funciones básicas a nivel celular y que por tanto, acostumbran a encontrarse en la mayoría de organismos a un nivel detectable. Este hecho permite la utilización de los mismos reactivos y técnicas de revelado entre organismos muy separados filogenéticamente. Al patrón de bandas teñidas de una enzima se le denomina zimograma. Las enzimas se diferencian en dos clases y ambas proporcionan información aplicable en sistemática molecular, aloenzimas e isoenzimas. Las aloenzimas son variaciones polipeptídicas que representan diferentes alternativas alélicas del mismo locus génico (variantes de un gen en una posición determinada dentro del genoma), mientras que las isoenzimas comprenden todas las formas enzimáticas con función similar producidas por diferentes loci génicos (enzimas con función similar codificadas en diferentes partes del genoma).

La electroforesis de alo e isoenzimas ha repercutido mucho en la sistemática de la mayoría de grupos biológicos (incluyendo los reptiles y anfibios) y en muchas áreas de la biología, como por ejemplo la genética de poblaciones y la taxonomía. Quizás uno de los aspectos que hizo de la electroforesis de proteínas una de las técnicas más utilizadas durante la era pre-DNA fue la facilidad y bajo costo con el que se podían analizar cientos de genotipos (normalmente referida a la composición génica de un organismo en un locus determinado) en unos días, permitiendo obtener en pocos años gran cantidad de datos sobre polimorfismos de proteínas en poblaciones naturales de anfibios y reptiles, aplicables para inferir su estructura genética y, en caso necesario, sus relaciones filogenéticas. Por citar algunos ejemplos, la electroforesis de enzimas se ha aplicado con éxito en herpetología para analizar los límites entre

poblaciones, subespecies y especies (ARNTZEN y GARCÍA-PARÍS, 1995; CAPULA, 1996), fenómenos de hibridación entre especies (GOOD, 1989), deducir eventos históricos como por ejemplo efectos fundadores ocurridos en especies introducidas (ESTEAL, 1986), inferir patrones biogeográficos (ARANO *et al.*, 1998; MATEO *et al.*, 1996), así como en estudios de paternidad (HARRY y BRISCOE, 1988).

Quizás una de las ventajas más importantes de la electroforesis de proteínas respecto a otros métodos aplicados en sistemática molecular (incluyendo la secuenciación de ADN), es que normalmente se obtienen datos de múltiples loci genéticos independientes con localizaciones genómicas diferentes, disminuyendo así el riesgo de artefactos derivados del análisis de uno o pocos loci (NICHOLS, 2001). Los tipos de datos que proporciona la electroforesis de aloenzimas son analizados e interpretados de forma diferente según el nivel taxonómico. Por ejemplo, en estudios de genética de poblaciones, la habilidad de la electroforesis de proteínas de identificar frecuencias génicas nos permite calcular diversos parámetros importantes para determinar si dos poblaciones constituyen una única unidad genética o si contrariamente están aisladas genéticamente y, por tanto, deberían ser consideradas diferentes desde el punto de vista taxonómico. A otro nivel, los datos aloenzimáticos pueden utilizarse para inferir relaciones filogenéticas entre poblaciones/subespecies, especies y, ocasionalmente, entre géneros diferentes. Básicamente existen dos métodos de inferencia filogenética a partir de datos aloenzimáticos, los basados en matrices de distancias genéticas (cuantitativos) y los basados en caracteres discretos (cualitativos). En el primer caso, los datos enzimáticos representados por el zimograma se convierten en distancias genéticas utilizando diferentes medidas como por ejemplo, la distancia genética de NEI (1972, 1978), o el índice de similitud de ROGERS (1972). Posteriormente, estas medidas se utilizan para inferir árboles filogenéticos utilizando métodos de análisis basados en matrices de distancias, como por ejemplo *neighbor-joining* (SAITOU y NEI, 1987) y mínima evolución (RZHETSKY y NEI, 1992). En el segundo caso, los datos aloenzimáticos se codifican para poderse utilizar en reconstrucciones filogenéticas utilizando la metodología cladística y el criterio de parsimonia (SWOFFORD y BERLOCHER, 1987). Fundamentalmente existen dos métodos de codificación de caracteres: 1) el que registra la presencia-ausencia de alelos (criticado por la falta de independencia entre alelos y la posibilidad de que ningún alelo pueda ser reconstruido para el nodo ancestral, (SWOFFORD y OLSEN, 1990)); y 2) el que considera cada combinación de alelos diferentes de un locus en particular como un estado de carácter discreto (BUTH, 1984), pudiéndose en el caso que se crea oportuno, utilizar matrices de costos para conectar los diferentes estados de carácter (MABEE y HUMPHRIES, 1993).

Aunque la electroforesis de proteínas ha jugado un papel importantísimo en la sistemática molecular de reptiles y anfibios, diversos problemas de tipo técnico, metodológico y de aplicabilidad han hecho que, como en el caso de la citogenética y la inmunología, esta técnica haya sido sustituida casi por completo por otros métodos derivados del análisis de ADN. En general, se ha visto que para estudios a un nivel taxonómico muy bajo (por ej. de estructura de poblaciones), los análisis aloenzimáticos proporcionan menos información que otros basados en el análisis de ADN (secuenciación, análisis de enzimas de restricción y especialmente microsatélites) (HUGHES y QUELLER, 1993). Lo mismo ocurre a niveles taxonómicos elevados (por encima de género), donde la elevada divergencia genética provoca que las especies comparadas compartan muy pocos o casi ningún alelo, con el peligro añadido de que las pocas posiciones compartidas sean homoplásicas (SITES *et al.*, 1984). Debido a esto, se considera que la electroforesis de enzimas no es aplicable para inferir relaciones filogenéticas entre organismos que hayan divergido hace más de 50 millones de años (AVISE, 1994). En general, se ha observado que en vertebrados el rango ideal de aplicación de la electroforesis de enzimas va del nivel intraespecífico hasta el intergenérico (dependiendo del grupo) (AVISE, 1994; NEI, 1987). Otro aspecto importante a considerar cuando se utiliza la electroforesis de proteínas en estudios de sistemática molecular, es que la información resultante es de tipo indirecto. Es decir, el investigador tiene que interpretar correctamente los patrones de bandas (en algunos casos puede ser complicado) y asumir que los cambios en la movilidad de las proteínas reflejan cambios reales en el ADN que las codifica y viceversa, y esto no siempre se cumple. Por ejemplo, HERNÁNDEZ-JUVIEL *et al.* (1992) demostraron que la movilidad del enzima glutamato deshidrogenasa (GTDH) de extractos de hígado de serpiente de cascabel variaba al incrementar el factor de dilución de la muestra y FLOWERDEW y CRISP (1976) observaron que la variación enzimática del crustáceo cirrípedo *Balanus balanoides* dependía de la estación del año, la edad y la ecología de estos organismos. Del mismo modo, se ha observado que en algunas situaciones, la electroforesis de enzimas puede subestimar la variabilidad genética real de la muestra debido a la existencia de alelos a nivel del ADN con la misma movilidad electroforética (electromorfos) (MURPHY *et al.*, 1996). Afortunadamente, estos problemas pueden generalmente resolverse alterando alguna de las variables de la electroforesis, como por ejemplo la composición del tampón, el pH del tampón, la concentración del gel de electroforesis o el método de electroforesis. Por último, existe también el problema de la compartimentación de los enzimas

en diferentes tejidos y organelas. Por ejemplo, el hígado, el corazón o el cerebro pueden presentar diferentes enzimas y actividades enzimáticas (MURPHY y MATSON, 1986).

2.3. Técnicas de análisis de ADN en sistemática molecular

2.3.1. Acontecimientos más relevantes

En los años ochenta la genética molecular empezó a jugar un papel importante en la mayoría de áreas de la biología, incluyendo la sistemática. A partir de los años noventa, y gracias a importantísimos avances tecnológicos y metodológicos, el interés y la aplicación de la biología molecular en la mayoría de campos de la ciencia empezó a crecer de forma exponencial, culminando con la secuenciación del genoma humano por dos grupos científicos independientemente tan sólo 10 años más tarde (LANDER *et al.*, 2001; VENTER *et al.*, 2001). Entre los principales avances tecnológicos y metodológicos destacan el desarrollo de la técnica de la reacción en cadena de la polimerasa (PCR, *polymerase chain reaction*). Inicialmente puesta a punto para la amplificación de fragmentos de ADN *in vitro* (MULLIS y FALOONA, 1987), enseguida se utilizó para la amplificación de marcadores moleculares tanto nucleares como mitocondriales y de otras organelas, permitiendo el acceso directo a toda la información filogenética contenida en sus genomas. La capacidad de esta técnica de amplificar segmentos concretos de ADN a partir de cantidades ínfimas de tejido fresco, conservado en diversas sustancias (alcohol, DMSO, etc.), seco, congelado e incluso a partir de material subfósil, ha contribuido en gran medida a que esta técnica sea ampliamente utilizada en sistemática molecular y en muchos otros campos de la biología (PALUMBI, 1996).

Paralelamente al auge de la técnica de la PCR, también se realizaron avances importantes en otras áreas muy relacionadas como son el diseño y síntesis de cebadores (*primers*) universales tanto para genes nucleares (HILLIS y DIXON, 1991) como mitocondriales (KOCHER *et al.*, 1989) y en las técnicas de secuenciación de ADN (SCHARF *et al.*, 1986). Si el descubrimiento y desarrollo de la técnica de la PCR (galardonado con el premio Nobel) marcó un hito en la biología molecular, el desarrollo de los primeros secuenciadores automáticos a principios de los noventa facilitaron y aceleraron enormemente la obtención de datos moleculares. Los modelos actuales de secuenciadores automáticos permiten la secuenciación de más de 250.000 pares de bases (pb) en 24 horas; el equivalente a aproximadamente 15 genomas mitocondriales humanos al día. Así pues, en los últimos años, los aspectos técnicos han dejado de ser los limitantes de la sistemática molecular, siendo hoy en día prioritario desarrollar programas informáticos capaces de obtener la máxima información posible de la enorme cantidad de datos moleculares que se están generando (bioinformática). La sofisticación de los métodos de análisis filogenético ha ido incrementándose con el paso del tiempo, maximizándose su eficiencia, consistencia, robustez y falseabilidad; propiedades todas ellas inherentes a cada uno de los diferentes métodos filogenéticos y contrastables en base a simulaciones, filogenias conocidas, análisis estadísticos y estudios de congruencia (HILLIS, 1995; HUELSENBECK, 1995). Aparte de la inferencia filogenética también se han producido avances en el desarrollo de métodos y programas específicos para contrastar hipótesis biogeográficas, ecológicas, de comportamiento, fisiológicas y epidemiológicas entre otras a partir de filogenias existentes (HARVEY *et al.*, 1996).

2.3.2. El ADN como base de la sistemática molecular moderna. Tipos de marcadores moleculares utilizados en herpetología y bases fundamentales

Una de las partes más importantes de cualquier proyecto de sistemática molecular es la elección de los marcadores moleculares adecuados. Dicha elección se basa principalmente en el tipo de datos necesarios para el estudio (cuantitativos o cualitativos), tipo de herencia y tasa de evolución del marcador. En cuanto al tipo de datos, actualmente en herpetología se utilizan las secuencias de ADN como método predilecto para inferir relaciones filogenéticas a todos los niveles taxonómicos, y los análisis de microsátélites (SCHLOTTERER & TAUTZ, 1992) y minisátélites (*DNA fingerprinting*) (JEFFREYS *et al.*, 1985) para estudios más precisos sobre la estructura de poblaciones naturales, de determinación de parentesco, selección sexual, comportamiento reproductor y ecología de poblaciones. Los distintos marcadores moleculares se pueden diferenciar según su origen (nuclear o mitocondrial) y según si codifican proteínas o no.

2.3.2.1. Características del ADN mitocondrial como marcador molecular en sistemática

El ADN mitocondrial se encuentra en las mitocondrias (organelas que se encuentran en el citoplasma de la célula eucariota) y está organizado en forma de una doble hélice circular, que en vertebrados tiene un tamaño aproxima-

do de 16.000 pares de bases. El ADN mitocondrial codifica para diversas proteínas implicadas en el transporte de electrones (citocromo *b*, citocromo oxidasa I, etc.), más de 20 RNAs de transferencia (tRNAs) y dos RNAs ribosómicos (12S rRNA y 16S rRNA). Su replicación es controlada por una zona de aproximadamente 1 kb denominada región controladora (*control region*) o *D-loop*. A diferencia del genoma nuclear, la mayor parte del genoma mitocondrial tiene alguna función, y por tanto los genes mitocondriales no presentan intrones y son muy pocos los ejemplos de presencia de espaciadores, secuencias repetitivas y pseudogenes mitocondriales.

El ADN mitocondrial presenta toda una serie de características que han influido en gran medida a que sea uno de los marcadores moleculares más utilizados en sistemática molecular de reptiles y anfibios a diferentes niveles taxonómicos (GARCÍA-PARÍS y JOCKUSCH, 1999; HARRIS, *et al.*, 1998; ZARDOYA y MEYER, 2001). Generalmente el ADN mitocondrial de vertebrados evoluciona a una tasa bastante elevada. Se ha comprobado que en el caso de algunos mamíferos esta tasa de evolución puede ser entre 5 y 10 veces más rápida que la de genes nucleares de copia única, por lo que el ADN mitocondrial es muy útil para inferir relaciones filogenéticas a nivel de especie e incluso de población. Las mitocondrias suelen encontrarse en el citoplasma en gran número y excepto en casos muy concretos presentan exactamente la misma secuencia en todos los tejidos. Por tanto, en una célula animal existen múltiples genomas mitocondriales todos ellos iguales, por lo que es muy fácil obtener ADN a partir de cantidades muy pequeñas de tejido conservado en alcohol durante muchos años (CARRANZA *et al.*, 2001; CARRANZA *et al.*, 1999) e incluso a partir de material subfósil (AUSTIN y ARNOLD, 2001). Por último, una de las características más importantes del ADN mitocondrial como marcador molecular es que en general se hereda de forma uniparental a través de la línea materna y por tanto es haploide. Es decir, en el momento de la fecundación las únicas mitocondrias que pasaran a formar parte del cigoto son las provenientes del óvulo (DAWID & BLACKLER, 1972). Tanto el tipo de herencia como las características genéticas del genoma mitocondrial son los responsables de la amplia aplicación del ADN mitocondrial como marcador molecular en sistemática. Entre las principales ventajas que esto supone destacan: 1) las diferencias encontradas entre individuos se deben única y exclusivamente a fenómenos de mutación y no son el resultado de recombinación; 2) en una población donde machos y hembras se encuentran en igual proporción el número efectivo de genes mitocondriales estará reducido por cuatro, incrementando el efecto de la deriva génica y la tasa de renovación genética dentro de las poblaciones (AVISE, 1994); 3) este último factor, junto con una elevada tasa de mutación, incrementan el nivel de variabilidad entre poblaciones, eliminando más rápido que los genes nucleares los polimorfismos (alelos) ancestrales existentes a nivel inter e intraespecífico; y 4) la comparación de marcadores genéticos uniparentales (mitocondriales) *versus* biparentales (nucleares) podrá utilizarse para identificar casos de hibridación entre organismos y detectar diferencias en el comportamiento entre los dos sexos.

2.3.2.2. Características del ADN nuclear: marcadores moleculares del tipo microsatélite y minisatélite

En comparación al genoma mitocondrial, el genoma nuclear de las células eucariotas tienen el ADN empaquetado en cromosomas. El genoma nuclear eucariota contiene una cantidad enorme de ADN con valores comprendidos entre los mil y diez mil millones de pares de bases. Una buena proporción del ADN nuclear es del tipo no codificante y por tanto no tiene una función determinada clara. A diferencia de las mitocondrias, las células eucariotas acostumbran a ser diploides (es decir, tienen dos conjuntos de genes, uno proveniente del padre y otro de la madre) y en general, cada progenitor contribuye con aproximadamente la misma cantidad de ADN en la descendencia. En vertebrados, la tasa de evolución de las secuencias nucleares no codificantes es en general más elevada que las codificantes.

Como ejemplo de marcadores nucleares muy utilizados en sistemática molecular de reptiles y anfibios a un bajo nivel taxonómico están los microsatélites y los minisatélites. Los microsatélites representan una alternativa a la electroforesis de enzimas y poco a poco han ido ocupando su lugar como herramienta básica para el estudio de la estructura de poblaciones (BRUFORD y WAYNE, 1993).

Los microsatélites forman parte del ADN repetitivo no codificante y en principio son fragmentos de ADN compuestos por secuencias nucleotídicas cortas (2-5 pb) repetidas en tándem. Un ejemplo de microsatélite muy común es una repetición del dinucleótido CA un número determinado de veces (por ejemplo, cuatro veces: CACACACA). Los diferentes alelos de los microsatélites se diferencian en el número de repeticiones que contienen, las cuales aumentan o disminuyen variando en tamaño entre las 2 y las 50 repeticiones por locus mediante fenómenos moleculares como la mutación y el entrecruzamiento desigual, entre otros. Varias características han hecho de los microsatélites uno de los marcadores favoritos en el estudio de las poblaciones naturales: 1) la posibilidad de amplificarlos utilizando la técnica de la PCR, permitiendo la obtención de información a partir de

cantidades muy pequeñas de ADN e incluso a partir de restos de animales extinguidos (GROOMBRIDGE *et al.*, 2000); 2) la facilidad y precisión con la que se detectan los diferentes alelos utilizando cebadores fluorescentes combinados con técnicas específicas de secuenciación automática (*Genscan*); 3) una elevada tasa de mutación (entre 10^{-2} y 10^{-5} por gameto y por generación), que permite detectar variabilidad incluso en organismos en los cuales no se detectan polimorfismos a nivel aloenzimático (HUGHES y QUELLER, 1993); y 4) su herencia de tipo mendeliana simple, evolución de tipo neutral, y codominancia facilitan enormemente la interpretación de los datos. Algunos ejemplos de la utilización de microsatélites en herpetología incluyen CIOFI y BRUFORD (1998), NEWMAN y SQUIRE (2001).

Los minisatélites representan otro tipo de ADN repetitivo no codificante del genoma nuclear, más conocido bajo las siglas VNTR (*variable number of tandem repeats*) o por su utilización en las técnicas de *DNA-fingerprinting* (SINGH, 1995). Se cree que los minisatélites se originan de la misma manera que los microsatélites pero difieren de estos en que la secuencia básica (*core*) es más larga (hasta 200 pb en vez de 2-5 pb) y en que estas unidades pueden repetirse a lo largo del cromosoma alcanzando longitudes de 30.000 pb. Debido a su elevada tasa de mutación (0,01–0,02 por gameto y por generación) se observan grandes cantidades de alelos, diferenciando organismos incluso dentro de una población. Es justamente esta elevada tasa de mutación ligada a un patrón simple de herencia mendeliana que ha hecho de los minisatélites una herramienta muy importante, aplicada en herpetología básicamente para resolver problemas de paternidad y para analizar la estructura de poblaciones naturales (FINCH y LAMBERT, 1996; GALBRAITH *et al.*, 1995). De todos modos, debido al perfeccionamiento de las técnicas de caracterización y análisis y a la posibilidad de la aplicación de la técnica de la PCR, los microsatélites están substituyendo a los minisatélites en estudios de genética de poblaciones.

2.3.2.3. Genes codificantes de proteínas como marcadores moleculares

Tanto en el núcleo de la célula eucariota como en las mitocondrias, el ADN está organizado en una doble hélice formada por dos cadenas resultado de la combinación de 4 nucleótidos (adenina (A), timina (T), citosina (C) y guanina (G)) en una secuencia concreta, estabilizada mediante enlaces puente de hidrógeno entre las bases A-T y C-G. El ADN puede tener función codificante (codifica para una proteína) o puede no tener una función determinada o claramente definida (ADN no codificante que comprende los intrones, espaciadores, pseudogenes, etc.). A los fragmentos de ADN codificantes se les conoce con el nombre de genes codificantes de proteínas y están compuestos por una secuencia determinada de nucleótidos que contiene toda la información necesaria para formar una proteína. (primero se transcriben a ARN [ácido ribonucleico] y seguidamente se traducen a proteínas). Aparte de los genes codificantes de proteínas existen otros tipos de genes, como por ejemplo los especificadores de ARN, que sólo se transcriben pero no se traducen (ver más adelante). Todo gen codificante tiene un inicio y un final. En la mayoría de genes codificantes de los eucariontes, el primer aminoácido acostumbra a ser una metionina y viene codificado en el ADN por la secuencia ATG. A la metionina le siguen una cantidad indeterminada de nucleótidos siempre en múltiplos de 3. Cada grupo de 3 nucleótidos, denominado triplete o codón, determina cada uno de los aminoácidos que forman la proteína codificada. Por ejemplo, si la secuencia de ADN de un gen nuclear de un vertebrado es: ATG CTT CAT CAC CGT; la proteína correspondiente estará formada por la cadena de aminoácidos: Metionina + Leucina + Histidina + Histidina + Arginina (ver <http://psyche.uthct.edu/shaun/SBlack/geneticd.html>). Debido a que un determinado aminoácido puede estar codificado por distintos tripletes, a partir de la secuencia de una proteína será imposible averiguar con certeza la secuencia de ADN. En total existen 64 tripletes posibles que se pueden formar a partir de la combinación de los cuatro tipos de nucleótidos (A, T, C y G). Según el código genético universal, 61 de dichos tripletes codifican para aminoácidos y tres de ellos lo hacen para codones de terminación. Debido a que existen 61 tripletes posibles y tan solo 20 aminoácidos primarios en las proteínas, muchos aminoácidos son codificados por más de un codón. Por esta razón, se considera que el código genético es degenerado. La degeneración del código genético es básica para entender el patrón de evolución de las secuencias codificantes. Los primeros, segundos y terceros nucleótidos de cada triplete se conocen con el nombre de primeras, segundas y terceras posiciones. En general, cambios en las primeras y segundas posiciones génicas casi siempre resultan en un cambio de aminoácido (96% y 100% de los casos respectivamente), mientras que cambios en las terceras posiciones no acostumbran a producir una sustitución aminoacídica (70% de los casos). Dado que los aminoácidos son la estructura básica de las proteínas, un cambio en un aminoácido puede producir un cambio en la carga, peso molecular y estructura de la proteína y por tanto, una pérdida o alteración de su función. Aunque la mutación es el mecanismo principal de la evolución, la mayoría de mutaciones son perjudiciales y por tanto se eliminarán antes de pasar a la siguiente generación (el orga-

nismo portador muere sin dejar descendencia). De ese modo, en genes codificantes se detectan muy pocas mutaciones en las primeras y segundas posiciones de los tripletes, acumulándose la mayor parte de ellas en las terceras posiciones (ver Fig. 2D, E). A los cambios de ADN que se traducen en un cambio de aminoácido se les denomina cambios no sinónimos. A los cambios en el ADN que no producen un cambio de aminoácido se les denomina cambios sinónimos o silenciosos.

2.3.2.4. Genes especificadores de ARN como marcadores moleculares

Las secuencias no codificantes no contienen información para sintetizar proteínas. En sistemática molecular de reptiles y anfibios, de todos los tipos de secuencias no codificantes existentes (intrones, espaciadores, pseudogenes, genes ribosomales, genes de ARN de transferencia, etc.), los genes ribosomales (especialmente los mitocondriales) son los más utilizados para inferir relaciones filogenéticas a diferentes niveles taxonómicos (AUSTIN, 1998; MARS-HALL, 1992; GIRIBET *et al.*, 2001; STEVEN, 1996; VIDAL *et al.*, 2000; ZAJC y ARNTZEN, 1999). Estos comprenden los genes 18S rDNA, 5.8S rDNA y 28S rDNA de origen nuclear y el 12S rDNA, 5S rDNA y 16S rDNA de origen mitocondrial. Los genes ribosomales se transcriben a partir de cadenas de ADN en cadenas de ARN, las cuales pasan posteriormente a formar parte de la estructura de los ribosomas (moléculas formadas por ARN y proteínas que juegan un papel básico en la traducción de ARNs provenientes de genes codificantes de proteínas). Algunas partes de la cadena de ADN de los genes ribosomales pueden variar libremente sin que esto afecte a la función de la molécula, mientras que otras regiones tienen una función crucial y por tanto se mantienen muy similares incluso entre organismos pertenecientes a diferentes órdenes, clases e incluso reinos. En general, las partes de la cadena de ADN que están implicadas en el mantenimiento de la estructura secundaria (*stems*) están mucho más conservadas genéticamente (varían menos) que las partes que no lo están (*loops*). Los *stems* y *loops* están distribuidos de forma diferente en cada uno de los genes ribosomales, por lo que no existe un patrón universal de distribución de *stems* y *loops* a lo largo de la secuencia de ADN, y de hecho sólo se pueden identificar cuando se conoce la estructura secundaria de la molécula. Como se verá más adelante, la información sobre la posición de *stems* y *loops* en un ADN ribosomal es muy útil para establecer homologías entre secuencias de organismos diferentes (alineación de secuencias).

2.3.3. Tipos de cambios nucleotídicos y saturación de las secuencias de ADN

Debido a que sólo existen 4 tipos de nucleótidos, las posibilidades de cambio genético (mutación) son muy reducidas. Es decir, dado un nucleótido determinado como por ejemplo A, éste sólo puede cambiar a T, C ó G (o también puede desaparecer). Los cambios entre nucleótidos de similar naturaleza química, es decir, entre purinas (A y G) o pirimidinas (C y T) reciben el nombre de transiciones, mientras que los cambios entre nucleótidos de diferente naturaleza química (entre purinas y pirimidinas) reciben el nombre de transversiones (Fig. 3). Aunque en general uno esperaría observar el doble de transversiones que de transiciones, estas últimas suelen ser mucho más frecuentes, especialmente en el ADN mitocondrial cuando se realizan comparaciones a bajo nivel taxonómico. Distinguir entre transiciones y transversiones es importante, ya que debido a su elevada tasa de cambio las transiciones de las terceras posiciones de los genes mitocondriales codificantes acostumbran a saturarse bastante rápido. La saturación es un fenómeno que afecta a las secuencias de ADN y que es debida al limitado número de estados posibles de los caracteres moleculares (A, T, C, G). Esta se produce cuando una misma posición nucleotídica ha cambiado más de una vez desde que las dos secuencias se separaron de su ancestro común. Habitualmente, para poder detectar la existencia de saturación en un tipo de sustitución en particular se compara la progresión de dichos cambios en relación a las distancias genéticas entre taxones cada vez más alejados genéticamente. En el ejemplo de la Fig. 2L, M se puede observar claramente como a partir de cierta distancia genética ya no se detectan más sustituciones debido a que los cambios ocurren en posiciones que ya habían cambiado anteriormente y que por tanto ya habían sido contabilizados.

2.3.4. Características y aplicaciones de diversos marcadores nucleares y mitocondriales codificantes y no codificantes en la sistemática de los reptiles y anfibios. Un ejemplo utilizando secuencias de ADN y los lacértidos del género *Gallotia*

Uno de los aspectos más importantes cuando se diseña un estudio de sistemática molecular es la elección de los marcadores moleculares más apropiados. Para ilustrar mejor las diferentes características de alguno de los marcadores descritos anteriormente, se ha utilizado una matriz de datos compuesta por 72 individuos de *Gallotia* incluyen-

do representantes de casi todas las especies y subespecies (con la única excepción de *G. gomerana*), un individuo de *Lacerta lepida* y uno de *Psammodromus hispanicus*, para los que se secuenció un total de 2.381 pb procedentes de 2 genes mitocondriales codificantes (786 pb del citocromo *b* (*Cytb*) y 501 pb de la citocromo oxidasa I (*COI*)), 2 genes mitocondriales no codificantes (392 pb del 12S rRNA y 349 pb del 16S rRNA) y un gen nuclear (353 pb del *c-mos*)

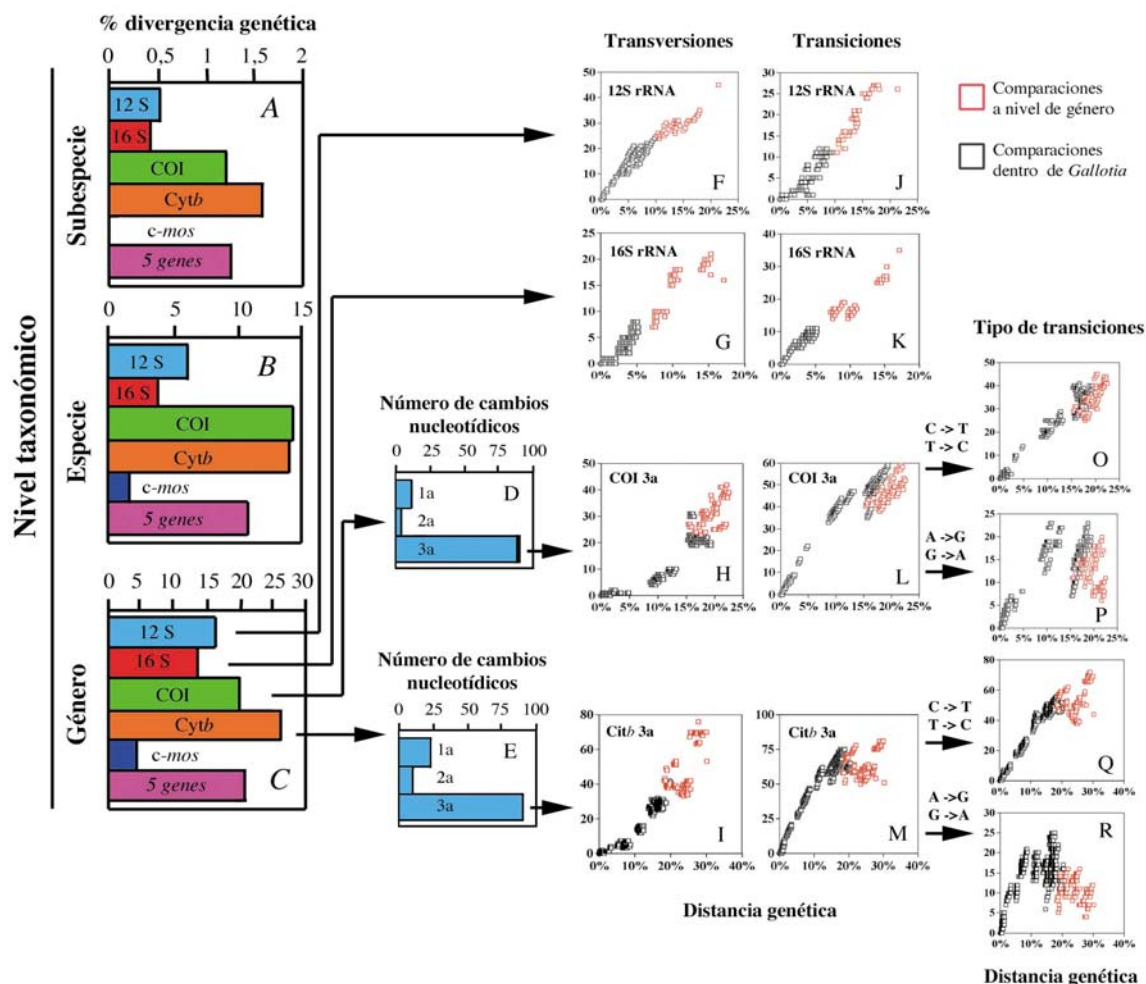


Figura 11. 2. Divergencia genética media de los genes 12S rRNA, 16S rRNA, COI, *Cytb* y *c-mos* a diferentes niveles taxonómicos: A) comparaciones entre las subespecies de *Gallotia*; B) comparaciones entre las especies de *Gallotia*; C) comparaciones entre los géneros *Psammodromus*, *Gallotia* y *Lacerta*. En las comparaciones a nivel de género utilizando los genes mitocondriales codificantes COI y *Cytb*, se puede observar que la mayor parte de los cambios se acumulan en las terceras posiciones de los codones: D) número de cambios en las primeras (1a), segundas (2a) y terceras (3a) posiciones del COI; E) número de cambios en las primeras (1a), segundas (2a) y terceras (3a) posiciones del *Cytb*. Del mismo modo, es interesante observar el patrón de acumulación de transiciones y transversiones a medida que aumenta la distancia genética para ver si existe signo de saturación: F) transversiones del 12s rRNA; G) transversiones del 16S rRNA; H) transversiones de las terceras posiciones del COI; I) transversiones de las terceras posiciones del *Cytb*; J) transiciones del 12S rRNA; K) transiciones del 16S rRNA; L) transiciones de las terceras posiciones del COI (presenta un poco de saturación a partir de distancias genéticas superiores al 15%); M) transiciones de las terceras posiciones del *Cytb* (presenta saturación a partir de distancias genéticas superiores al 15%). Si se analizan los tipos de transiciones ocurridos en las terceras posiciones tanto del COI como del *Cytb* se puede observar que son principalmente los cambios del tipo A->G; G->A los que están saturados, mientras las transiciones del tipo C->T/T->C presentan poca saturación incluso a distancias genéticas superiores al 20%: O) transiciones del tipo C->T; T->C en las terceras posiciones del COI; P) transiciones del tipo A->G; G->A en las terceras posiciones del COI; Q) transiciones del tipo C->T; T->C en las terceras posiciones del *Cytb*; R) transiciones del tipo A->G; G->A en las terceras posiciones del *Cytb*. En todos los gráficos de saturación el cuadrado rojo indica las comparaciones entre los tres géneros de lacértidos (*Psammodromus*, *Gallotia* y *Lacerta*), mientras que los cuadrados negros representan las comparaciones dentro de *Gallotia*.

[Saint *et al.*, 1998]). Como se ha visto en las secciones anteriores, los diferentes genes mitocondriales y nucleares, codificantes y no codificantes presentan tasas y patrones evolutivos muy diferentes que acotarán su rango de aplicabilidad para resolver problemas en sistemática, biogeografía, ecología, etc. En la Fig. 2A-C se presentan una serie de análisis en los cuales se ha comparado la media de la divergencia genética que presenta cada uno de los marcadores utilizados (12S rRNA, 16S rRNA, COI, *Citb* y *c-mos*) a medida que incrementa el nivel taxonómico del estudio. Como se puede observar, a todos los niveles taxonómicos los 4 genes mitocondriales presentan una mayor divergencia genética media que el gen nuclear codificante (*c-mos*). Un dato interesante es que a nivel de subespecie el *c-mos* presenta una variabilidad del 0%, es decir, si se secuencian y se compara el marcador nuclear *c-mos* de dos individuos pertenecientes a dos subespecies diferentes de la misma especie de *Gallotia*, probablemente estos no se diferenciarán en ninguna de las 353 posiciones nucleotídicas secuenciadas. Este resultado demuestra que el *c-mos* no es un marcador válido a nivel de subespecie en lacértidos. De hecho, incluso a nivel de especie se puede ver que el *c-mos* sigue presentando una variabilidad genética muy baja (1.3%), en comparación con otros marcadores moleculares como el *Citb* (14%), el COI (14.2%), el 12S rRNA (5.8%) y el 16S rRNA (3.47%) (Fig. 2A-C). Dentro de los marcadores mitocondriales, también se pueden observar diferencias considerables entre la variabilidad a nivel subespecífico y específico de *Gallotia* que presentan los genes codificantes respecto a los ribosomales. En ambos casos, los genes codificantes (*Citb* y COI) presentan una variabilidad aproximadamente tres veces superior que la de los genes ribosomales 12S rRNA y 16S rRNA (3.11 a nivel de subespecies y 3.06 a nivel de especies), y por tanto serán mucho más informativos en estudios de sistemática molecular a bajos niveles taxonómicos. Dentro de los genes ribosomales y los genes codificantes mitocondriales también se observan variaciones en el nivel de variabilidad genética según el nivel taxonómico. Es decir, a nivel de subespecie, el 12S rRNA y el 16S rRNA presentan una variabilidad genética muy similar (0.5% respecto a 0.4%), mientras que a nivel de especie el 12S rRNA es 1.6 veces más variable que el 16S rRNA. En el caso de los genes codificantes, se puede observar que mientras el *Citb* presenta una mayor variabilidad que el COI a nivel de subespecie, a nivel de especie los dos se comportan de manera muy similar.

Quizás el cambio más importante se produce cuando se calcula la variabilidad genética entre los tres géneros de lacértidos del estudio (*Lacerta*, *Psammodromus* y *Gallotia*). El resultado (Fig. 2C) indica claramente que incluso a este nivel taxonómico, el gen nuclear *c-mos* presenta una divergencia genética media mucho menor que el resto de genes mitocondriales (4.8 veces menor de media). Un aspecto interesante de las comparaciones a nivel de género es que la diferencia entre los genes mitocondriales codificantes (*Citb* y COI) y los dos genes ribosomales (12S rRNA y 16S rRNA) no es tan elevada como la que existe a niveles específico y subespecífico (1.5 veces a nivel de género *vs* 3 veces a niveles específico y subespecífico). Esta diferencia es debida a los diferentes patrones de acumulación de sustituciones que presentan los diferentes genes mitocondriales. Como se puede ver en la Fig. 2D-E, y debido a las propiedades de los genes codificantes comentadas con anterioridad, la mayor parte de las sustituciones nucleotídicas detectadas se deben a mutaciones en las terceras posiciones de los tripletes, siendo los cambios en las primeras y especialmente las segundas posiciones mucho menos frecuentes. De todos modos, si se analiza el tipo de sustituciones ocurridas en las terceras posiciones del *Citb* y COI, dividiéndolas en transiciones y transversiones, con respecto a las distancias genéticas entre todos los organismos del estudio (Fig. 2H, I, L, M), se observa que en las terceras posiciones tanto del *Citb* como del COI, a partir de una cierta distancia genética ya no se detectan más transiciones, indicando que existe saturación (Fig. 2L-M). Es más, la mayoría de las transiciones detectadas en las comparaciones a nivel de género utilizando el *Citb* y el COI están saturadas (ver Fig. 2L-M, cuadrados rojos). Este dato contrasta con la curva que presentan los dos genes ribosomales 12S rRNA y 16S rRNA, los cuales no presentan ningún símbolo de saturación, ni tan solo en las comparaciones a nivel de género (Fig. 2J-K, cuadrados rojos). Debe destacarse que en ninguno de los casos las transversiones parecen saturadas (Fig. 2F-I), demostrando lo que ya se había comentado anteriormente que, aunque a priori la posibilidad de que se produzca una transversión es dos veces superior a la de una transición (hay dos veces más transversiones que transiciones), éstas últimas acostumbran a acumularse mucho más rápidamente, especialmente en las terceras posiciones de los genes mitocondriales codificantes a niveles taxonómicos bajos. De todos modos, es importante tener en cuenta que existen 4 tipos de transiciones (cambios A -> G, G -> A, T -> C, C -> T) (Fig. 3) y que por tanto puede ser que no todos los cambios presenten el mismo nivel de saturación. En el caso del ejemplo y como se puede ver en la Fig. 2O-R, las transiciones del tipo A -> G, G -> A presentan saturación incluso a un bajo nivel de divergencia genética, mientras que las transiciones del tipo T -> C, C -> T parecen no estar tan saturadas, ni tan solo en las comparaciones a nivel de género. Esto es probablemente debido a la baja proporción de guaninas (G) en las terceras posiciones de los genes codificantes *Citb* (5%) y COI (7.7%).

Conocer todos estos datos sobre qué moléculas se saturan más pronto y qué tipo de saturación presentan (transiciones, transversiones y sus diferentes tipos) es básico y puede servir como criterio para seleccionar entre los dife-

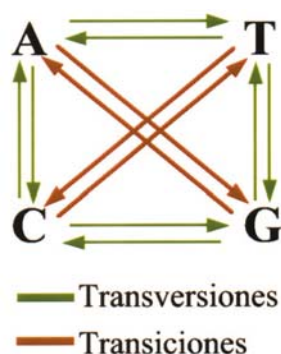


Figura 11. 3. Tipos de transiciones y transversiones posibles entre los 4 nucleótidos. Nótese que el número de transversiones posibles es el doble que el número de transiciones.

rentes modelos evolutivos al alcance del investigador; en el caso de análisis de parsimonia, a utilizar matrices de costos que asignen pesos diferentes a los cambios nucleotídicos; o simplemente eliminar del análisis las posiciones saturadas. La no presencia de saturación de los genes 12S rRNA y 16S rRNA incluso a nivel de género (Fig. 2F, G, J, K), confirma que su aplicación para la resolución de eventos filogenéticos a niveles taxonómicos más elevados es superior a la de los genes mitocondriales codificantes. En el caso del gen nuclear *c-mos*, su reducida tasa de evolución hace que éste no sea apto como marcador molecular para dilucidar las relaciones evolutivas internas del género *Gallotia*. De todos modos, el *c-mos* parece un buen marcador molecular a niveles taxonómicos más elevados en esca-mosos (HARRIS *et al.*, 1999; SAINT *et al.*, 1998).

Otra característica importante de los marcadores moleculares es su grado de utilidad para inferir relaciones filogenéticas a diferentes niveles taxonómicos. En el caso del ejemplo presentado, el nivel taxonómico será intragenérico y por tanto los resultados podrán variar según el nivel taxonómico del estudio (especialmente a niveles superiores). Es decir, marcadores moleculares que funcionan muy bien a nivel de especie pueden no funcionar tan bien a nivel de género e incluso pueden no servir para inferir relaciones filogenéticas a un nivel superior al de familia u orden. En el caso de *Gallotia*, se puede comparar la capacidad que tiene cada uno de los genes de recuperar 7 clados (grupos monofiléticos) distribuidos a diferentes niveles de la filogenia de *Gallotia* muy bien soportados tanto en el presente estudio (incluyendo 72 especímenes y 2.381 pb de 5 genes; ver Fig. 6A), como en estudios anteriores (GONZÁLEZ *et al.*, 1996; Rando *et al.*, 1997). Los 7 clados considerados correctos son: 1.- *Gallotia*; 2.- *G. atlantica*; 3.- *G. galloti* + *G. caesaris* + *G. simonyi* + *G. intermedia*; 4.- *G. intermedia* + *G. simonyi*; 5.- *G. galloti* + *G. caesaris*; 6.- *G. galloti*; y 7.- *G. caesaris*. En el caso de que un clado esté soportado en el análisis filogenético (utilizando el método de la mínima evolución), se computa el valor de *bootstrap* para dicho nodo y de ese modo, sumando todos los valores de *bootstrap* para cada uno de los 7 clados y dividiendo por el número total de clados, se consigue una medida del nivel de robustez con el que cada uno de los genes recupera las relaciones filogenéticas aceptadas como reales (CUNNINGHAM, 1997a, b). Debido a que la secuencia del *Citb* es más larga que la del resto de genes, en estos análisis sólo se utilizaron los primeros 390 pb del *Citb* (los más utilizados en análisis filogenéticos en reptiles y anfibios) para que tuviese una longitud similar a todo el resto de genes. Los resultados presentados en la Tabla 11. 1 demuestran claramente que los dos genes mitocondriales codificados son los mejores para inferir las relaciones filogenéticas del género *Gallotia* y que a pesar de su bajo nivel de variabilidad, el *c-mos* recupera con bastante robustez los 7 grupos que se han asumido monofiléticos (mucho mejor que el 16S rRNA que falla en recuperar 3 del los 7 clados). Los resultados también demuestran que las mejores combinaciones de 2-3 genes para resolver la filogenia de *Gallotia* son las formadas por *Citb* + COI (98.7%), *Citb* + 12S rRNA (97%) y *Citb* + COI + 12S rRNA (99.4%), y por este motivo combinaciones de estos tres genes han sido las preferidas en otros estudios de reptiles a niveles taxonómicos similares (CARRANZA *et al.*, 2000, 2001). Para información sobre la aplicabilidad de los diferentes genes mitocondriales y nucleares para resolver filogenias a un elevado nivel taxonómico véase SPRINGER *et al.* (2001) y ZARDOYA y MEYER (1996).

2.4. Inferencia filogenética a partir de secuencias de ADN

La inferencia filogenética a partir de secuencias de ADN es una forma de inferir las relaciones evolutivas entre organismos. Otras posibilidades incluyen la utilización de datos morfológicos, y otros marcadores moleculares dife-

Tabla 11. 1. Nivel de robustez con el que los diferentes marcadores moleculares y combinaciones de ellos recuperan los 7 clados de *Gallotia* considerados correctos.

<i>Marcadores moleculares</i>	<i>Nivel de robustez (%)</i>	<i>Marcadores moleculares</i>	<i>Nivel de robustez (%)</i>
<i>Citb</i>	96.8	COI + 16S rRNA	93.1
COI	92.1	COI + 12S rRNA	94.2
12S rRNA	79.8	16S rRNA + <i>c-mos</i>	61.1
16S rRNA	44.0	12S rRNA + <i>c-mos</i>	78.0
<i>c-mos</i>	58.0	12S rRNA + 16S rRNA	77.8
<i>Citb</i> + <i>c-mos</i>	92.2	16S + COI + <i>Citb</i>	98.7
<i>Citb</i> + COI	98.7	12S + COI + <i>Citb</i>	99.4
<i>Citb</i> + 16S rRNA	90.4	12S + 16S + COI + <i>Citb</i>	99.4
<i>Citb</i> + 12S rRNA	97.0	12S + 16S + COI + <i>Citb</i> + <i>c-mos</i>	99.7
COI + <i>c-mos</i>	95.5		

rentes de las secuencias de ADN (aminoácidos, microsátelites, aloenzimas, etc.). Aunque la metodología es muy parecida, el tipo de datos y por tanto la definición y codificación de los caracteres, las asunciones y modelos utilizados son diferentes en cada caso, especialmente en morfología. Buenos ejemplos de cómo realizar un estudio filogenético utilizando datos morfológicos y la metodología cladista pueden encontrarse en ARNEDO, (1999) y KITCHING *et al.* (1998), y utilizando todo tipo de datos moleculares en HILLIS *et al.* (1996).

Dado un conjunto de secuencias de ADN, en general el proceso de análisis filogenético comprende cuatro pasos básicos que normalmente se ejecutan en el siguiente orden: 1) alineación de las secuencias, 2) determinación del modelo evolutivo, 3) inferencia del árbol filogenético, y 4) evaluación de la robustez de los diferentes grupos. Debe tenerse en cuenta por eso que recientemente se han desarrollado métodos de inferencia filogenética que permiten integrar los pasos 1-3 en un único proceso (WHEELER 1996).

2.4.1. Alineación de secuencias

La alineación de secuencias no es sólo el primer paso dentro del proceso de inferencia filogenética, sino que además es uno de los más importantes ya que implica el establecimiento de homologías entre los distintos nucleótidos. En el caso que se utilicen genes codificantes, especialmente en estudios a bajo nivel taxonómico, las secuencias acostumbra a tener la misma longitud, y por tanto las homologías entre los diferentes nucleótidos se pueden establecer de una forma inambigua. En los casos en los que se utilicen secuencias no codificantes, como por ejemplo los genes ribosomales mitocondriales 12S rRNA y 16S rRNA, las secuencias de los diferentes taxones no siguen un patrón de tripletes como en el caso de las secuencias codificantes, y por tanto el establecimiento de homologías puede ser más complicado. Tanto si tienen la misma longitud como si no, cuando se trata de secuencias no codificantes existe la posibilidad que se hayan producido fenómenos de inserción y deleción entre las distintas secuencias. En estos casos, el proceso de alineación se basará en reconocer las posiciones donde se han producido dichas mutaciones e incorporar guiones (*gaps*) con el objetivo de conservar la homología posicional. Desde un punto de vista gráfico, los *gaps* suelen representarse con el símbolo “-” en las alineaciones e indican que en dicha posición se ha producido un fenómeno *indel* (inserción o deleción).

Las alineaciones pueden llevarse a cabo de forma manual o automática. En el caso de la alineación manual, lo que se intenta es reconocer visualmente regiones conservadas dentro de las secuencias y minimizar la inserción de *gaps*. Una técnica muy utilizada cuando se realizan alineaciones manuales de genes no codificantes como por ejemplo los ARN ribosomales es la de incorporar la información proveniente de la estructura secundaria de dichas moléculas. En el caso del gen ribosomal 12S rRNA, y a partir de la estructura secundaria conocida (HICKSON *et al.*, 1996) se pueden identificar fácilmente las zonas complementarias implicadas en el mantenimiento de la estructura secundaria

(*stems*) de las regiones de cadena sencilla no implicadas en el mantenimiento de la estructura (*loops*). En general, y debido a su falta de función estructural, la mayoría de mutaciones (*indel*) se acumulan en los *loops* dificultando su alineación (Fig. 4A-B). Cuando el número de mutaciones ocurridas en un fragmento de ADN son muy elevadas, el establecimiento de homología puede resultar ambiguo y por tanto algunos autores recomiendan excluir dichas regiones hipervariables (*loops*) de los análisis filogenéticos (SWOFFORD *et al.*, 1996).

En las alineaciones automáticas se utilizan algoritmos matemáticos que tienen en cuenta diversos parámetros, como por ejemplo el costo de introducir un *gap*, tasas de transiciones respecto a las transversiones, etc., y se selecciona la alineación que optimice el criterio seleccionado. Algunos de estos programas de alineación múltiple alinean en base a un criterio filogenético explícito (“árbol guía”) inferido al principio del proceso (por ej. CLUSTAL, PileUp y MALIGN). En otros programas, la alineación de las secuencias forma parte del propio proceso optimizando simultáneamente la alineación y un árbol filogenético (por ej. POY). A no ser que las relaciones filogenéticas sean conocidas de antemano, no existe una forma clara de determinar qué tipo de alineación es la mejor y por tanto no hay manera de aconsejar sobre que método debería utilizarse. La alineación manual es criticada básicamente por su falta de objetividad y repetitividad, mientras que los criterios computacionales por la subjetividad en la asignación de valores a los diferentes parámetros tales como la penalización por la adición de *gaps*, coste de la sustitución entre los diferentes tipos de nucleótidos, etc.

A

Especie	Stem 45	Loop	Stem 45'
<i>Tarentola boettgeri bischoffi</i>	5' TTCTG	ACAAA	CAGAA 3'
<i>Tarentola americana</i>	5' TTCTA	CCACAA	TAGAA 3'
<i>Hemidactylus flaviviridis</i>	5' TCCTG	CTTCC	CAGGA 3'
<i>Hemidactylus karenorum</i>	5' TTCTA	CCC	TAGAA 3'
<i>Hemidactylus mabouia</i>	5' TTCTA	ACT	TAGAC 3'

B

Estructura secundaria de la zona de los
stems 45 y 45' de *T. b. bischoffi*

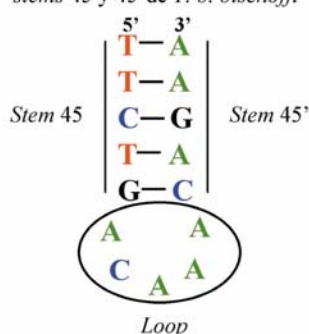


Figura 11. 4. A) Ejemplo de alineación de la secuencia del gen mitocondrial 12S rRNA de cinco especies diferentes de geos en base a su estructura secundaria (Hickson *et al.*, 1996). B) Representación de la estructura secundaria de la región de los stems 45 – 45' de *T. b. bischoffi*. Debido a la imposibilidad de alinear la región del loop, ésta no se incluiría en los análisis filogenéticos.

2.4.2. Determinación del modelo de sustitución y matrices de costos

Dado que sólo existen cuatro tipos de nucleótidos (A, T, C, G), cuando la distancia genética es lo suficientemente grande normalmente se infraestima el número de cambios que han ocurrido debido a que muchas posiciones han variado más de una vez (*multiple hits*). Los modelos de sustitución fueron desarrollados justamente para corregir las distancias observadas, estimando los cambios evolutivos que no han sido contados. Los diferentes modelos evolutivos difieren principalmente en el número de parámetros que incluyen. Entre los parámetros que acostumbran a variarse se incluyen: 1) la probabilidad de cambio entre los distintos nucleótidos. Esta tiene un único parámetro en los modelos más sencillos (*Jukes-Cantor*); dos parámetros en los modelos medianamente complejos, permitiendo acomodar diferencias entre transiciones y transversiones (por ej. *Kimura 2-parameters* y *HKY85*) y seis parámetros (uno para cada clase de cambio nucleotídico) en los modelos más complejos como el *General Reversible Time Model (REV)*; 2) la frecuencia de cada uno de los nucleótidos. La proporción de A, T, C y G variará según el gen y el organismo. Por ejemplo, en *Gallotia*, la proporción de cada uno de los nucleótidos del gen mitocondrial ribosomal 12S rRNA es: A = 33.8%, T = 22.9%, C = 23.9%, G = 19.4%; mientras que en el *citb* es: A = 28%, T = 27.1%, C = 31.6%, G = 13.3%; 3) variación en la tasa de sustitución entre las diferentes regiones de la molécula y 4) proporción de sitios invariables dentro de las moléculas.

Ante tantos modelos a nuestro alcance el dilema que se nos plantea es el siguiente: ¿Cuál es el modelo evolutivo más apropiado para analizar nuestros datos? Una manera de seleccionar el más apropiado es mediante un test de máxima verosimilitud. Es decir, dado un árbol que acostumbra a estimarse a partir de la matriz de datos utilizando un modelo sencillo (por ejemplo, *Jukes-Cantor*), se calcula la verosimilitud de dicha topología utilizando el máximo número de modelos evolutivos posibles. Al final del proceso, los valores de verosimilitud (*likelihood*) calculados a partir de cada uno de los modelos se comparan dos a dos en sentido de complejidad creciente (es decir, del menos complejo al más complejo) mediante la utilización del *likelihood ratio test (LRT)*. El LRT proporciona un criterio para decidir la complejidad del modelo y cuántos parámetros se analizan, mediante una comparación de modelos relacionados jerárquicamente. Cuando el modelo más complejo es significativamente más versátil que el menos complejo, se escoge, y se prosigue con el test hasta que la adición de complejidad o parámetros no incrementa la verosimilitud de una forma estadísticamente significativa. Modeltest v. 3.06 (POSADA y CRANDALL, 1998) es un programa informático que permite comparar entre 56 modelos diferentes y escoger el que mejor explica los datos.

En principio, los análisis de parsimonia no utiliza modelos evolutivos explícitos y por tanto, por defecto se considera que todos los cambios tienen igual probabilidad. De todos modos también permiten acomodar diferencias entre los tipos de cambios y se implementan utilizando diferentes matrices de costos o pesos implícitos. Mediante matrices de costos puede dársele diferente peso a las transiciones y las transversiones, eliminar las transiciones de los análisis (parsimonia de transversiones) e incluso asignar diferentes valores a cada uno de los 12 tipos posibles de cambios (parsimonia de 12 parámetros, 4 transiciones y 8 transversiones) (KITCHING *et al.*, 1998), lo que se denomina parsimonia de Sankoff.

2.4.3. Métodos de inferencia filogenética

Los diferentes métodos de inferencia filogenética se pueden dividir en dos grupos: los basados en matrices de distancias y los basados en caracteres. Los métodos de distancias utilizan una matriz de distancias calculada a partir de la matriz de datos (alineación) y utilizando un modelo evolutivo previamente determinado para inferir las relaciones filogenéticas. Los métodos basados en caracteres calculan los árboles filogenéticos que optimizan los patrones de distribución de cada uno de los caracteres en base a un criterio determinado.

2.4.3.1. Métodos de distancias

Los métodos de distancias utilizan el valor de la disimilaridad entre dos secuencias para derivar los árboles filogenéticos. En teoría, los métodos de distancias recuperarán el árbol filogenético real si todos los procesos de divergencia han quedado registrados de forma concisa en las secuencias (SWOFFORD *et al.*, 1996), es decir, en ausencia de homoplasia. Sin embargo, la realidad es diferente y normalmente, a partir de una distancia determinada, las secuencias se saturan y por tanto deben utilizarse modelos evolutivos (ver más arriba) para corregir las estimaciones de las distancias observadas en función de la homoplasia, existente. Una vez calculadas, las matrices de distancias se utilizan para inferir las relaciones filogenéticas las cuales pueden llevarse a cabo mediante la utilización de métodos algorítmicos o métodos de optimización. El método algorítmico más utilizado es el de *Neighbor joining* (SAITOU y NEI, 1987) y se basa en la utilización de un protocolo determinado para unir los taxones en función de sus distancias

genéticas. El método de la mínima evolución es el más utilizado de todos los que emplean un criterio de optimización para evaluar las diferentes topologías (RZHETSKY y NEI, 1992).

2.4.3.2. Métodos basados en el análisis de caracteres, parsimonia y máxima verosimilitud

Estos métodos utilizan la información proveniente de las alineaciones durante todo el proceso de inferencia filogenética, siendo los más utilizados la parsimonia (también denominada a veces máxima parsimonia (MP)) y la máxima verosimilitud (ML, del inglés *maximum likelihood*). El criterio de la parsimonia se basa en que la mejor explicación de los datos es la más simple, es decir la que requiere menos asunciones *ad hoc*, y se basa en el principio de congruencia. En términos prácticos, los métodos de parsimonia intentan seleccionar el árbol más corto o más parsimonioso, el cual a su vez será el que requiera menos pasos para explicar la matriz de datos y por tanto el menos homoplásico. La implementación del método de parsimonia es bastante sencilla ya que se basa en optimizar sobre un árbol todos y cada uno de los caracteres de la matriz de datos, reconstruyendo sus estados ancestrales y contando el número de pasos del carácter a lo largo de las diferentes ramas del árbol filogenético. Este proceso se repite para cada uno de los caracteres de la matriz de datos. La suma de los pasos de cada uno de los caracteres de la matriz representa la longitud total del árbol. Finalmente, para “todos” los posibles árboles filogenéticos (ver más abajo), se selecciona el/los que requiera/n el menor número de pasos.

El principio del método de ML se basa en obtener el árbol filogenético que presenta la verosimilitud más alta de producir los datos observados (alineación). La verosimilitud se calcula en base a la probabilidad que el patrón de variación observado en una posición determinada de la alineación haya sido producido, teniendo en cuenta un proceso de sustitución definido (modelo evolutivo) y un árbol filogenético determinado. Las verosimilitudes de cada una de las posiciones de la alineación se multiplican para obtener la verosimilitud global del árbol filogenético (la probabilidad de obtener los datos a partir de un árbol y un modelo evolutivo). Este proceso se repite para “todos” (ver más abajo) los posibles árboles y de ellos se escoge el/los que presente/n un valor de verosimilitud más elevado. Si los datos no tienen señal filogenética, esperaremos que árboles escogidos al azar tengan verosimilitudes similares. De la misma manera, el modelo evolutivo tiene que optimizarse para ajustarse lo mejor posible a los datos observados. Por ejemplo, si los datos presentan en general una proporción muy elevada de algún tipo de base nucleotídica (por ej. A y T), la verosimilitud de un árbol determinado calculada utilizando un modelo evolutivo que asuma igual frecuencia entre las cuatro bases nucleotídicas (por ej. *Jukes-Cantor* o Kimura 2-parámetros), será más bajo que uno que contemple posibles variaciones en dichas frecuencias. De ese modo, el árbol filogenético que presenta la máxima verosimilitud bajo un modelo evolutivo puede disminuir su verosimilitud si el modelo es distinto e incluso dejar de ser el de “máxima verosimilitud”. Por esta razón es básico obtener siempre el modelo evolutivo que mejor se ajuste a nuestros datos (POSADA y CRANDALL, 1998, 2001).

2.4.4. Construcción y evaluación de árboles filogenéticos

Cuando se utilizan métodos como la MP y el ML que incorporan un criterio de optimalidad (en el caso de la MP será el árbol con el menor número de pasos y en el de ML el árbol con la máxima verosimilitud), el proceso de hallar el mejor árbol comporta la construcción de los árboles y su evaluación. El número de árboles filogenéticos posibles incrementa exponencialmente con el número de taxones incluidos en el análisis, pasando de 3 posibles árboles enraizados para 3 taxones (o secuencias) a más de 34 millones para tan solo 10 taxones (FELSENSTEIN 1978). Debido a limitaciones de tipo computacional es imposible evaluar todos los árboles posibles para tan sólo unas pocas decenas de taxones y por tanto se explora solamente una fracción de ellos. La exploración de los diferentes árboles implica su construcción y su evaluación, por lo que el número máximo de árboles que podremos explorar vendrá influenciado por el número de taxones del análisis, el criterio de optimalidad aplicado, los algoritmos heurísticos implementados, la complejidad de los modelos y el poder de computación. Por ejemplo, la MP es un método mucho más rápido que el ML porque no requiere cálculos de longitud de las ramas. De la misma manera, dentro de cada uno de los criterios de optimalidad la velocidad de computación dependerá de la complejidad de los modelos de matrices de costos utilizados. Si los datos no tienen estructura filogenética o si hay mucha homoplasia, el número de árboles subóptimos que tendrán que ser evaluados será mucho mayor, incrementando el tiempo de búsqueda.

Existen varios métodos de búsqueda de árboles que se diferencian según el algoritmo que utilizan. Dos de ellos (*branch-and-bound* y exhaustivo) son los únicos que garantizan encontrar el árbol óptimo, pero en general no son aplicables a matrices de datos de más de 20 taxones/secuencias (SWOFFORD *et al.*, 1996). El método exhaustivo evalúa cada uno de los posibles árboles de acuerdo al criterio de optimalidad escogido mientras que el *branch-and-bound* utiliza un método lógico para decidir qué árboles deben evaluarse y cuáles pueden descartarse directamente.

El método de *branch-and-bound* es por tanto mucho más rápido que el exhaustivo. Sin embargo, en la mayoría de los análisis se utiliza lo que se denomina métodos heurísticos. Los algoritmos para búsquedas heurísticas se basan en dos procesos que son: 1) la construcción de un árbol inicial y 2) la modificación de dicho árbol intercambiando el orden de sus ramas con el objetivo de encontrar topologías más cortas. Los diferentes algoritmos de reordenación comúnmente aplicados (conocidos por las siglas SPR y TBR) se diferencian por el tipo de reordenaciones a partir de un árbol original que pueden ser generadas y por tanto evaluadas. De los dos métodos, el TBR (*tree bisection and reconnection*) es el más utilizado, pero debido a que las reordenaciones son las más exhaustivas de los dos, éste es también más costoso desde un punto de vista computacional.

2.4.5. Grado de soporte de las agrupaciones e hipótesis obtenidas

Existen diferentes métodos para evaluar la robustez de los clados recuperados en un análisis filogenético (*bootstrap*, *Bremer support*, *jackknife* y *parametric bootstrapping*) y entre ellos el más comúnmente utilizado es el de *bootstrap* (FELSENSTEIN, 1985). El proceso del análisis de *bootstrap* puede dividirse en tres partes: 1) generación de nuevas matrices de datos (normalmente se generan entre 100 y 1.000 matrices diferentes) por muestreo con reemplazamiento; con lo cual puede ser que algunas matrices sean iguales a la original y otras sean diferentes debido a que algunas posiciones determinadas de la alineación estén repetidas varias veces y otras ninguna.; 2) cálculo del árbol filogenético (por ej. el más parsimonioso para el método de MP, el que tenga la verosimilitud más alta en ML, o el inferido a partir de las distancias genéticas) derivado de cada una de las matrices generadas; y 3) comparación respecto al número total de matrices generadas, la proporción de veces que el grupo en el cual estamos interesados está representado. El valor de *bootstrap* se expresa normalmente en tanto por ciento.

2.4.6. Conceptos básicos sobre árboles filogenéticos

El árbol filogenético es una representación del patrón de las relaciones filogenéticas que intentamos estimar (Fig. 5A). El árbol consiste en nodos los cuales están conectados por ramas o internodos. Dentro de los nodos se distinguen dos tipos, los nodos terminales que representan las secuencias genéticas u organismos objeto de estudio y los nodos internos que representan los ancestros hipotéticos. El ancestro de todas las secuencias/organismos que componen el árbol se denomina raíz (*root*). Si el árbol carece de raíz se denomina árbol sin enraizar (*unrooted tree*), y su característica principal es la falta de direccionalidad evolutiva. Es decir, no se puede saber cuáles de los nodos son antepasados y cuáles descendientes. Para evitar confusiones, muchas veces los árboles sin enraizar se representan en forma de red. Los nodos y las ramas de un árbol pueden tener diferentes tipos de información. Por ejemplo, métodos como la MP reconstruyen para cada posición de la alineación los caracteres de cada uno de los hipotéticos nodos ancestrales. La mayoría de los métodos también pueden estimar la cantidad de evolución que ha tenido lugar en las ramas del árbol filogenético. Ésta se refleja en árboles aditivos no ultramétricos, donde las longitudes de las diferentes ramas son proporcionales a la cantidad de evolución que ha tenido lugar en dichas ramas (a diferencia de los árboles ultramétricos, donde los dos descendientes son equidistantes de su ancestro). Si de todos los nodos de un árbol filogenético sólo parten dos ramas, el árbol se dice que está totalmente resuelto. Si por el contrario, de algún nodo del árbol parten más de dos ramas entonces se considera que ese nodo representa una politomía y que por tanto el árbol está parcialmente resuelto (Fig. 5A). Las politomías pueden ser de dos tipos, duras (cuando son el resultado de varios linajes divergiendo al mismo tiempo y por tanto no hay evidencia suficiente para reconstruir el orden exacto de separación) y blandas (cuando en realidad los linajes no tienen porqué haber divergido al mismo tiempo, pero se desconoce el orden de divergencia). En principio uno esperaría resolver una politomía blanda mediante la adición de nueva evidencia, mientras que por definición una politomía dura no se puede resolver.

2.4.7. Conceptos básicos sobre caracteres y agrupaciones filogenéticas

Dado un árbol filogenético y una matriz de datos, es posible distinguir entre estados de caracteres homólogos u homologías (caracteres idénticos compartidos entre linajes y heredados a partir de una relación ancestro-descendiente) de las homoplasias (estados de caracteres idénticos adquiridos en dos linajes de forma independiente) (Fig. 5B). Dentro de las homologías se diferencian dos tipos de estados de carácter: ancestral o plesiomórfico y derivado o apomórfico. Si un representante de un clado determinado (un grupo monofilético) tiene el mismo estado de carácter (en el caso de las secuencias de ADN los diferentes estados de carácter son las cuatro bases nucleotídicas, A, T, C y G) que el ancestro del grupo, entonces se dice que dicho estado de carácter es plesiomórfico y por tanto representa una plesiomorfía. Si por el contrario, el carácter es diferente al del ancestro del grupo éste se denominará carácter apomórfico o apomorfía.

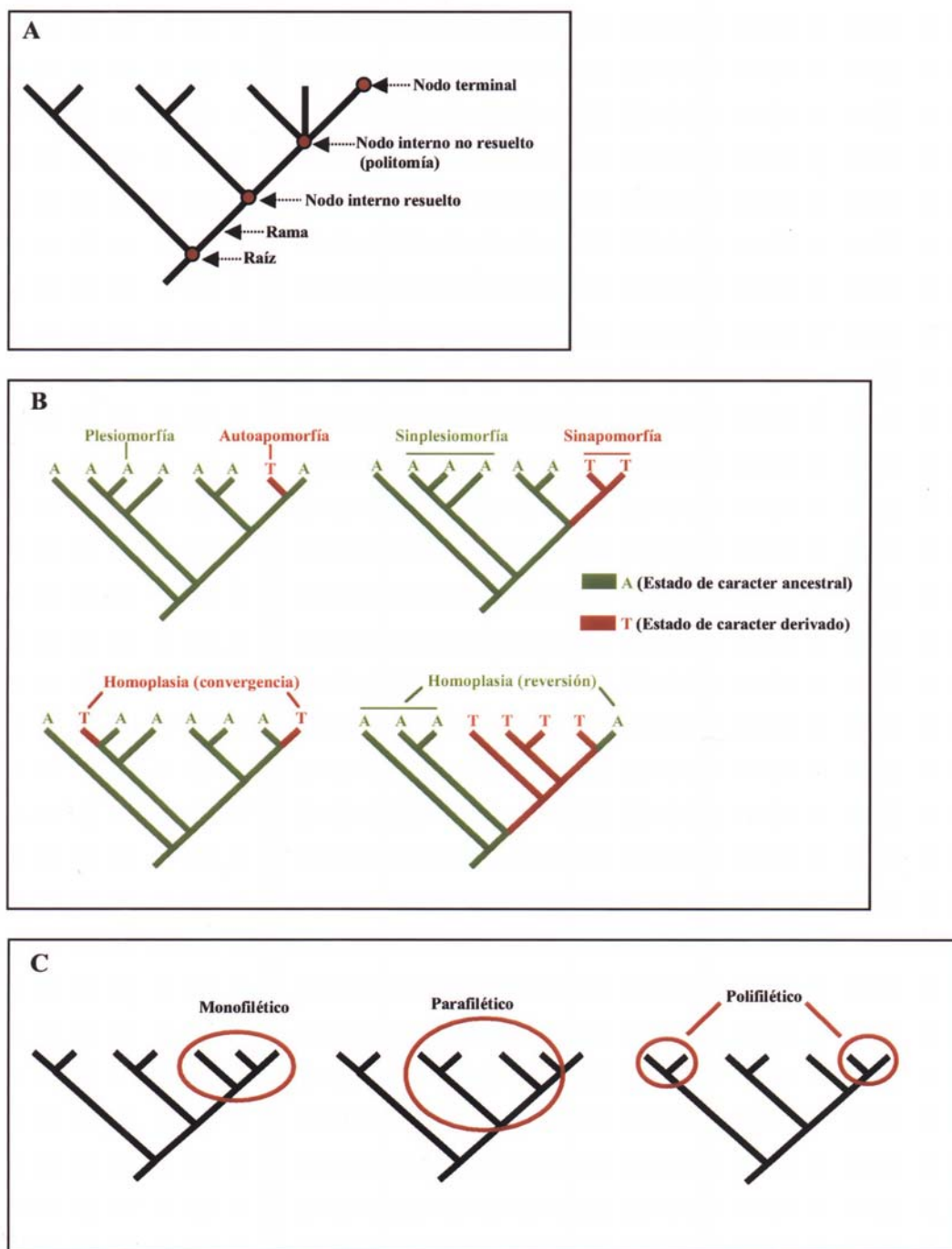


Figura 11.5. A) Diferentes partes de un árbol filogenético. B) Diferentes tipos de homologías y homoplasias en función del estado de carácter (ancestral o derivado) que presenten. En el caso del ejemplo, el carácter sería por tanto la posición del alineamiento de la secuencia de ADN y los diferentes estados de carácter los nucleótidos (A y T). Nótese que en el ejemplo, A siempre representa el estado ancestral y T el derivado. C) Interpretación de los diferentes tipos de grupos (monofilético, parafilético y polifilético) en función de la topología del árbol filogenético.

Existen dos tipos de apomorfías: las autapomorfías (estados de carácter derivados únicos) y las sinapomorfías (estados de carácter derivados compartidos). A los estados de carácter ancestrales compartidos se les denomina simplesiomorfías (Fig. 5B). Las homoplasias a su vez se diferencian en tres tipos: convergencias, paralelismos y reversiones (Fig. 5B). En el caso de las convergencias y paralelismos los dos tienen como resultado la evolución del mismo estado de carácter

en dos organismos/secuencias no relacionadas, la diferencia es que las convergencias evolucionan a partir de una condición ancestral diferente y los paralelismos evolucionan a partir de una misma condición ancestral.

Las filogenias constituyen la base de la clasificación, es decir de la asignación de nombres a los diferentes grupos taxonómicos. Según la clasificación cladista los únicos grupos válidos son los que vienen definidos en base a estados de carácter derivados compartidos (sinapomorfías). Es decir, un conjunto de taxones que comparten una apomorfía constituyen un grupo monofilético; un conjunto de taxones con una plesiomorfía común (es decir una simplesiomorfía) forma un grupo denominado parafilético; finalmente, un conjunto de taxones agrupados en base a una analogía (homoplasia o carácter homoplásico) forma lo que se denomina un grupo polifilético. A efectos prácticos, los grupos monofiléticos, parafiléticos y polifiléticos pueden reconocerse fácilmente a partir de la topología del árbol filogenético. Es decir, en base a una filogenia, un grupo monofilético es aquella agrupación de taxones que comparten un ancestro común y que incluye todos los descendientes de dicho ancestro; un grupo parafilético es aquella agrupación de taxones que comparten un ancestro común pero que no incluye todos los descendientes de dicho ancestro; por último, un grupo polifilético es aquel que no incluye el ancestro común de todos sus miembros (Fig. 5C).

3. Aplicaciones de las técnicas de biología molecular al estudio de la biogeografía de los Reptiles y Anfibios: los lacértidos del género *Gallotia* como ejemplo

En el campo de la biogeografía, la aplicación de las técnicas moleculares permitió añadir una nueva dimensión (tiempo) al eterno e irresoluble debate sobre cuál de los dos procesos, vicarianza (*vicariance biogeography*) o dispersión (*dispersal biogeography*) era el más apropiado para explicar patrones biogeográficos. Bajo el criterio de vicarianza, las relaciones filogenéticas entre los miembros de un grupo de organismos que presentan una distribución disjunta coinciden con la historia y acontecimientos geológicos de las regiones que ocupan, atribuyéndose los diferentes patrones filogenéticos observados principalmente a la formación de barreras geofísicas, como por ejemplo la formación de montañas, ríos, etc. Es decir, la vicarianza predice que el cladograma de un grupo de especies ha de coincidir con el cladograma de áreas de las regiones que ocupan. La vicarianza fue principalmente impulsada por el creciente auge de la metodología cladista a principios de los años ochenta, la cual la dotó de herramientas analíticas que le permitieron establecer un procedimiento formalizado de corroboración y refutación de hipótesis (HUMPHRIES, 1986; NELSON y PLATNICK, 1981). Hasta ese momento, la dispersión había sido considerada el principal mecanismo para explicar los patrones biogeográficos de los seres vivos (DARLINGTON, 1957, 1965). Los partidarios de la vicarianza defendieron la superioridad de su método argumentando que debido a la imposibilidad de ser contrastada, la dispersión no era una hipótesis científica válida. El debate continuó hasta que a principios de los noventa la aplicación de métodos moleculares en biogeografía (especialmente la aplicación de la teoría del reloj molecular para inferir las edades en los diferentes nodos de una filogenia molecular), proporcionó una metodología válida para contrastar los diferentes patrones biogeográficos en base a la estructura del árbol filogenético y distancias genéticas, demostrando que muchos de los patrones biogeográficos deducidos a partir de patrones de vicarianza eran incorrectos (AVISE, 1994, 2000; HEDGES *et al.*, 1992; RAXWORTHY *et al.*, 2002). En definitiva, las técnicas moleculares han servido para demostrar de una forma definitiva que los organismos pueden jugar un papel importante y activo en la determinación de su patrón biogeográfico, en algunos casos dispersando largas distancias a través de barreras geográficas considerables (CARRANZA *et al.*, 2000; HEWITT, 2000; LISTON *et al.*, 1989). El hecho de aceptar la dispersión como un proceso más e incluir una escala temporal en los análisis filogenéticos, ha permitido dar una nueva dimensión a la biogeografía combinando conceptos de vicarianza, dispersión y extinción (RONQUIST, 1997).

En la mayoría de casos, la filogenia constituye el patrón a partir del cual se infieren los diferentes procesos biogeográficos. Por tanto, si la filogenia es errónea o imprecisa en algunos puntos, los procesos que se deduzcan de la misma serán igualmente incorrectos o imprecisos. Otro aspecto importante es diferenciar entre los procesos deducidos a partir de la filogenia y los inferidos a partir de información adicional no filogenética. Para ilustrar de una manera sencilla como se puede utilizar la información filogenética en biogeografía, y la importancia de diferenciar entre la información derivada a partir del árbol filogenético de la derivada de evidencias empíricas adicionales, se ha utilizado de nuevo el ejemplo de *Gallotia* de las Islas Canarias. En la Fig. 6A se representa simplíficadamente el resultado del análisis filogenético realizado a partir de la secuenciación de 5 marcadores moleculares (*Citb*, *COI*, *12S rRNA*, *16S rRNA* y *c-mos*) de 74 individuos. El primer paso del análisis consistirá en definir las áreas biogeográficas. En el caso de este ejemplo, y para simplificar los análisis, se han definido tan sólo 4 áreas biogeográficas, el área continental (*Psammmodromus*, *Lacerta*), y 3 áreas en las Islas Canarias seleccionadas en base a los 3 linajes más diver-

gentes de *Gallotia* que allá habitan: 1) islas orientales (Fuerteventura y Lanzarote; *G. atlantica*); 2) Gran Canaria (*G. stehlini*); y 3) islas occidentales (Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro; *G. galloti*, *G. caesaris*, *G. simonyi*, *G. intermedia*). Es importante resaltar en este punto que las conclusiones que se deduzcan del análisis biogeográfico dependerán totalmente de las áreas definidas a priori. En el caso del ejemplo, al simplificar y definir tan sólo 3 áreas dentro de las Islas Canarias (este, centro y oeste), no se podrán resolver por ejemplo los procesos biogeográficos dentro del grupo *G. galloti* – *G. caesaris* de las islas occidentales, a pesar de que la filogenia contenga toda la información necesaria para hacerlo. De todos modos, esto siempre puede hacerse a posteriori realizando un análisis similar al aquí ilustrado. Una vez definidas las áreas biogeográficas, éstas se consideran como estados de carácter y se reconstruyen en base a la topología del árbol filogenético. Esto se puede hacer a mano o bien utilizando programas informáticos desarrollados específicamente para este propósito, como por ejemplo MacClade (MADDISON y MADDISON, 1996). En la Fig. 6B se puede ver como después de la reconstrucción de los diferentes estados de carácter (áreas biogeográficas) a partir de la filogenia de *Gallotia* se obtienen unas zonas del cladograma donde la reconstrucción del carácter es inambigua (zonas que tienen un color determinado) y otras zonas del cladograma donde la reconstrucción del carácter es equívoca (zonas ralladas). La reconstrucción de los caracteres se realiza en base al criterio de parsimonia, que en este caso concreto consiste en inferir a partir de la filogenia el proceso de colonización que implique el menor número de colonizaciones posible.

Es importante no cometer el error de suponer que a partir de una filogenia siempre se podrá reconstruir el proceso de colonización al 100%. Lo único que las filogenias nos permiten es escoger entre toda una serie de hipótesis posibles las que sean más plausibles en base a un criterio determinado (en este caso el de parsimonia). A partir de la Fig. 6A-B podemos postular que las Islas Canarias han sido colonizadas una única vez, probablemente por el ancestro común de *Psammodromus* y *Gallotia*. Esto viene indicado por la reconstrucción inequívoca del origen continental del grupo (en el caso del ejemplo se indica con el color azul en la raíz del árbol). Ahora bien, como se puede observar las siguientes dos reconstrucciones son equívocas, lo que nos indica que sin más datos no podremos inferir cual de los tres conjuntos de islas (occidentales, centro u oeste) fueron colonizadas primero desde el continente, y cual fue el proceso de colonización posterior entre los tres conjuntos de islas. Para ilustrar mejor este punto en la Fig. 6B se presentan los 12 patrones de colonización posibles entre los 3 conjuntos de islas oceánicas, indicándose aquellos que son incompatibles con la filogenia de la Fig. 6A. Como se puede observar, 8 de los 12 patrones posible son incompatibles con la hipótesis filogenética (Fig. 6A) mientras que 4 son equiprobables. Es decir, en base a la filogenia y sin más datos, es igual de probable que primero se colonizasen las islas orientales, posteriormente a partir de éstas se colonizase Gran Canaria y a partir de Gran Canaria se colonizasen las islas occidentales, que el ancestro de *Gallotia* hubiese llegado primero a las islas occidentales y de ahí hubiese colonizado primero las islas orientales y posteriormente, en una dispersión independiente, hubiese colonizado Gran Canaria. De la misma manera, es fácil de entender como un patrón del tipo 3 -> 2 -> 1 es incompatible con la filogenia de la Fig. 6A-B, ya que este patrón implica que el último proceso de colonización ocurrido fue el de las islas orientales a partir de Gran Canaria y si esto fuese cierto en la filogenia *G. stehlini* (Gran Canaria) tendría que ser grupo hermano de *G. atlantica* (islas orientales) y esto no es así. Aunque en este ejemplo parece que la filogenia no está ayudando mucho, éste acostumbra a ser el caso en la mayoría de estudios biogeográficos y existe una tendencia a confundir entre lo que se puede deducir a partir de la filogenia y lo que deducimos utilizando información adicional de tipo no filogenético (ver más abajo). En el caso del ejemplo, para poder determinar cuál de los cuatro procesos de colonización es el más probable tendremos que utilizar información derivada de evidencias empíricas adicionales que carecen de componente histórico, como por ejemplo la edad geológica de las islas, la dirección de las corrientes y vientos, la distancia total de los procesos de colonización y la habilidad de dispersión de los organismos. Para utilizar la edad geológica lo primero que debe hacerse es datar los nodos relevantes en el árbol filogenético y compararlos con las edades de las islas para ver si es posible eliminar alguna de las hipótesis igualmente probables desde el punto de vista filogenético. Las dataciones de los diversos nodos se realizaron a partir de la calibración del reloj molecular utilizando la edad de la isla de El Hierro (0.8 – 1 millón de años) y la distancia genética entre *G. caesaris caesaris* (El Hierro) y *G. caesaris gomerae* (La Gomera). En este caso, la información geológica no nos permite invalidar ninguna de las diferentes hipótesis posibles ya que las edades de las tres áreas (islas orientales 15-23 millones de años (ma); Gran Canaria 14-16 ma; islas occidentales 1.1-16 ma) son superiores a la edad mínima del primer proceso de colonización calculado a partir de los datos filogenéticos (12.6 ma, Fig. 6B). En cuanto a la dirección de las corrientes y distancia total del proceso de colonización, éstas se han representado en la Fig. 6C independientemente para cada una de las 4 posibilidades compatibles con la filogenia. Debido a las distancias relativamente similares que existen entre las diferentes áreas y éstas con el

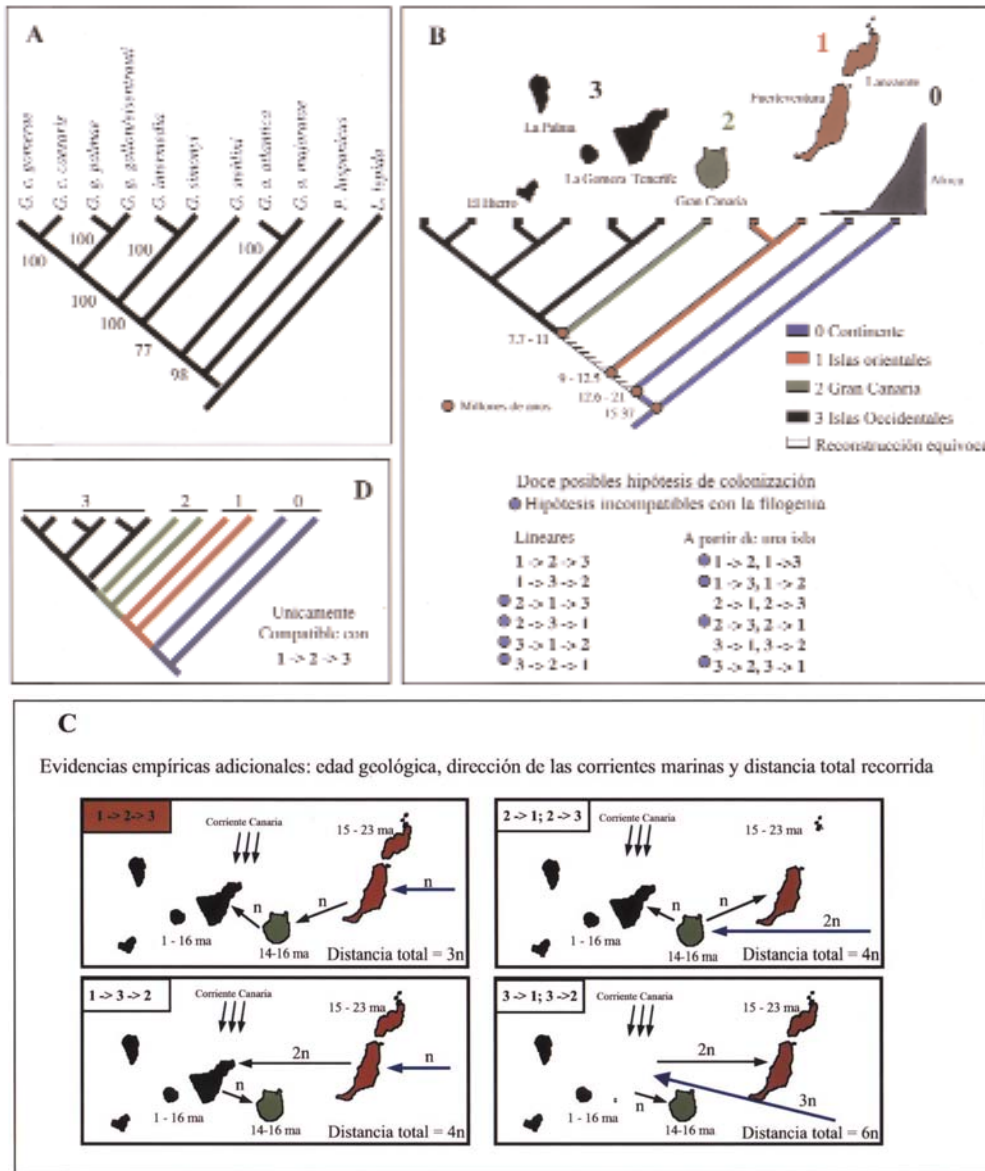


Figura 11. 6. A) Representación simplificada de las relaciones filogenéticas de Gallotia inferidas a partir de 2.381 pb. B) Diagrama de áreas dibujado a partir de la filogenia de Gallotia (A) y dividiendo las Islas Canarias en tres regiones: 1.- islas orientales; 2.- Gran Canaria; y 3.- islas occidentales. La reconstrucción de los estados de carácter (0, 1, 2, y 3) se realizó con el programa MacClade v. 4.0. De las 12 hipótesis posibles de colonización a partir de 3 islas, ocho son incompatibles con la filogenia presentada en 6A. C) Para decidir cual de las cuatro hipótesis restantes es la más probable se ha de recurrir a evidencias empíricas adicionales como por ejemplo la edad geológica, la dirección de las corrientes y la distancia total recorrida. En base a la distancia total recorrida la hipótesis más parsimoniosa es 1 -> 2 -> 3. D) Ejemplo de una topología filogenética compatible únicamente con una de las 12 posibles hipótesis de colonización existentes para 3 islas. En este caso la filogenia sería suficiente para inferir el proceso de colonización sin necesidad de utilizar evidencias adicionales.

continente se ha considerado un valor común “n” que corresponde a cualquier tipo de trayecto entre dos islas vecinas o entre las islas orientales y el continente. Como se puede observar en la Fig. 6C, es difícil deducir qué patrones de colonización pueden estar más favorecidos por la dirección de las corrientes, las cuales fluyen aproximadamente perpendiculares a las islas y por tanto en principio tendrían que tener un efecto similar sobre las rutas de colonización en sentido oriente – occidente como sobre las de sentido opuesto. En cuanto a la longitud del trayecto, ésta parece menor en el primer caso (3n) que en los tres restantes (4n - 6n). De este modo, en base a las rela-

ciones filogenéticas de *Gallotia* y a la evidencia empírica adicional de la longitud del trayecto y teniendo en cuenta la relativamente baja capacidad de dispersión de los lacértidos en comparación con otros reptiles (ARNOLD, 2000; CARRANZA *et al.* 2000), puede concluirse que lo más probable es que la colonización de las Islas Canarias por parte de *Gallotia* fuese en sentido este-oeste, colonizándose las tres áreas biogeográficas una a continuación de la otra (siguiendo un modelo tipo *stepping stone*). Aunque normalmente no se pueden deducir todos los procesos biogeográficos acontecidos tan sólo con la información filogenética, ésto no significa que sea imposible. Por ejemplo, en la Fig. 6D se muestran los conjuntos de islas 1 y 2 parafiléticos. En este caso hipotético, y aplicando el principio de parsimonia, se puede observar que de las 12 hipótesis posibles de colonización sólo la 1 -> 2 -> 3 es compatible con la filogenia inventada.

Agradecimientos

Agradezco la colaboración de T. Luque, G. Giribet, E. N. Arnold y M. A. Arnedo por toda la ayuda e información prestadas durante la elaboración de este capítulo.

Bibliografía

- ARANO, B., G. A. LLORENTE, A. MONTORÍ, D. BUCKLEY & P. HERRERO. (1998): Diversification in north-west African water frogs: molecular and morphological evidence. *Herpetol. J.* 8: 57-64.
- ARNEDO, M. A. (1999): *Cladismo: la reconstrucción filogenética basada en parsimonia*. Pag. 57-84 en *Evolución y Filogenia de Arthropoda* (A. Melic, J. J. de Haro, M. Méndez & I. Ribera, eds.). Zaragoza: Sociedad Entomológica Aragonesa.
- ARNHEIM, N. T., T. WHITE & W. E. RAINEY. (1990): Applications of PCR: organismal and populations biology. *Bioscience* 40: 174-182.
- ARNOLD, E. N. (1989a): Systematics and adaptive radiation of equatorial african lizards assigned to the genera *Adolfus*, *Bedriagaia*, *Gastropholis*, *Holaspis* and *Lacerta* (Reptilia, Lacertidae). *J. Nat. Hist.* 23: 525-555.
- ARNOLD, E. N. (1989b): Towards a phylogeny and biogeography of the Lacertidae: relationships within an Old-World family of lizards derived from morphology. *Bull. Brit. Mus.* 55: 209-257.
- ARNOLD, E. N. (1994): *Investigating the origins of performance advantage: adaptation, exaptation and lineage effects*. Pag. 123-168 in *Phylogenetics and ecology* (P. Eggleton, and R. I. Vane-Wright, eds.). Academic Press.
- ARNOLD, E. N. (1995): Identifying the effects of history on adaptation: origins of different sand-diving techniques in lizards. *J. Zool.* 235: 351-388.
- ARNOLD, E. N. (2000): Using fossils and phylogenies to understand evolution of reptile communities on islands. *Bonn. Zool. Mono.* 46: 309-323.
- ARNTZEN, J. W. & M. GARCÍA-PARÍS. (1995): Morphological and allozyme studies of midwife toads (genus *Alytes*), including the description of 2 new taxa from Spain. *Cont. Zool.* 65: 5-34.
- AUSTIN, C. C. (1998): Phylogenetic relationships of *Lipinia* (Scincidae) from New Guinea based on DNA sequence variation from the mitochondrial 12S rRNA and nuclear *c-mos* genes. *Hamadryad* 23: 93-102.
- AUSTIN, J. & E. N. ARNOLD. (2001): Ancient mitochondrial DNA and morphology elucidate an extinct island radiation of Indian Ocean giant tortoises (*Cylindraspis*). *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 2515-2523.
- AVISE, J. C. (1994): *Molecular markers, natural history and evolution*. Chapman and Hall, New York.
- AVISE, J. C. (2000): *Phylogeography, the history and formation of species*. Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.
- BAVERSTOCK, P. R., D. KING, M. KING, J. BIRRELL & M. KRIEG. (1993): The evolution of species of the Varanidae: microcomplement fixation analysis of serum albumins. *Australian J. Zool.* 41: 621-638.
- BECAK, M. L., W. BECAK & L. DENARO. (1972): Chromosome polymorphism, geographical variation and karyotypes in Sauria. *Caryologia* 25: 313-26.
- BECAK, W. & M. L. BECAK. (1969): Cytotaxonomy and chromosomal evolution in serpents. *Cytogenetics* 8: 247-62.
- BICKMORE, W. A. & A. T. SUMNER. 1989. Mammalian chromosome banding - an expression of genome organization. *Trends Genet.* 5: 144-48.
- BOULENGER, G. A. (1920a): A monograph of the South Asian, Papuan, Melanesian and Australian frogs of the genus *Rana*. *Rec. Indian. Mus.* 20: 1-226
- BOULENGER, G. A. (1920b): *Monograph of the Lacertidae*. Johnson Reprint Corporation, London.

- BRUFORD, M. W. y R. K. WAYNE. (1993): Microsatellites and their application to population genetic studies. *Curr. Opin. Genet. Dev.* 3: 939-943.
- BUSACK, S. D. (1986): Biogeographic analysis of the herpetofauna separated by the formation of the Strait of Gibraltar. *Nat. Geograph. Res.* 2: 17-36.
- BUTH, D. G. (1984): The application of electrophoretic data in systematic studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 501-522.
- CAMP, C. L. (1971): *Camp's classification of the lizards*. Facsimile reprint by the Society for the study of amphibians and reptiles.
- CANTINO, D., N. B. HAROLD, K. DE QUEIROZ, M. J. DONOGHUE, T. ERIKSSON, D. M. HILLIS & M. S. Y. LEE. (1999): Species Names in Phylogenetic Nomenclature. *Syst. Biol.* 48: 790-807.
- CAPULA, M. (1996): Evolutionary genetics of the insular lacertid lizard *Podarcis tiliguerta*: genetic structure and population heterogeneity in a geographically fragmented species. *Heredity* 77: 518-529.
- CAPUTO, V., G. ODIERNA & G. APREA. (1993): Karyological comparison of *Sphenops sepsoides*, *Chalcides chalcides*, and *Chalcides ocellatus* (Reptilia: Scincidae): taxonomic implications. *Copeia* 4: 1.180-1.184.
- CARRANZA, S., E. N. ARNOLD, J. A. MATEO & L. F. LÓPEZ-JURADO. (2000): Long-distance colonization and radiation in gekkonid lizards, *Tarentola* (Reptilia: Gekkonidae), revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proc. R. Soc. Lond. B* 267: 637-649.
- CARRANZA, S., E. N. ARNOLD, J. A. MATEO & L. F. LÓPEZ-JURADO. (2001): Parallel gigantism and complex colonization patterns in Cape Verde scincid lizards *Mabuya* and *Macrosцинus* (Reptilia: Scincidae) revealed by mitochondrial DNA sequences. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268: 1.595-1.603.
- CARRANZA, S., E. N. ARNOLD, R. H. THOMAS, J. A. MATEO & L. F. LÓPEZ JURADO. (1999): Status of the extinct giant lacertid lizard *Gallotia simonyi simonyi* (Reptilia: Lacertidae) assessed using mtDNA sequences from museum specimens. *Herpetol. J.* 9: 83-86.
- CIOFI, C. & M. W. BRUFORD. (1998): Isolation and characterization of microsatellite loci in the Komodo dragon *Varanus komodoensis*. *Mol. Ecol.* 7: 134-136.
- COHEN, M. M. & C. GANS. (1970): The chromosomes of the order Crocodylia. *Cytogenetics* 9: 81-105.
- COMINGS, D. E. (1978): Mechanisms of chromosome banding and implications for chromosome structure. *Ann. Rev. Genet.* 12: 25-46.
- CUNNINGHAM, C. W. (1997a): Can three incongruence tests predict when data should be combined? *Mol. Biol. Evol.* 14: 733-740.
- CUNNINGHAM, C. W. (1997b): Is congruence between data partitions a reliable predictor of phylogenetic accuracy? Empirically testing an iterative procedure for choosing among phylogenetic methods. *Syst. Biol.* 46: 464-478.
- DARLINGTON, C. D. (1932): *Recent advances in cytology*. J & A Churchill, London.
- DARLINGTON, P. J. J. (1957): *Zoogeography: The geological distributions of animals*. John Wiley and Sons, New York.
- DARLINGTON, P. J. J. (1965): *Biogeography of the southern end of the world*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- DARWIN, C. (1859): *On the origin of Species by means of Natural Selection*. J. Murray, London.
- DAWID, I. B. & A. W. BLACKLER. (1972): Maternal and cytoplasmic inheritance of mitochondrial DNA in *Xenopus*. *Dev. Biol.* 29: 152-161.
- DE QUEIROZ, K. & J. GAUTHIER. (1990): Phylogeny as a central principle in taxonomy: Phylogenetic definitions of taxon names. *Syst. Zool.* 39: 307-322.
- DUELLMAN, W. E. & L. TRUEB. (1986): *The biology of amphibians*. McGraw-Hill.
- ESTEAL, S. (1986): The ecological genetics of introduced populations of the giant Toad, *Bufo marinus*. IV. Gene flow estimated from a mixture in Australian populations. *Heredity* 56: 145-156.
- ESTES, R. & G. PREGILL. (1988): *Phylogenetic relationships of the lizard families*. Stanford University Press, Stanford, California.
- ETHERIDGE, R. (1966): The systematic relationships of West Indian and South American lizards referred to the iguanid genus *Leiocephalus*. *Copeia* 1966: 79-91.
- FARRIS, J. S. (1982): *The logical basis of phylogenetic systematics*. Pag. 7-36 in *Advances in cladistics*, Volume 2. Proceedings of the second meeting of the Willi Hennig Society (N. Platnick, and R. A. Funk, eds.). Columbia University Press, New York.
- FELSENSTEIN, J. (1978): The number of evolutionary trees. *Syst. Zool.* 27: 27-33.
- FELSENSTEIN, J. 1981. Evolutionary trees from DNA sequences: a maximum likelihood approach. *J. Mol. Evol.* 17: 368-376.

- FELSENSTEIN, J. (1985): Confidence-limits on phylogenies - an approach using the bootstrap. *Evolution* 39: 783-791.
- FINCH, M. O. & D. M. LAMBERT. (1996): Kinship and genetic divergence among populations of tuatara *Sphenodon punctatus* as revealed by minisatellite DNA profiling. *Mol. Ecol.* 5: 651-658.
- FLOWERDEW, M. W. & D. J. CRISP. (1976): Allelic esterase isozymes, their variation within season, position on the shore and stage of development in the cirripede *Balanus balanoides*. *Mar. Biol.* 35: 319-325.
- GALBRAITH, D. A., B. N. WHITE, R. J. BROOKS, J. H. KAUFMANN & P. T. BOAG. (1995): DNA fingerprinting of turtles. *J. Herpetol.* 29: 285-291.
- GANS, C. (editor). (1969-1998): *Biology of the Reptilia*. Diecinueve volúmenes en total. (vol. 1-13) Academic Press, London, U.K.; (Vol. 14, 15) John Wiley and Sons, New York; (Vol. 16) Liss, New York; (vol 17, 18 y 19) University of Chicago Press, Chicago.
- GARCÍA-PARÍS, M. & E. L. JOCKUSCH. (1999): A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia: Anura). *J. Zool.* 248: 209-218.
- GIRIBET, G., G. D. EDGECOMBE & W. C. WHEELER. (2001): Arthropod phylogeny based on eight molecular loci and morphology. *Nature* 413: 157-161.
- GONZÁLEZ, P., F. PINTO, M. NOGALES, A. J. JIMENEZ, M. HERNANDEZ & V. M. CABRERA. (1996): Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizard genus *Gallotia* (Sauria: Lacertidae), inferred from mitochondrial DNA sequences. *Mol. Phyl. Evol.* 6: 63-71.
- GOOD, D. A. (1989): Hybridization and cryptic species in *Dicamptodon* (Caudata: Dicamptodontidae). *Evolution* 43: 728-744.
- GREEN, D. M. & S. K. SESSIONS (eds) (1991): *Amphibian cytogenetics and evolution*. Academic Press, Inc., San Diego, California.
- GREENE, H. W. (1986): Diet and arboreality in the emerald monitor, *Varanus prasinus*, with comments on the study of adaptation. *Fieldiana Publication* 1970: 1-12.
- GREER, A. E. (1979): A phylogenetic subdivision of Australian skinks. *Rec. Aust. Mus.* 32: 339-371.
- GROOMBRIDGE, J. J., M. W. BRUFFORD, C. JONES & R. A. NICHOLS. (2000): Conservation biology- "Ghost" alleles of the Mauritius kestrel. *Nature* 403: 616-616.
- HARRIS, D. J., E. N. ARNOLD & R. H. THOMAS. (1998): Relationships of lacertid lizards (Reptilia: Lacertidae) estimated from mitochondrial DNA sequences and morphology. *Proc. R. Soc. Lond. B.* 265: 1939-1948.
- HARRIS, D. J., E. A. SINCLAIR, N. L. MERCADER, J. C. MARSHALL & K. A. CRANDALL. (1999): Squamate relationships based on *C-mos* nuclear DNA sequences. *Herpetol. J.* 9: 147-151.
- HARRY, J. L. & D. A. BRISCOE. (1988): Multiple paternity in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *J. Heredity* 79: 96-99.
- HARVEY, P. H., A. J. LEIGH BROWN, J. M. SMITH & S. NEE. (1996): *New uses for new phylogenies*. Oxford University Press, Oxford.
- HEATHWOLE, H. (editor). (1994, 1995): *Amphibian biology* (2 vol.). Surrey Beatty, Chipping Norton, NSW, Australia.
- HEDGES, S. B., C. A. HASS & L. R. MAXSON. (1992): Caribbean biogeography - molecular evidence for dispersal in west-indian terrestrial vertebrates. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 89: 1.909-1.913.
- HENNIG, W. (1957): Systematik und Phylogenese. *Ber. Hundertj. dtsh. ent. Ges.* 1956: 50-71.
- HENNIG, W. (1966): *Phylogenetic systematics*. University of Illinois Press, Urbana, Chicago, London.
- HERNANDEZ-JUVIEL, J. M., D. J. MORAFKA, I. DELGADO, G. D. SCOTT & R. W. MURPHY. (1992): Effect of enzyme dilution on the relative mobility of glutamate dehydrogenase isozymes in the prairie rattlesnake, *Crotalus viridis viridis*. *Copeia* 1992: 1117-1119.
- HEWITT, G. M. (2000): The genetic legacy of the quaternary ice ages. *Nature* 402: 907-913.
- HICKSON, R. E., SIMON, C., COOPER, A., SPICER, G. S., SULLIVAN, J. & PENNY, D. (1996): Conserved sequence motifs, alignment and secondary structure for the third domain of animal 12S rRNA. *Mol. Biol. Evol.* 13: 150-169.
- HILLIS, D. M. (1995): Approaches for assessing phylogenetic accuracy. *Syst. Biol.* 44: 3-16.
- HILLIS, D. M. & M. T. DIXON. (1991): Ribosomal DNA: Molecular evolution and phylogenetic inference. *Quart. Rev. Biol.* 66: 411-453.
- HILLIS, D. M., C. MORITZ & B. K. MABLE. (1996): *Molecular systematics*. Sinauer Associates, Inc, Sunderland, Massachusetts, USA.
- HOWELL, M. W. & D. A. BLACK. (1980): Controlled silver-staining of nucleolar organizer regions with protective colloidal developer: a 1-step method. *Experientia* 36: 1.014.

- HUELSENBECK, J. P. (1995): Performance of phylogenetic methods in simulations. *Syst. Biol.* 44: 17-48.
- HUGHES, C. R. & D. C. QUELLER. (1993): Detection of highly polymorphic microsatellite loci in a species with little allozyme polymorphism. *Mol. Ecol.* 2: 131-138.
- HUMPHRIES, C. J. (1986): *Cladistic biogeography*. The Clarendon Press, Oxford.
- HUNTER, R. L. & C. L. MARKERT. (1957): Histochemical demonstration of enzymes separated by zone electrophoresis in starch gels. *Science* 125: 1.294-1.295.
- JACKSON, R. C. (1971): The karyotype in systematics. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 2: 327-368.
- JEFFREYS, A. J., V. WILSON & S. L. THEIN. (1985): Individual-specific "fingerprints" of human DNA. *Nature* 316: 76-79.
- JOGER, U. (1984): Die Radiation der Gattung Tarentola in Makaronesien (Reptilia: Sauria: Gekkonidae). *Courier Forsch. -Inst. Senckenberg.* 71: 91-111.
- KING, M. (1981): *Chromosome change and speciation in lizards*. Pag. 262-286 en *Evolution and speciation* (W. R. Atchley & D. S. Woodruff, eds.). Essays in honor of M.J.D. White. Cambridge University Press, Cambridge, London etc.
- KITCHING, I. J., P. L. FOREY, C. J. HUMPHRIES & D. M. WILLIAMS. (1998): *Cladistics*. Oxford University Press, Oxford.
- KLUGE, A. G. (1968): Phylogenetic relationships of the gekkonid lizard genera *Lepidodactylus fitzingeri*, *Hemiphylodactylus bleekeri*, and *Pseudogekko taylori*. *The Philippine J. Sci.* 95: 331-352.
- KLUGE, A. G. (1969): Quantitative phylogenetics and the evolution of anurans. *Syst. Zool.* 18: 1-32.
- KLUGE, A. G. (1983): Cladistic relationships among gekkonid lizards. *Copeia*: 465-475.
- KLUGE, A. G. (1988): Parsimony in vicariance biogeography: a quantitative method and a Greater Antillean example. *Syst. Zool.* 37: 315-328.
- KLUGE, A. G. (1994): Principles of phylogenetic systematics and the informativeness of the karyotype in documenting gekkotan lizard relationships. *Herpetologica* 50: 210-221.
- KOCHER, T. D., W. K. THOMAS, A. MEYER, S. V. EDWARDS, S. PAABO, F. X. VILLABLANCA & A. C. WILSON. (1989): Dynamics of mitochondrial DNA evolution in animals: amplification and sequencing with conserved primers. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 86: 6.196-6.200.
- LANDER, E. S., et al. (2001): Initial sequencing and analysis of the human genome. *Nature* 409: 860-921.
- LISTON, A., L. H. RIESEBERG & T. S. ELIAS. (1989): Genetic similarity is high between intercontinental disjunct species of *Senecio* (Asteraceae). *Amer. J. Bot.* 76: 383-388.
- LOFTS, B. (editor). (1974): 1976. *Physiology of the Amphibia*. Vol. 2, 3. Academic Press, New York.
- MABEE, P. M. & J. HUMPHRIES. (1993): Coding polymorphic data: examples from allozymes and ontogeny. *Syst. Biol.* 42: 166-181.
- MACEY, J. R., N. B. ANANJEVA, Y. WANG & T. J. PAPPENFUSS. (2000): Phylogenetic relationships among Asian Gekkonid lizards formerly of the genus *Cyrtodactylus* based on cladistic analyses of allozymic data: monophyly of *Cyrtopodion* and *Mediodactylus*. *J. Herpetol.* 34: 258-265.
- MACGREGOR, H. C. (1993): *An introduction to animal cytogenetics*. Chapman and Hall, London.
- MADDISON, W. P. & D. R. MADDISON. (1996): *MacClade 3.06*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- MANCHENKO, G. P. 1994. *Handbook of detection of enzymes on electrophoretic gels*. C. R. C. Press, Ann Arbor.
- MAO, S. H., W. FRAIR, F. Y. YIN & Y. W. GUO. (1987): Relationships of some cryptodiran turtles as suggested by immunological cross-reactivity of serum albumins. *Biochem. Syst. Ecol.* 15: 621-624.
- MARSHALL, C. R. (1992): Substitution bias, weighted parsimony, and amniote phylogeny as inferred from 18S rRNA sequences. *Mol. Biol. Evol.* 9: 370-373.
- MATEO, J. A., J. L. F. LÓPEZ & C. P. GUILLAUME. (1996): Proteic and morphological variations in ocellated lizards (Lacertidae): a complex of species across the Strait of Gibraltar. *Comptes Rendus De L'Academie Des Sciences Serie III Sciences De La Vie* 319: 737-746.
- MAXSON, L. R. & R. D. MAXSON. (1986): Micro-complement fixation: A quantitative estimator of protein evolution. *Mol. Biol. Evol.* 3: 375-388.
- MAXSON, L. R. & R. D. MAXSON. (1990): *Proteins II: Immunological techniques*. pp. 127-155 en *Molecular systematics* (D. M. Hillis y C. Moritz, eds.). Sinauer Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- MEDRANO, L., M. DORIZZI, F. RIMBLOT & C. PIEAU. (1987): Karyotype of the sea-turtle *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). *Amphibia Reptilia* 8: 171-178.

- MILLER, D. A., J. R. GOSDEN, N. D. HASTIE & H. J. EVANS. (1984): Mechanism of endonuclease banding of chromosomes. *Exp. Cell. Res.* 15: 294-98.
- MOORE, J. A. (editor) (1964): *Physiology of the Amphibia*. Vol. 1. Academic Press, New York.
- MORESCALCHI, A. (1981): Karyology of the main groups of African frogs. *Mon. Zool. Ital. Sup.* 15: 41-53.
- MORESCALCHI, A., G. ODIERNA & E. OLMO. (1979): Karyology of the primitive salamanders, family Hynobiidae. *Experientia* 35: 1.434-1.436.
- MULLIS, K. B. & F. FALOONA, A. (1987): Specific synthesis of DNA in vitro via polymerase catalyzed chain reaction. *Meth. Enzymol.* 155: 335-350.
- MURPHY, R. W. & R. H. MATSON. (1986): Gene expression in the tuatara, *Sphenodon punctatus*. *New Zeland J. Zool.* 13: 573-581.
- MURPHY, R. W., J. W. SITES, D. G. BUTH & C. H. HAUFLE. (1996): *Proteins: isozyme electrophoresis* en *Molecular Systematics* (D. M. Hillis, C. Moritz y B. K. Mable, eds.). Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts.
- NEI, M. (1972): Genetic distance between populations. *Amer. Nat.* 106: 283-292.
- NEI, M. (1978): Estimation of average heterozygosity and genetic distance from a small number of individuals. *Genetics* 89: 583-590.
- NEI, M. (1987): *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York.
- NELSON, G. J. & N. I. PLATNICK. (1981): *Systematics and biogeography*. Columbia Univ. Press., New York.
- NEWMAN, R. A. & T. SQUIRE. (2001): Microsatellite variation and fine-scale population structure in the wood frog (*Rana sylvatica*). *Mol. Ecol.* 10: 1.087-1.100.
- NICHOLS, R. (2001): Gene trees and species trees are not the same. *TREE* 16: 358-364.
- NUSSBAUM, R. A. & M. WILKINSON. (1989): On the classification and phylogeny of caecilians (Amphibia: Gymnophiona), a critical review. *Herpetol. Mon.* 3: 1-42.
- NUTTALL, G. H. F. (1904): *Blood immunity and blood relationships. A demonstration of certain blood relationships among animals by means of the precipitin test for blood*. Cambridge University Press, Cambridge.
- ODIERNA, G., G. APREA, O. J. ARRIBAS, T. CAPRIGLIONE, V. CAPUTO & E. OLMO. (1996): The karyology of the Iberian rock lizards. *Herpetologica* 52: 542-550.
- OLMO, E. (ed) (1990): *Cytogenetics of amphibians and reptiles*. Birkhauser Verlag, Basel.
- PALUMBI, S. R. (1996): *The Polymerase chain reaction*. pp. 205-247 en *Molecular Systematics* (D. M. Hillis, C. Moritz y B. K. Mable, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- POSADA, D. & K. A. CRANDALL. (1998): Modeltest: testing the model of DNA substitution. *Bioinformatics* 14: 817-818.
- POSADA, D. & K. A. CRANDALL. (2001): Selecting models of nucleotide substitution: an application to human immunodeficiency virus 1 (*HIV-1*). 18: 897-906.
- RANDO, J. C., E. HERNANDEZ, M. LÓPEZ & A. M. GONZÁLEZ. (1997): Phylogenetic relationships of the Canary Islands endemic lizard genus *Gallotia* inferred from mitochondrial DNA sequences: Incorporation of a new subspecies. *Mol. Phyl. Evol.* 8: 114-116.
- RAXWORTHY, C. J., M. R. J. FORSTNER & R. A. NUSSBAUM. (2002): Chameleon radiation by oceanic dispersal. *Nature* 415: 784-787.
- ROGERS, J. S. (1972): *Measures of genetic similarity and genetic distance*. Univ. Texas Publs. 7213: 145-153.
- RONQUIST, F. (1997): Dispersal-vicariance analysis: a new approach to the quantification of historical biogeography. *Syst. Biol.* 46: 195-203.
- RZHETSKY, A. & M. NEI. (1992): A simple method for estimating and testing minimum-evolution trees. *Mol. Biol. Evol.* 9: 945-967.
- SAINT, K. M., C. C. AUSTIN, S. C. DONNELLAN & M. N. HUTCHINSON. (1998): *C-mos*, a nuclear marker useful for squamate phylogenetic analysis. *Mol. Phyl. Evol.* 10: 259-263.
- SAITOU, N. y M. NEI. (1987): The neighbor-joining method: a new method for reconstructing phylogenetic trees. *Mol. Biol. Evol.* 4: 406-425.
- SCHARE, S. J., G. T. HORN & H. A. ERLICH. (1986): Direct cloning and sequence analysis of enzymatically amplified genomic sequences. *Science* 233: 1.076-1.078.
- SCHLOTTERER, C. & D. TAUTZ. (1992): Slippage synthesis of simple sequence DNA. *Nucl. Acids Res.* 20: 211-215.
- SINGH, L. 1995. Biological significance of minisatellites. *Electrophoresis* 16: 1.586-1.595.
- SITES, J. W., JR., J. W. BICKHAM, B. A. PYTEL, I. F. GREENBAUM & B. A. BATES. (1984): Biochemical characters and the reconstruction of turtle phylogenies: relationships among batagurine genera. *Syst. Zool.* 33: 137-158.

- SNELL, H. L., H. M. SNELL & C. R. TRACY. (1984): Variation among populations of Galapagos land iguanas (*Conolophus*): contrasts of phylogeny and ecology. *Biol. J. Linnean Soc.* 21: 185-207.
- SPRINGER, M. S., R. W. DEBRY, C. DOUADY, H. M. AMRINE, O. MADSEN, W. W. JONG & M. J. STANHOPE. (2001): Mitochondrial versus nuclear gene sequences in deep-level mammalian phylogeny reconstruction. *Mol. Biol. Evol.* 18: 132-143.
- STEINEMANN, M., W. PINSKER & D. SPERLICH. (1984): Chromosome homologies within the *Drosophila obscura* group probed by in-situ hybridization. *Chromosoma* 91: 46-53.
- STEVEN, P. (1996): Data set incongruence and the phylogeny of crocodylians. *Syst. Biol.* 45: 393-414.
- SUMNER, A. T. (1990): *Chromosome banding*. Unwin Hyman, London.
- SWOFFORD, D. L. & S. H. BERLOCHER. (1987): Inferring evolutionary trees from gene frequency data under the principle of maximum parsimony. *Syst. Zool.* 36: 293-325.
- SWOFFORD, D. L. & G. J. OLSEN. (1990): *Phylogeny reconstruction*. pp. 411-501 en *Molecular Systematics* (D. M. Hillis y C. Moritz, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts.
- SWOFFORD, D. L., G. J. OLSEN, P. J. WADDELL & D. M. HILLIS. (1996): *Phylogenetic inference*. pp. 407-514 en *Molecular Systematics* (D. M. Hillis, C. Moritz y B. K. Mable, eds.). Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- THERMAN, E. & M. SUSMAN. (1993): *Human chromosome, structure, behavior, and effects*. Springer-Verlag, New York.
- UNDERWOOD, G. (1954): On the classification and evolution of geckos. *Proc. Zool. Soc. London* 124: 469-492.
- VENTER, J. C., et al. (2001): The sequence of the human genome. *Science* 291: 1304-51.
- VIDAL, N., S. G. KINDL, A. WONG & S. B. HEDGES. (2000): Phylogenetic relationships of xenodontine snakes inferred from 12S and 16S ribosomal RNA sequences. *Mol. Phyl. Evol.* 14: 389-402.
- WATSON, G. F. & M. J. LITTLEJOHN. (1985): *Patterns of distribution, speciation and vicariance biogeography of southeastern Australian amphibians*. Grigg, G., Shine, R. y Ehmann, H. [Eds]. *Biology of Australian frogs and reptiles*. Surrey Beatty & Sons Pty & the Royal Zoological Society of New South Wales, Chipping Norton.
- WHEELER, W. C. (1996): Optimization alignment: the end of multiple sequence alignment in phylogenetics? *Cladistics* 12, 1-9.
- WHEELER, W. & D. S. GLADSTEIN. (2000): *POY: The optimization of alignment characters*. American Museum of Natural History, New York. Program and documentation available at: <ftp://ftp.amnh.org/pub/molecular/poy/>.
- WHITE, M. J. D. (1945): *Animal cytology and evolution*. Cambridge University Press, Cambridge.
- WILSON, A. C., S. S. CARLSON & T. J. WHITE. (1977): *Biochemical evolution*. *Ann. Rev. Biochem.* 46: 473-639.
- WRIGHT, D. A., C. M. RICHARDS, J. S. FROST, A. M. CAMOZZI & B. J. KIUNZ. (1983): *Genetic mapping in amphibians* en *Isozymes: current topics in biological and medical research*, vol. 7. molecular structure and regulation (J. Ratazzi, G. Scandalios y G. S. Whitt, eds.). A. R. Liss, New York.
- ZAJC, I. & J. W. ARNTZEN. (1999): Phylogenetic relationships of the European newts (genus *Triturus*) tested with mitochondrial DNA sequence data. *Contributions to Zool.* 68: 73-81.
- ZARDOYA, R. & A. MEYER. (1996): Phylogenetic performance of mitochondrial protein-coding genes in resolving relationships among vertebrates. *Mol. Biol. Evol.* 13: 933-942.
- ZARDOYA, R. & A. MEYER. (2001): On the origin of and phylogenetic relationships among ling amphibians. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 98: 7.380-7.383.

Lista de colaboradores

Alarcos Izquierdo, G.	Bayer, X.	Cejudo, D.
Alarcos, D.	Becerra, E.	Ciudad, M. J.
Albalat, R.	Benavides, F. J.	Clivilles, J.
Albert, E. M.	Benítez, M.	Contrerás, F.
Aceituno Limón, J.	Bermejo, A.	Cordero, A.
Alcobendas, M.	Bernabeu, C.	Cortázar, G.
Alcón, J. S.	Besada, A.	Corti, C.
Alija, L.	Blanco, G.	Cuadrado, M.
Alonso Temiño, C.	Borrego, F.	Chirosa, M.
Álvarez, J.	Borreguero, F.	De Benito, J.F.
Álvarez López, A.	Borrero, S.	De Elera, A.
Andreu, A.	Bosch, J.	Degollada, A.
Antón, J. J.	Braña, F.	De la Pisa, J.
Aragón, A.	Bravo, C.	De la Torre, P. R.
Aragón, T.	Brito, J. C.	Del Amo, A.
Arrabal, R.	Briz, J.	Del Arco, C.
Arribas, O.	Buceta, B.	Del Barrio, V.
Asensio, B.	Bueno, F.	Del Canto, C.
Astiarraga, H.	Budó i Ricart, J.	Del Pozo, A.
Astudillo, G.	Bustamante, J. M.	Del Rio, M.
Ayllón, E.	Bustamante, P.	Delibes, A.
Ayres, C.	Buttle, D.	Delibes, M.
Ayres de Palacio, L.	Cabrera, F.	Desfilis, E.
Báez Fumero, M.	Calaf, J.	Díaz-Paniagua, C.
Báez, R.	Calvo, B.	Diego-Rasilla, F. J.
Bajoz, D.	Camarero, A.	Díez Frontón, D.
Balmori, A.	Camiñas, J. A.	Domènech, S.
Ballesteros Salla, T.	Campolini, B.	Domingo Soria, A.
Ballesteros Duperón, E.	Campos, F.	Domingo, A.
Balset, J.	Cano, J.	Domínguez de Lucio, J. F.
Barbadillo, L. J.	Carazo, P.	Domínguez-Gonzalo, C.
Barbadillo, P.	Carranza, S.	Donaire, D.
Barberá, J. C.	Carrascosa, M.	Dorda, J.
Barea, J. M.	Carretero, M. A.	Ecija, A.
Bargalló, F.	Casado, J. A.	Escalero, C.
Barnestein, J. A. M.	Castanedo, J. L.	Escoriza, E.
Bartolomé, J. R.	Cebrián, J. J.	Escudero, R.

- Esteban Sánchez, J. L.
 Faraldo, R.
 Feriche, M.
 Fernández, F. J.
 Fernández, J. R.
 Fernández Alonso, A.
 Fernández Cardenete, J. R.
 Fernández Fernández, J. F.
 Fernández González, P.
 Fernández Benítez, M. J.
 Fernández Gutiérrez, J.
 Fernández Morcuende, A.
 Fernández Orcajo, J.
 Fernández Silvosa, P.
 Flox Morales, L.
 Font, E.
 Fontant, L.
 Fraile, B.
 Fuentes, A.
 Galán, P.
 Galindo, J. A.
 García, A.
 García, J. M.
 García, P.
 García Cardenete, L.
 García Fayos, P.
 García Gobierno, J. L.
 García Gómez, A.
 García González, A. M.
 García Herrera, A.
 García Jiménez, J. M.
 García Márquez, M.
 García Matellanes, M. A.
 García-Miranda, A.
 García París, M.
 García Pérez, A.
 García Pérez, M.
 García-Rosado, F.
 García Ruiz, O.
 Geniez, P.
 Giralda, A.
 Gómez Rodríguez, A. M.
 Gómez Vaamonte, A.
 Goncé, J.
 González, D.
 González, M.
 González Álvarez, F.
 González Sánchez, N.
 González de la Vega, J. P.
 Gosálvez Rey, R. U.
 Gosá, A.
 Guasch, C.
 Gutiérrez Titos, J. M.
 Guix, J. C.
 Hernández, J.M.
 Hernández Estévez, J. A.
 Hernández López, L.
 Hernández Moreta, J.
 Hernández Nieves, M.
 Hernández Rodríguez, J. A.
 Hernández Sastre, P. L.
 Hidalgo, E.
 Hódar, J. A.
 Honrubia, S.
 Iniesta, J. F.
 Jambrina, A.
 Jiménez Hernández, M. L.
 Jubete, F.
 Keller, C.
 Kwet, A.
 Laguna, S.
 Lapeña, M.
 Lavado, F.
 Leguía, J. R.
 Lilge, D.
 León, F.
 Lizana Avia, M.
 Lizana Ciudad, D.
 Lizana Ciudad, J.
 Lobo, L.
 López Cons, L.
 López de Haro, F.
 López Hernández, J. A.
 López García, C.
 López González, F. J.
 López Montoya, R.
 López Vicente, M. L.
 Luque, R.
 Luzón, J.
 Llamas, A.
 Llamas de Juan, O.
 Llandrés, C.
 Llorente Muñoz, J. M.
 Llorente, G. A.
 Lluch, J.
 Luz, M.
 Magdaleno, L.
 Marco Llorente, A.
 Marín, M.
 Márquez, R.
 Martín, L.
 Martín, M.
 Martín Arnau, M. A.
 Martín Camenas, D.
 Martín García, E. M.
 Martín Rodrigo, I.
 Martín Sánchez, R.
 Martínez, A.
 Martínez, A.
 Martínez Gimeno, M. A.
 Martínez Medina, F. J.
 Martínez Silvestre, A.
 Martínez Solano, I.
 Mateo, J.
 Melero, J. M.
 Merchán, T.
 Molina, I.
 Montori, A.
 Monzó Giménez, J. C.
 Morales M.
 Morales Martín, J. J.
 Morales Pérez, M.
 Mota, J. C.
 Múgica, A.
 Muntaner, J.
 Muñoz López, M.
 Muñoz Palacios, J.
 Nascimento, F. A.
 Navarro, P.
 Núñez-Lagos, G.
 Ojeda, F.
 Olivera, J.
 Onrubia, A.
 Orizaola, G.
 Ortiz Santaliestra, M. E.
 Otero Tejerina, R.
 Padial, J. M.
 Pascual, E.
 Pascual, L.
 Pascual González, J. A.
 Pedraza, E.
 Pena, J. C.
 Perera, A.
 Pérez Alonso, J. C.
 Pérez Contreras, J.
 Pérez de Ana, J. M.
 Pérez-Mellado, V.

Pérez Marín, J.	Rodríguez Alonso, M.	Solé, M.
Pérez Nieto, M. D.	Rodríguez del Valle, C.	Soler, M.
Pérez Rodríguez, D.	Rodríguez Jiménez, F.	Sotolargo, E.
Pescador, M.	Rodríguez Martínez, A.	Strijbosch, H.
Pino, A.	Rodríguez Martínez, D.	Suárez Trujillo, C.
Pino, J. J.	Rodríguez Menéndez, A.	Such i Sanz, A.
Pino, R.	Rodríguez Romo, J.	Talegón, J.
Pinto, M. A.	Rodríguez Vieites, D.	Tapia, J.
Placer, J.	Román, A.	Tejado Lanseros, C.
Pleguezuelos, J. M.	Román de la Torre, P.	Tejedo, M.
Poggesi, M.	Roviralta, F.	Tortola, A.
Pollo, C. J.	Rubido, M.	Torralvo, C.
Prieta, J.	Rubio de Lucas, J. L.	Trillo, S.
Prieto, J.	Sa Sousa, P.	Tudela, S.
Prieto del Val, O.	Sáiz Noé, N.	Ulzurrun, E.
Puebla, M.	Saldaña, A.	Valeiras, J.
Ramos, B.	Salvador, A.	Valloso, M. G.
Ramos Bueno, P. L.	San Román, J. M.	Vázquez, C.
Ramos Encalado, J. J.	Sánchez, B.	Vela, M.
Ramos Sánchez, R.	Sánchez Aguado, F. J.	Velasco Marcos, J. C.
Rando, J. C.	Sánchez Ledesma, A.	Vences, M.
Real, R.	Sánchez Herráiz, M. J.	Vicente Sánchez, L.
Recio, K.	Sánchez Martínez, M.	Vidal, A.
Reolid, J. M.	Sánchez Sánchez, J.	Vila, C.
Requés, R.	Sánchez Videgain, J.	Villero, D.
Riera Cillanueva, R.	Sanchis, V.	Vinuesa, J. C.
Rivas, L.	Sancho, V.	Zaldivar, C.
Robledo, M.	Santos, X.	Zamarreño, J. C.
Robles, L.	Serra-Cobo, J.	Zamora, J. F.
Roca, V.	Serrano Eizaguerri, F. J.	Zamora Soria, F.
Rodrigo, A.	Sillero, N.	

Apéndice

Administraciones autonómicas de conservación de la naturaleza

Andalucía

Dirección General de Gestión
del Medio Natural
Junta de Andalucía
Avda. Manuel Siurot, 50 - Casa Sundheim
41013 Sevilla
Tel.: 955 00 34 00 - 955 00 35 00
Fax: 955 00 37 75
www.cma.junta-andalucia.es

Aragón

Servicio de Conservación de La Biodiversidad
Dirección General del Medio Natural
Departamento de Medio Ambiente
Gobierno de Aragón
Tel.: 976 71 57 66
Fax: 976 71 48 17
www.aragob.es/ambiente/index.htm

Asturias

Conservación Del Medio Natural
Consejería de Medio Ambiente
Principado De Asturias
C/ Coronel Aranda, s/n - 33071 Oviedo
Tel.: 985 10 59 54
Fax: 985 10 55 38
www.princast.es/mediambi/siapa/default.htm

Baleares

Direcció General de Biodiversitat
Conselleria de Medi Ambient
Govern del Les Illes Balears
Avinguda Gabriel Alomar i Villalonga, 33
07006 Palma de Mallorca
Tel.: 971 17 68 00
Fax: 971 17 61 58
www.caib.es/sac1.htm

Canarias

Consejería de Política Territorial y Medio
Ambiente, Viceconsejería de Medio Ambiente
Avda. de Anaga, 35
Edificio Usos Múltiples I, 6ª planta
38071 Santa Cruz de Tenerife
Tel.: 922 47 50 00 - Fax: 922 47 54 58
C/ Prof. Agustín Millares Carló, 18
Edificio Usos Múltiples II, 5ª planta
35071 Las Palmas de Gran Canaria
Tel.: 928 30 65 50 - Fax: 928 30 65 75
www.gobiernodecanarias.org/medioambiente/

Cantabria

Dirección General de Montes
y Conservación de la Naturaleza
C/ Rodríguez 5, 1º - 39001 Santander
Tel.: 942 20 75 90 - Fax: 942 20 75 97
dgmontes@gobcantabria.es
www.medioambientecantabria.org

Castilla-La Mancha

Dirección General del Medio Natural
Consejería de Agricultura y Medio Ambiente
C/ Pintor Matias Moreno, 4
45071 Toledo
Tel.: 925 26 67 09 / 10 - Fax: 925 26 67 16
www.jccm.es/gobierno/c-agric.htm

Castilla y León

Dirección General del Medio Natural
Consejería de Medio Ambiente
Junta de Castilla y León
C/ Rigoberto Cortejoso, 14
Valladolid
Tel.: 983 41 94 30 - Fax: 983 41 99 33
www.jcyl.es/jcyl/cmaot/dgmn/

Cataluña

Servicio Protección y Gestión de la Fauna
Direcció General de Patrimoni Natural i del
Medi Físic
Departament de Medi Ambient
Generalitat de Catalunya
Dr. Roux, 80 - 08017 Barcelona
Tel.: 935 674 200 - Fax: 932 802 994
wmadgpn@correu.gencat.es
www.gencat.es/mediamb

Ceuta

Viceconsejería de Medio Ambiente
Ciudad Autónoma de Ceuta
Carretera de Benzú-García Aldave, s/n
51003 Ceuta
Tel.: 956 520 104 - Fax: 956 520103
ww2.ciceuta.es

Extremadura

Servicio de Conservación de la Naturaleza y
Espacios Protegidos
Consejería de Agricultura y Medio Ambiente
Dirección General Medio Ambiente.
Junta de Extremadura
Avda. de Portugal, s/n - 06800 Mérida
Tel.: 924 00 24 57 - Fax: 92400 21 00
www.juntaex.es/consejerias/aym/home.html

Galicia

Servicio de Conservación de la Biodiversidade
Subdirección Xeral de Medio Ambiente
Natural, Caza y Pesca Fluvial
Dirección Xeral de Montes e Medio Ambien-
te Natural
Consellería de Medio Ambiente
Xunta de Galicia
Rúa Basquiños, 2
15771 Santiago de Compostela (A Coruña)
Tel.: 981 54 17 63 - Fax: 981 54 17 65
www.xunta.es/conselle/cma/index.htm

La Rioja

Servicio de Planificación y Fauna
Dirección General de Medio Natural
Consejería de Turismo y Medio Ambiente
Gobierno de La Rioja
C/ Prado Viejo, 62 Bis Edificio SOS Rioja
26071 Logroño
Tel.: 941 29 11 00 - Ext. 4579
Fax: 941 29 13 56/941 29 13 02
fauna.flora@larioja.org
www.larioja.org/ma/

Madrid

Servicio de Protección y Gestión de Flora y
Fauna
Consejería de Medio Ambiente
Comunidad de Madrid
Calle Princesa, 3
28008 Madrid
Tel.: 91 580 39 89 - Fax 91 580 48 73
<http://dgpea2.comadrid.es/>

Melilla

Viceconsejería de Medio Ambiente
Ciudad Autónoma de Melilla
Tel.: 952 69 91 73
www.camelilla.es

Murcia

Dirección General del Medio Natural
Consejería de Agricultura, Agua y Medio
Ambiente
Región de Murcia
Catedrático Eugenio Ubeda, 3 - 3ª planta
30008 Murcia
Tel.: 986 22 80 40 - Fax: 986 22 89 22
www.carm.es/cma/dgmn/esquema/indice.htm

Navarra

Servicio de Conservación de la Biodiversidad
Dirección General de Medio Ambiente
Consejería de Medio Ambiente, Ordenación
del Territorio y Vivienda
Gobierno de Navarra
C/ Alhóndiga 1, 1º
31002 Pamplona
Tel.: 948 42 66 71 - Fax: 948 24 28 70
svconbio@cfnavarra.es
www.cfnavarra.es/MedioAmbiente

País Vasco

Dirección de Biodiversidad
Dpto. de Ordenación del Territorio
y Medio Ambiente
Gobierno Vasco
C/ Donostia-San Sebastián, 1
10101 Vitoria-Gasteiz
Tel.: 945 01 95 49 - Fax: 945 01 45 40
jj-deleuze@ej-gv.es
www.euskadi.net/laeis/indice_c.htm

Servicio de Conservación de la Naturaleza
Plaza de la Provincia, s/n 01001 Vitoria-Gasteiz
Arabako Foru Aldundia, Diputación Foral de
Álava
Tel.: 34 945 181818 - Fax. 34 945 181754

Valencia

Servicio de Conservación y Gestión
de Biodiversidad
Área de Gestión del Medio
Dirección General De Planificación y Gestión
del Medio
Conselleria de Medio Ambiente
Generalitat Valenciana
Cale Francisco Cubells, 7
46011 Valencia
Tel.: 96 386 73 43 - Fax: 96 386 3768
floraval@gva.es
www.cma.gva.es

