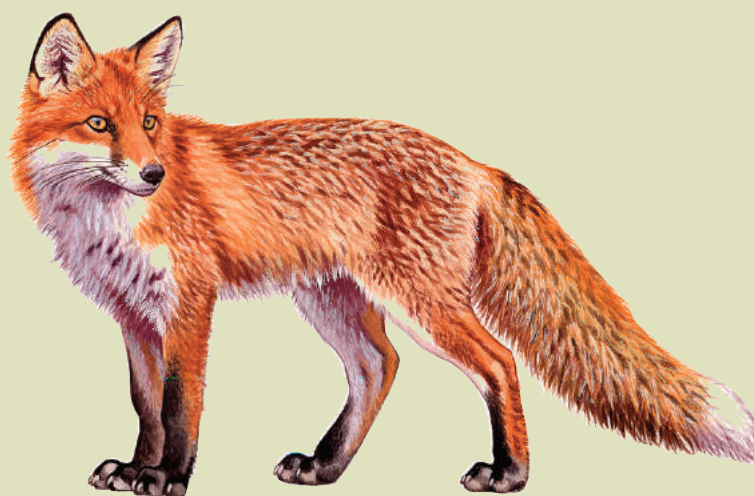




REVISTA
DE LA
SOCIEDAD GADITANA
DE
HISTORIA NATURAL



VOLUMEN X
2016

SOCIEDAD GADITANA DE HISTORIA NATURAL

C/ Madreselva s/n
11404 - Jerez de la Frontera (Cádiz)
sghn96@gmail.com

JUNTA DIRECTIVA

Presidente

Íñigo Sánchez García

Vicepresidente

Carlos M. García Jiménez

Secretario

Juan García de Lomas Latín

Tesorero

Juan Belmonte Rodríguez-Pascual

Vocales

Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

Mariano Cuadrado Gutiérrez

José Manuel Amarillo Vargas

Juan Carlos Soto Sánchez

COMITÉ EDITORIAL

Editor

Juan García de Lomas Latín

Coeditores

Antonio Verdugo Paez

Íñigo Sánchez García

Carlos M. García Jiménez

Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

REVISORES

Abelardo Aparicio Martínez

José Miguel Barea Azcón

Ricardo Bermejo Lacida

Laura Capdevila Argüelles

Miguel Carles-Tolrá Hjorth-Andersen

Miguel Clavero Pineda

Juan Bautista Gallego Fernández

Juan García de Lomas

Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

Manuel Huertas Dionisio

Rafael Miranda Ferreiro

Rafael Obregón Romero

Fernando Ojeda Copete

Javier Prieta Díaz

Íñigo Sánchez García

Enrique Sánchez Gullón

Antonio Verdugo Paez

© Sociedad Gaditana de Historia Natural
Depósito legal: CA 4-2016
ISSN: 1577-2578
eISSN: 2340-5759
Maquetación: Juan García de Lomas

Dibujo portada:

“Zorro”, por Szalbolcs Kokay.

Segundo premio del II concurso de Ilustración de Naturaleza de la SGHN (Medina Sidonia, 2015).

ÍNDICE

Nuevas citas y observaciones

Elías D. Dana, José Alfonso Barragán, Juan García-de-Lomas, Paloma Sánchez-Pino. 2016. El pez gato negro (*Ameiurus melas* Rafinisque, 1820) llega al Paraje Natural del Brazo del Este y a la Reserva Natural Concertada de la Dehesa de Abajo (Sevilla, sur de España) 1

Artículo

Juan García-de-Lomas, María Concepción Saavedra, Laura Fernández-Carrillo, Óscar Romero, Ildefonso Martín, Carmen Rodríguez-Hiraldo, Enrique Martínez-Montes. 2016. Caracterización de la población de *Thymus carnosus* Boiss. (Lamiaceae) en la flecha de El Rompido (Lepe, Huelva, sur de España): bases para la gestión 5

Artículo

Juan García-de-Lomas, Carlos M. García, Francisco Hortas, et al. 2016. *Linderiella baetica* Alonso & García-de-Lomas 2009 (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca): ¿al borde de la extinción? 15

Artículo

Mariano Cuadrado. 2016. Número de generaciones (voltinismo) en varias especies de mariposas diurnas en una población de Jerez de la Frontera (Cádiz) 27

Artículo

Rafael Obregón, Ángel Blázquez-Caselles, David Barros-Cardona, José Manuel Moreno-Benítez, Pablo Chapela, Salvador Prados-Figueroa, Mick Richardson. 2016. Distribución de *Borbo borbonica* (Boisduval, 1833) en Andalucía: la colonización desde el extremo sur de la península ibérica y el primer parasitoide larvario conocido (Lepidoptera, Hesperidae) 33

Nuevas citas y observaciones

Mariano Cuadrado. 2016. Primera cita de *Malacosoma laurae* (Lanjonquière 1977) (Lepidoptera, Lasiocampidae) en la provincia de Cádiz 39

Artículo

Íñigo Sánchez. 2016. Nuevos datos sobre Cecidómidos (Diptera: Cecidomyiidae) de la provincia de Cádiz (Sur de España) 43

Artículo

Elías D. Dana, Juan García-de-Lomas, David M. García-Ocaña, Vanesa Gámez, Guillermo Ceballos. 2016. Una experiencia de campo insuficiente reduce y sesga las capturas de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) y disminuye la eficacia de la gestión 53

Artículo

Manuel Becerra, Estrella Robles. 2016. Contribución al conocimiento de la micobiota del Parque Natural Sierra de Grazalema 57

Nuevas citas y observaciones

Íñigo Sánchez, Javier Fernández de Bobadilla J. 2016. Tres nuevas especies para la flora de Andalucía occidental 65

Nuevas citas y observaciones

Carlos A. Torralvo, Javier Elorriaga, Miguel González, Blanca Pérez, Andrés de la Cruz, Alejandro Onrubia. 2016. Noticiario ornitológico del Estrecho de Gibraltar. 2010 71

EL PEZ GATO NEGRO (*Ameiurus melas* RAFINISQUE, 1820) LLEGA AL PARAJE NATURAL DEL BRAZO DEL ESTE Y A LA RESERVA NATURAL CONCERTADA DE LA DEHESA DE ABAJO (SEVILLA, SUR DE ESPAÑA)

Elías D. Dana^{1*}, J. Alfonso Barragán², Juan García-de-Lomas³, Paloma Sánchez-Pino⁴

¹ Grupo de Investigación Transferencia de I+D en el Área de Recursos Naturales. Universidad de Almería. Almería, España.

² C/Imaginerio Fernández Andes, 9, 2ªA. 41008. Sevilla, España.

³ Grupo de Investigación Estructura y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos. Universidad de Cádiz. Cádiz, España.

⁴ C/ Manuel de Falla, 30 41805, Benacazón. Sevilla, España.

Recibido: 20 de diciembre de 2015. Aceptado (versión revisada): 31 de enero de 2016. Publicado en línea: 6 de febrero de 2016.

Palabras claves: invasión, *Ameiurus melas*, Ictaluridae, Guadalquivir, Sevilla.

Keywords: invasion, *Ameiurus melas*, Ictaluridae, Guadalquivir, Seville.

Resumen

Se documentan dos nuevas localidades invadidas por *Ameiurus melas* (Rafinesque 1820): el Paraje Natural Brazo del Este y la Reserva Natural Concertada de la Dehesa de Abajo, ambas en Sevilla. Se ofrece información sobre su progresiva expansión.

Abstract

Two new localities invaded by *Ameiurus melas* are reported: Paraje Natural Brazo del Este and Reserva Natural Concertada de la Dehesa de Abajo. Both localities are protected areas in Seville province (SW Spain). Basic information about the species spread is provided.

El pez gato negro, *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) (Ictaluridae, Siluriformes), es un pez invasor que, recientemente, está experimentando una clara expansión en la península ibérica. Aunque es frecuente considerar que la especie fue introducida por primera vez en el Lago de Bañolas (Gerona, NE de España) a principio del siglo XX por Darder, existen dudas acerca de la identidad de la especie (Clavero, com. pers.). En cualquier caso, la especie no llegó a formar una población abundante, como mostraron García-Berthou & Moreno-Amich (2000), lo que lleva a pensar en la posibilidad de que su expansión en España se deba a varias introducciones independientes. En la mitad portuguesa de la Cuenca del Guadiana fue detectado por primera vez en el año 2003 (Ribeiro et al. 2006). En Andalucía los primeros registros de pez gato negro datan de 2007 y 2008, cuando se capturaron ejemplares de diversas tallas en el río Guadalquivir, a su paso por la ciudad de Sevilla, mientras se realizaban trabajos de seguimiento y control de cangrejo chino (*Eriocheir sinensis* H. Milne Edwards, 1853) (García-de-Lomas et al. 2009).

El pez gato negro es una especie originaria de Norteamérica,

con un área de distribución natural que abarca desde los Grandes Lagos hasta el Norte de México (Page y Burr 1991). Es capaz de colonizar una gran diversidad de medios acuáticos, que incluyen cauces naturales o artificiales, arroyos, marjales, charcas y cualquier cuerpo de agua con corriente lenta o sin ella. Se trata de una especie transformadora del hábitat (remueve limos bentónicos) con alta tolerancia a la contaminación del agua y con capacidad para obtener oxígeno de la superficie (lo que le permite soportar ciertos niveles de anoxias temporales). El pez gato negro alcanza la madurez reproductiva en solo dos años, posee una alta fecundidad y muy rápido crecimiento. Además, es voraz y consume un amplio rango de alimentos, tanto animales como vegetales. Los adultos depredan otros peces, huevos, alevines, larvas de insectos, moluscos, crustáceos e incluso anfibios (Etnier & Starnes 1993; Scott & Crossman 1973; Turner 1966). Como en todos los peces alóctonos no migradores, la causa de su dispersión a larga distancia se debe al ser humano. En el caso del pez gato negro, su dispersión está provocada por ser empleado ilegalmente como cebo vivo en pesca y por la traslocación de ejemplares por parte de algunos pescadores (Morillo González del Tánago et al. 1999). El conjunto de estos factores confiere al pez gato una elevada capacidad de colonización y ha propiciado su éxito como especie invasora en la península ibérica (Vila-Gispert et al. 2005; Leunda et al. 2008; Ribeiro et al. 2008).

Reportamos dos nuevas localidades invadidas –las coordenadas están en ETRS89 referidas al Huso 30S–:

Localidad 1: Paraje Natural Brazo del Este (Sevilla). Se trata de un espacio protegido repartido entre los términos municipales de Coria, Dos hermanas, Utrera, La Puebla del Río, Las Cabezas de San Juan y Lebrija. Coordenadas: 229682 / 4113678. Fecha: 21/11/2015 (Fig. 1).

Localidad 2: Reserva Natural Concertada Dehesa de Abajo, en

el Arroyo Majalberraque (La Puebla del Río, Sevilla). Coordenadas: 217415/4121646. Fecha: 20/08/2011.

En ambas localidades encontramos numerosos ejemplares juveniles en diversas pozas estivales, lo que sugiere su reproducción y asentamiento en estas zonas.

La llegada al Arroyo Majalberraque y la Dehesa de abajo podría deberse a la dispersión natural que aprovecha la conexión del sistema de arrozales y su red de canales con el Guadalquivir. La localidad del Brazo del Este se encuentra a más de 20 kilómetros aguas abajo de la citada por García-de-Lomas et al. (2009), lo que confirma su dispersión por el río Guadalquivir. Es asimismo muy probable que la especie se encuentre mucho más extendida en la provincia de Sevilla. A partir de imágenes compartidas en foros de aficionados a la pesca (<http://pescamoscasevilla.blogspot.com/2009/06/estamatando-el-viar.html>) se ha registrado su presencia en 2009 en el río Viar a 'unos diez kilómetros de Cantillana hacia la Sierra Norte' y en 2010 se indica que su distribución llega hasta

el pantano de Melonares. También parece estar asentado ya en la provincia de Huelva, ya que en 2010 fue citado por primera vez en el Espacio Natural Doñana, reproduciéndose en la Laguna del Sopotón y Vuelta la Arena, término municipal de Almonte (<http://icts.ebd.csic.es/verNoticiaAction.do;jsessionid=2CD7C439A3576FE087747146FC3D979C?idNoticia=32>); <http://icts.ebd.csic.es/verNoticiaAction.do;jsessionid=2CD7C439A3576FE087747146FC3D979C?idNoticia=34>).

En la actualidad la tenencia, transporte y comercio del pez gato negro se encuentran prohibidos por el Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras. Sin embargo, en la práctica resulta imposible una vigilancia de todas las masas de agua para evitar el uso de esta especie como cebo vivo y su liberación intencionada. Dado que la especie ya está presente en numerosos puntos de diversas cuencas, consideramos que lo más probable es que continúe colonizando nuevos puntos del Sur de España.



Figura 1. Ejemplar de *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) capturado en el Brazo de Este (Sevilla). Fecha de la imagen 21/11/2015 (Autor J.A. Barragán).

Agradecimientos

Agradecemos profundamente las sugerencias y comentarios que aportaron los revisores anónimos para la mejora del manuscrito inicial.

Bibliografía

Etnier DA, Starnes WC. 1993. *The Fishes of Tennessee*. Knox-

ville: University of Tennessee Press (disponible en http://trace.tennessee.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1-001&context=utk_utpress).

García-Berthou E, Moreno-Amich R. 2000. Introduction of exotic fish into a Mediterranean lake over a 90-year period. *Archives für Hydrobiologie* 149: 271-284.

García-de-Lomas J, Dana ED, López-Santiago J, González R, Ceballos G, Ortega F. 2009. First record of the North American

- black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) in the Guadalquivir Estuary (Southern Spain). *Aquatic Invasions* 4: 719-723
- Leunda PM, Oscoz J, Elvira B, Agorreta A, Perea S, Miranda R. 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* 73: 96-114
- Morillo González del Tánago M, Giménez Miró A, García de Jalón Lastra D. 1999. Evolución de las poblaciones piscícolas del río Manzanares aguas abajo del embalse de El Pardo. *Limnetica* 17: 13-26.
- Page LM, Burr BM. 1991. *A Field Guide to Freshwater Fishes of North America North of Mexico*, Boston, MA. Houghton Mifflin Company, 432 pp.
- Ribeiro F, Chaves ML, Marques TA, da Costa LM. 2006. First record of *Ameiurus melas* (Siluriformes, Ictaluridae) in the Alqueva reservoir, Guadiana basin (Portugal). *Cybium* 30: 283-284.
- Ribeiro F, Elvira B, Collares-Pereira MJ, Moyle PB. 2008. Life-history traits of non-native fishes in Iberian watersheds across several invasion stages: a first approach. *Biological Invasions* 10: 89-102, doi:10.1007/s10530-007-9112-2
- Scott, WB, Crossman EJ. 1973. *Freshwater fishes of Canada*. Bulletin of Fisheries Research Board of Canada 184: 1-966.
- Turner JL. 1966. Distribution and food habits of ictalurid fishes in the Sacramento-San Joaquin Delta. En: Turner JL, Kelly DW (comp.), *Ecological Studies of the Sacramento -San Joaquin Delta*. Part II: Fishes of the Delta, Fish. Bull. 136, p. 130-143.
- Vila-Gispert A, Alcaraz C, García-Bertou E. 2005. Life-history traits of invasive fish in small Mediterranean streams. *Biological Invasions* 7: 107-116, doi:10.1007/s10530-004-9640-y

CARACTERIZACIÓN DE LA POBLACIÓN DE *Thymus carnosus* BOISS. (LAMIACEAE) EN LA FLECHA DE EL ROMPIDO (LEPE, HUELVA, SUR DE ESPAÑA): BASES PARA LA GESTIÓN

Juan García-de-Lomas¹, María Concepción Saavedra¹, Laura Fernández-Carrillo^{1*}, Óscar Romero¹, Ildefonso Martín¹, Carmen Rodríguez-Hiraldo², Enrique Martínez-Montes³

¹ Agencia de Medio Ambiente y Agua de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

² Departamento de flora y Hongos. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Av. Manuel Siurot 50, 41071, Sevilla.

³ Paraje Natural Marismas del Odiel. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio.

Recibido: 1 de diciembre de 2015. Aceptado (versión revisada): 8 de febrero de 2016. Publicado en línea: 11 de febrero de 2016.

Characterization of the *Thymus carnosus* Boiss. population (Lamiaceae) in El Rompido spit (Lepe, Huelva, South of Spain): bases for management.

Palabras claves: *Thymus carnosus*, distribución, vigor, demografía, sexo, *Retama monosperma*, dunas costeras.

Keywords: *Thymus carnosus*, distribution, vigor, demography, sex, *Retama monosperma*, coastal dunes.

Resumen

El tomillo carnoso, *Thymus carnosus* Boiss. (Lamiaceae) es un pequeño arbusto endémico de la costa suroeste de la Península Ibérica, catalogado como "en peligro crítico" en Andalucía y protegido por la legislación vigente. La Flecha de El Rompido, en la costa onubense de Lepe, alberga el principal núcleo poblacional en España. La expansión del retamar (*Retama monosperma*) supone una amenaza que compromete su conservación. En este trabajo se aportan características de *T. carnosus* en la Flecha de El Rompido en lo que respecta a su distribución local, vigor, sex-ratio, demografía y comunidad vegetal acompañante. *T. carnosus* ocupa preferentemente dunas fijas por vegetación herbácea, entre el sotavento de la duna primaria y el matorral costero más maduro. La abundancia de *T. carnosus* varió entre los núcleos estudiados ($n = 1136$ y 226 individuos en los núcleos 1 y 2, respectivamente), asociándose a diferencias significativas en la cobertura de Retama y la composición de la vegetación acompañante. El núcleo 1, asociado a una menor densidad de Retama, presentó una estructura de tamaños menor, con evidencias de reclutamiento y una proporción de individuos hermafroditas 3,3 veces superior a la de hembras. Por su parte, el núcleo 2, inmerso en una duna fija colonizada por retamar maduro y más cerrado, presentó un mayor tamaño medio, con mayor proporción de pies hembras (hermafroditas/hembras = 1,9) y sin reclutamiento. El vigor fue similar en ambos núcleos. Estos resultados suministran un conocimiento actualizado de *T. carnosus* en el extremo Este de su distribución natural y sirven de base para la planificación de las actuaciones de conservación de la especie y de recuperación de sus hábitats favorables por parte de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, en el marco del proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCÍA.

Abstract

Thymus carnosus Boiss. (Lamiaceae) is a small shrub endemic of the southwest coast of the Iberian Peninsula, which is listed as "critically endangered" in Andalucía and protected by law. El Rompido Spit, in the coast of Lepe (Huelva), houses the main population in Spain. The expansion of the native shrub *Retama monosperma* threatens its conservation. In this paper, the main characteristics of *T. carnosus* in El Rompido Spit are provided, with regard to local distribution, vigor, sex-ratio, demography and accompanying plant community. *T. carnosus* preferably occupies fixed dunes with herbaceous vegetation, between the lee of the primary dune and the mature coastal scrub. The abundance of *T. carnosus* was different between the patches studied ($n = 1136$ and 226 individuals in the patches 1 and 2, respectively) and was associated with significant differences in the coverage of *Retama* and composition of the accompanying vegetation. Patch 1 was associated with a lower density of *Retama*, showed significant smaller sizes, and evidence of recruitment. The proportion of hermaphrodites was 3.3 times higher than females. In contrast, Patch 2 occupied a mature and closed *Retama* shrub, older individuals, a higher proportion of females (hermaphrodites / females = 1.9) and no recruitment. The vigor was similar in both patches. These results provide an updated characterization of *T. carnosus* in the East end of its natural range and provide a basis for action planning to preserve the species and recovery of its favorable habitats, which are being carried out by the Regional Environmental Council, under the LIFE project CONHABIT ANDALUSIA.

Introducción

Thymus carnosus Boiss. (Labiatae) es un arbusto de 15-30 cm de altura, gimnodioico y endémico de la costa suroeste de la Península Ibérica. Se distribuye desde Huelva (en la costa sur de España) hasta Quarteira (en el Algarve Portugués) y desde Lisboa a Sines en la costa oeste de Portugal (IUCN 2013). *T. carnosus* está considerado como “casi amenazado” a nivel global (IUCN 2014) y “en peligro crítico” en Andalucía (Cabezudo et al. 2005). Está protegido por la Directiva 92/43/CEE del Consejo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre (Anexo II) y la legislación española y autonómica vigente (Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la Flora y la Fauna Silvestres; Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas; y Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats). En el territorio español, la especie ocupa el límite este de su distribución natural, donde es característica de dunas fijadas por vegetación herbácea (cod. 2130) (Gracia y Muñoz, 2009). Ha experimentado una pérdida de hábitat debido al desarrollo de urbanizaciones costeras, industrias químicas, nuevas explotaciones agrícolas (p.ej., campos de fresas), así como programas forestales a lo largo del siglo XX (Martínez et al. 2004; Gracia et al. 2011). Aunque no hay información sobre cuántos núcleos españoles de *T. carnosus* (en adelante *Thymus*) han desaparecido, sí hay evidencias de una reducción de sus hábitats favorables (dunas costeras).

La mayor proporción de las poblaciones de *Thymus* en el territorio español se encuentran en la Flecha de El Rompido (Lepe, Huelva, sur de España), con una área de ocupación de aproximadamente 153 ha. En este enclave, la expansión de retama blanca, *Retama monosperma* (L.) Boiss (Fabaceae) es uno de los principales factores que compromete la conservación de *Thymus*. La retama blanca es un arbusto nativo, propio de la provincia biogeográfica gaditano-onubo-algarviense y costa noroeste de África (Valdés et al. 1987). Alcanza 3,5 m de altura y hasta 9 m de diámetro y es fijadora de nitrógeno. De acuerdo a la fotointerpretación de series de fotografías aéreas, la retama blanca ha mostrado una rápida expansión en las últimas décadas, pasando de 15 ha en 1956 a 117 ha en 2001 (Muñoz-Vallés, 2009; Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2013). *R. monosperma* (en adelante *Retama*) forma densos pies que modifican el hábitat favorable para *Thymus*, a través de una reducción de la penetración de la luz y la temperatura del aire e incremento de la humedad relativa bajo sus copas (Esquivias et al. 2015) y del incremento de la concentración de nutrientes en el suelo (Gallego et al. 2010). Estos cambios ambientales dan lugar a: (i) una competencia directa entre *Retama* y *Thymus* por el agua, especialmente en las estaciones secas y años relativamente secos (Esquivias et al. 2014, 2015); (ii) una competencia añadida con las nuevas especies favorecidas por el desarrollo de retama (Muñoz-Vallés et al. 2011); y (iii) menores tasas fotosintéticas de *Thymus* en el interior del sotobosque de retama que en ambientes expuestos (Esquivias et al. 2015). En consecuencia, la mortalidad de los pies de *Thymus* que se encuentran bajo las copas de *Retama* es mayor que en dunas expuestas (Esquivias et al. 2015).

La herbivoría silvestre (conejos) y doméstica (ganado caprino) presente en la Flecha puede ejercer un papel directo o indirecto en la conservación de *Thymus*. De este modo, el conejo tiene un importante papel en la dispersión de semillas de *Retama* mediante endozoocoria, incrementando las tasas de ger-

minación respecto a las obtenida directamente de los frutos (Dellafiore et al., 2006, 2010). El ganado caprino que frecuenta la porción oeste de la flecha afecta a *Thymus* si bien no es por predación sino por pisoteo bajo las retamas (Zunzunegui et al. 2012). A estos factores de amenaza habría que sumar la acción de pisoteo de los visitantes a las playas y los desbroces debidos a la práctica de la caza de aves silvestres con reclamo (Alés et al. 2003), aunque se desconoce la importancia relativa de cada factor en la actualidad.

Por tal motivo, en el marco del proyecto Life Conhabit Andalucía (ref. LIFE13/NAT/ES/000586) se han planteado acciones encaminadas a: (i) mejorar el estado de conservación de *Thymus carnosus* presente en Andalucía y de los hábitats y lugares de interés comunitario presentes en la Flecha de El Rompido (LIC: ES6150006); (ii) evaluar cómo afecta la eliminación de la retama a las comunidades vegetales propias de los sistemas dunares de la Flecha litoral, con especial atención a *Thymus*; (iii) evaluar el efecto del pastoreo y la herbivoría natural (conejos) en los sistemas dunares que albergan al tomillo carnoso. Para ello, y como paso previo al diseño de las actuaciones, se evaluó el estado de conservación de *Thymus* en la Flecha de El Rompido, en base a su distribución local, vigor, sex-ratio, demografía y comunidad vegetal acompañante. Se seleccionaron dos núcleos que representan las distintas situaciones que se dan en esta localidad en su conjunto; sobre todo en cuanto a magnitud de la influencia de los factores que a priori afectan su estado de conservación (densidad *Retama*, presión de ganado, etc.). A partir de esta información se obtienen unas bases para la gestión aplicables al gradiente de situaciones de toda la población.

Material y métodos

Área de trabajo

La Flecha litoral de El Rompido (N 37° 12', W 7° 07') forma parte del espacio natural protegido “Marismas del Río Piedras y Flecha del Rompido” (Fig. 1). Tiene 12 km de longitud y unas 500 hectáreas y discurre paralelamente a la costa Atlántica de Lepe (Huelva). Una descripción detallada de la localidad incluyendo la flora asociada puede encontrarse en Gallego et al. (2006), Muñoz-Vallés et al. (2009) y Dellafiore et al. (2010). El clima es mediterráneo, con veranos secos y calurosos e inviernos suaves y húmedos. La temperatura y precipitación media en la estación de referencia de Huelva (situada a 17 km del área de estudio) para la serie 1981-2010 es de 18,2°C y 525 mm, respectivamente (AEMET, 2015). Dentro de la flecha, *Thymus* se encuentra distribuido de manera heterogénea. Hay un núcleo más o menos continuo al oeste de la flecha (unos 2,3 km) entre la urbanización de La Antilla y el acceso a la playa desde El Terrón. Hacia el este hay rodales cada vez más dispersos, siendo de mayor entidad en las proximidades del acceso desde El Terrón y más aislado a 8 km de distancia desde la urbanización de La Antilla (fig. 1). Los núcleos seleccionados están sometidos a una diferente presión de herbivoría por parte del ganado (Zunzunegui et al. 2012) y se ubican en retamares con diferente grado de madurez y grado de desarrollo (Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2013). De este modo, el núcleo situado a 3 km de La Antilla (en adelante “núcleo 1”; Fig. 1), ocupa un retamar relativamente joven (aprox. 25 años) establecido sobre la porción de la Flecha más estrecha (300 m), con una presión ganadera baja según Zunzunegui et al. (2012). Por su parte, el núcleo más alejado, a 8 km de la Antilla (en adelante “núcleo 2”) ocupa un retamar maduro (edad aproximada = 40 años), establecido sobre la parte más anti-

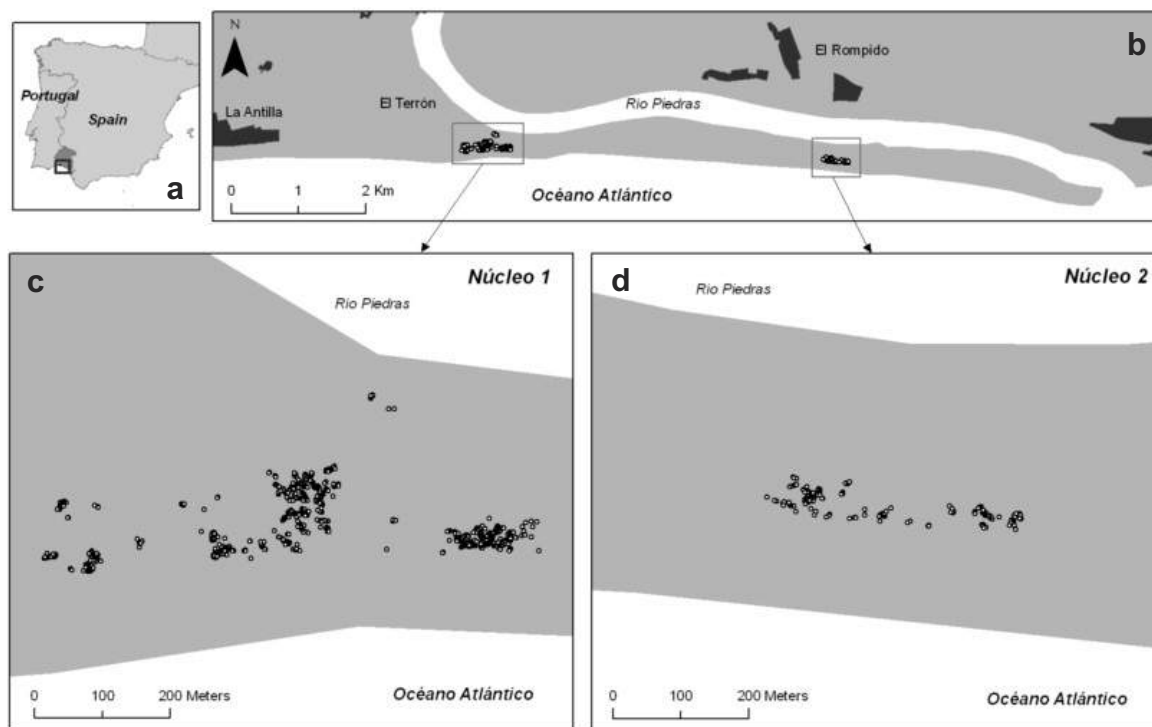


Figura 1. Área de trabajo, mostrando los dos núcleos de *Thymus carnosus* estudiados (a, b). Los puntos en (c) y (d) muestran la distribución de pies *T. carnosus*.

gua de la Flecha (datada entre 855-1045 AD) (Zazo et al. 1994) y con una nula presión ganadera (Zunzunegui et al. 2012).

Características de la población de *Thymus carnosus*: distribución, demografía y sex-ratio

Inicialmente se exploró la distribución de *Thymus* en las zonas seleccionadas, a fin de conocer su densidad y patrón de dispersión/agregación. Para ello se realizaron transectos tanto en los núcleos seleccionados como en sus alrededores, separados una distancia de entre 5-20 m (adaptándose a ña detectabilidad cambiante en función de la densidad de *Retama* y las pendientes del terreno) y registrando el camino (track) seguido mediante GPS (Garmin® etrex Venture HC) para facilitar la orientación. Se georreferenciaron todos los pies de *Thymus* en ambos núcleos (la búsqueda se prolongó hasta completar 200 m sin presencia de *Thymus* en torno a ellos). En ambos núcleos se evaluó el grado de agrupamiento mediante un análisis del vecino más cercano, utilizando para ello la herramienta "average nearest neighbour" de ArcGIS 9.3 y calculado en base a la distancia euclídea. Este análisis ofrece como salida tanto la distancia media entre pies como el ratio (R) del vecino más cercano, calculado como el cociente entre la distancia media observada entre individuos y la distancia media esperada (distribución hipotética aleatoria). Valores del índice $R < 1$ indican un patrón de agregación, mientras que $R > 1$ indica dispersión (ArcGIS Resource Centre; <http://help.arcgis.com/es/arcgis-desktop/10.0/help>; Mitchell, 2005). En primer lugar, se evaluó el grado de agrupación entre todos los individuos georreferenciados para cada núcleo por separado ($n = 1136$ pies para el núcleo 1 y $n = 226$ para el núcleo 2) y, dentro de cada núcleo, entre individuos hembras y hermafroditas por separado ($n = 704$ para el núcleo 1 y $n = 197$ para el núcleo 2). El menor tamaño muestral del segundo caso es consecuencia de que un

porcentaje (13-17%) de cada núcleo eran pies muertos o que no presentaban flores en el momento del muestreo y, por otro lado, no todos los individuos del núcleo 1 fueron sexados.

Puesto que *Thymus* es una especie gimnodioica (con pies hembras y pies hermafroditas) (Fig. 2), se anotó el sexo de cada pie coincidiendo con la época de floración (segunda quincena de junio, 2015). Se midió el perímetro y el vigor de cada pie en un número suficiente de tomillos de cada núcleo ($n = 281$ en el núcleo 1 y $n = 186$ en el núcleo 2). Las plántulas no se incluyeron en las mediciones de talla. Para el vigor, se establecieron 5 categorías en función del porcentaje de tallos verdes (0: 0% – pie totalmente seco-; 1: 1-20%; 2: 21-40%; 3: 41-60%; 4: 61-80%; 5: >81%).

Caracterización de la comunidad vegetal

Se procedió a medir la cobertura de *Retama* en ambos núcleos. Para ello se realizaron 15 transectos de 25 m de longitud por tratamiento y zona ($N = 60$), anotando la proporción del transecto que ocupaba *Retama* (Kent y Coker 1992). Seguidamente (segunda quincena de abril, 2015) se analizó la composición de la comunidad vegetal, diferenciando dos tipos de subambientes: duna expuesta al sol y sotobosque bajo *Retama*. Los datos en las dunas expuestas estuvieron separados de la retama más próxima al menos 3 metros, que son distancias similares a Muñoz-Vallés et al. (2011) y Esquivias et al. (2015), a fin de minimizar el efecto de sombreado que las retamas pueden ejercer en función de su altura y orientación. En cada subambiente se anotó la presencia de cada especie de planta en quadrats de 1 m de lado distribuidos a lo largo de transectos georreferenciados ($n = 200$ por subambiente y zona; $N = 800$ quadrats) y de orientación variable, separados entre sí al menos 25 m. Con los datos de presencia obtenidos



Figura 2. Flores de individuos hermafroditas (a) y hembras (b) de *Thymus carnosus* (Fotos: J. García-de-Lomas).

se calculó el número de especies, S , y el índice de diversidad de Simpson, D , de acuerdo a Magurran (2004) (ec. 1), expresando los resultados como $(1-D)$, de acuerdo a Lande (1996), para que una mayor uniformidad de la comunidad vegetal se corresponda con un mayor valor del índice. La retama se excluyó de los análisis (Wearne y Morgan 2004) para mantener la independencia de la abundancia de esta especie en los parámetros.

$$D = (n_i \cdot [n_i - 1] / N \cdot [N - 1]) \quad (1)$$

Donde n_i es la abundancia de la especie i en la muestra (número de presencias de la especie i en 100 quadrats) y N es el número total de individuos de todas las especies de la muestra.

Análisis estadístico

Se evaluó la normalidad y homocedasticidad de los datos (cobertura de retama, vigor, perímetro, proporción de sexos) entre las dos zonas de trabajo mediante las pruebas de Kolmogorov-Smirnov y Levene, respectivamente. Cuando los datos siguieron una distribución normal y las varianzas eran iguales (cobertura de retama, riqueza, perímetro y proporción de sexos) se aplicó un test de la t-student para evaluar las diferencias entre los dos núcleos de trabajo. En caso de que los datos no fueran paramétricos (vigor, índice de diversidad) se aplicó la prueba de la U Mann-Whitney. Se utilizó el software SPSS® para Windows® versión 20. Con los datos de presencia, se comparó la similitud entre las comunidades de los dos subambientes (duna expuesta y sotobosque de retama) mediante los análisis multivariantes ANOSIM (Analysis of Similarities) y SIMPER (Similarity Percentages (SIMPER) (Warwick, 1988; Magurran, 2004). El análisis SIMPER ofrece como salida el porcentaje de similitud entre los grupos considerados (obtenido como el índice de similitud de Bray-Curtis, multiplicado por 100) mientras que el test ANOSIM sirve para probar la existencia de diferencias significativas entre grupos predeterminados (Clarke 1993; Hammer 2015). Para realizar estos análisis, se usó el software libre Past®, versión 3.10 (Hammer et al. 2001; disponible en: <http://folk.uio.no/ohammer/past/>). Los datos no precisaron pretratamiento. Cada especie se incluyó como campo independiente, indicando en un campo de tipo nominal cada subambiente para poder realizar las com-

paraciones de composición entre subambientes.

Resultados

Características de la población de *Thymus carnosus*: distribución, demografía y sex-ratio

Para ambos núcleos, el análisis del vecino más cercano reveló una distribución claramente agregada. La distancia media observada entre individuos fue de 1,04 m y 1,57 m, con valores de $R = 0,17$ y $0,33$, para los núcleos 1 y 2, respectivamente ($p = 0,01$ en ambos casos) (Tabla 1). Esto muestra que en el núcleo 1 hay varias aglomeraciones de individuos que ocupan en su conjunto una superficie mucho mayor que el núcleo 2 (10,92 y 1,61 hectáreas, respectivamente). Esto da como resultado un menor valor de R a pesar de la menor distancia media entre individuos. La presencia de *Thymus* se concentró en dunas expuestas y claros de retamar, desde el sotavento de las dunas primarias hasta el borde de las zanjas de marea, donde la vegetación dunar da paso a vegetación halófila (e.g., *Salsola brevifolia* Desf. y *Arthrocnemum macrostachyum* (Moris.) Moris in Moris y Delponte). Analizando la distribución por sexos, el patrón fue igualmente agregado (Tabla 1). La separación media entre individuos hembras fue mayor que entre hermafroditas, en concordancia con su menor abundancia relativa. No obstante, la mayor proporción de hembras en la zona 2 (véase más abajo) motivó valores de agregación sensiblemente menores entre las hembras del núcleo 2 ($R = 0,59$) que en el núcleo 1 ($R = 0,24$).

Tabla 1. Distancias observadas entre individuos de *Thymus carnosus* de cada núcleo y valor del ratio (R), obtenidos mediante el análisis del vecino más cercano (Mitchell, 2005).

Individuos	Distancia entre individuos (m)		R	
	Núcleo 1	Núcleo 2	Núcleo 1	Núcleo 2
Todos	1,04	1,57	0,17	0,33
Hermafroditas	1,54	2,23	0,19	0,4
Hembras	3,71	4,72	0,24	0,59

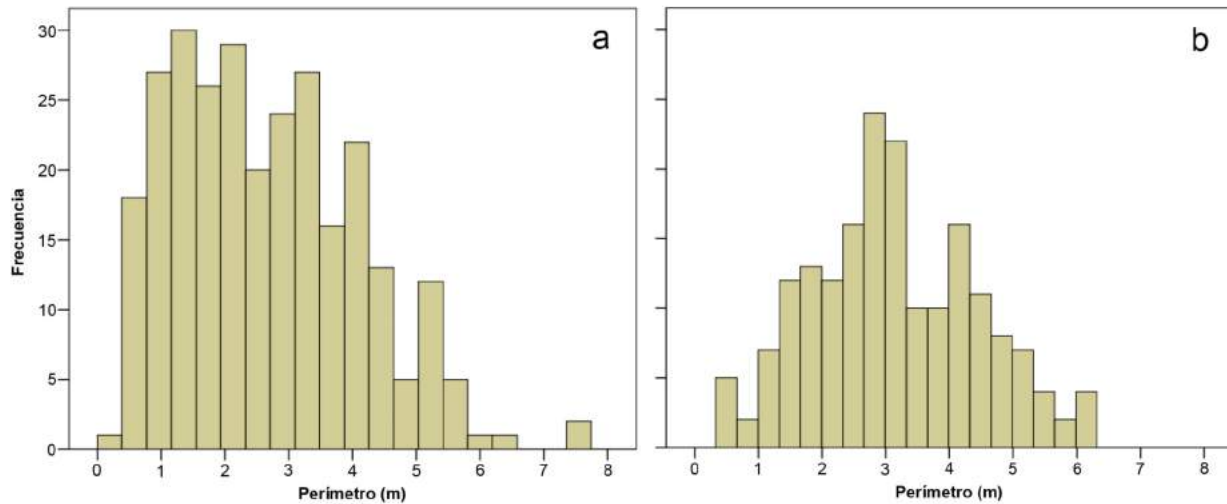


Figura 3. Histograma de tamaños de *Thymus carnosus* en los núcleos 1 (a; n = 281) y 2 (b; n = 186).

En relación a la demografía, se encontraron diferencias significativas ($p < 0,001$, t-test) en el perímetro medio de los tomillos entre los dos núcleos analizados. Así, los tomillos del “núcleo 1” muestran un menor tamaño (media \pm SD = $2,6 \pm 1,4$ m) que los del “núcleo 2” ($3,1 \pm 1,3$ m) y una distribución asimétrica positiva en el núcleo 1 (coeficiente de asimetría de Fisher = 0,58 y 0,20 para los núcleos 1 y 2, respectivamente) que da muestra de una mayor representación de pies jóvenes (Fig. 3). La proporción de pies hermafroditas fue superior al de hembras en ambos núcleos, aunque con diferencias notables entre núcleos (hermafroditas/hembras = 3,3 y 1,9 en los núcleos 1 y 2, respectivamente).

Aunque no se han realizado mediciones, las flores de los pies hembras son a simple vista más pequeñas que las hermafroditas, al igual que en otras especies del mismo género, como *Thymus vulgaris* (Eckhart, 1999; Escolà-Llorens et al. 2012). Además, en el núcleo 1 se observaron evidencias de reclutamiento, con una mayor representación de pies jóvenes y plántulas (fig. 4), cosa que no se apreció en el núcleo 2.

Respecto al vigor de los tomillos, no se apreciaron diferencias significativas entre los dos núcleos analizados ($p = 0,077$, U Mann-Whitney), en ambos casos con una categoría de vigor (mediana) = 4, que se corresponde con un 60-80% de los tallos verdes (fig. 5).

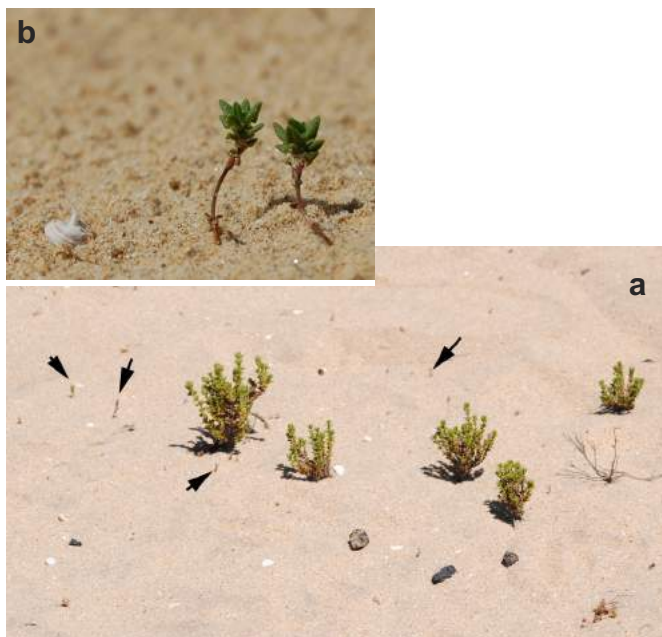


Figura 4. Individuos de *Thymus carnosus* de diferentes tamaños, con evidencias de reclutamiento (las flechas señalan plántulas) (a) y detalle de plántulas (b). Ambas imágenes corresponden al “núcleo 1”. El caracol de (b) tiene 5 mm de diámetro (fotos: J. García-de-Lomas).

Características de la vegetación en los núcleos de actuación

Los dos núcleos analizados se diferenciaron claramente en dos aspectos fundamentales: cobertura de retama y composición de la vegetación. En primer lugar, la cobertura de *Retama* fue significativamente menor ($p = 0,007$; t-test) en el núcleo 1 (cobertura media \pm SD = 54 ± 25 %; $n = 30$) que en el núcleo 2 (72 ± 24 %, $n = 30$). Respecto a la caracterización de la comunidad vegetal por subambientes, las dunas expuestas mostraron una riqueza ($p < 0,001$, t-student) y un índice de diversidad ($p < 0,001$, U Mann-Whitney) significativamente mayor que el sotobosque de *Retama*. Además, si comparamos los valores obtenidos en cada subambiente entre los dos núcleos, la riqueza y diversidad de cada subambiente fue significativamente mayor en el núcleo 2 que en el núcleo 1 (Fig. 6).

Respecto a la composición de la flora, se encontraron diferencias significativas entre los subambientes (duna expuesta vs sotobosque de *Retama*) dentro de cada núcleo ($p = 0,0001$, Anosim) y entre núcleos de *Thymus*. De este modo, el sotobosque de retama del “núcleo 1” fue significativamente diferente ($p = 0,0004$, Anosim) al sotobosque del “núcleo 2”, con una similitud en su composición del 9,3% (Simper). Las especies que más pesaron a la hora de explicar esta escasa similitud fueron *Carduus meoanthus* Hoffmanns. & Link Port., con una cobertura media del 30% y 58% en los núcleos 1 y 2, respectivamente; *Pancratium maritimum* L., abundante en el núcleo 1 (cobertura media = 37%) pero prácticamente ausente

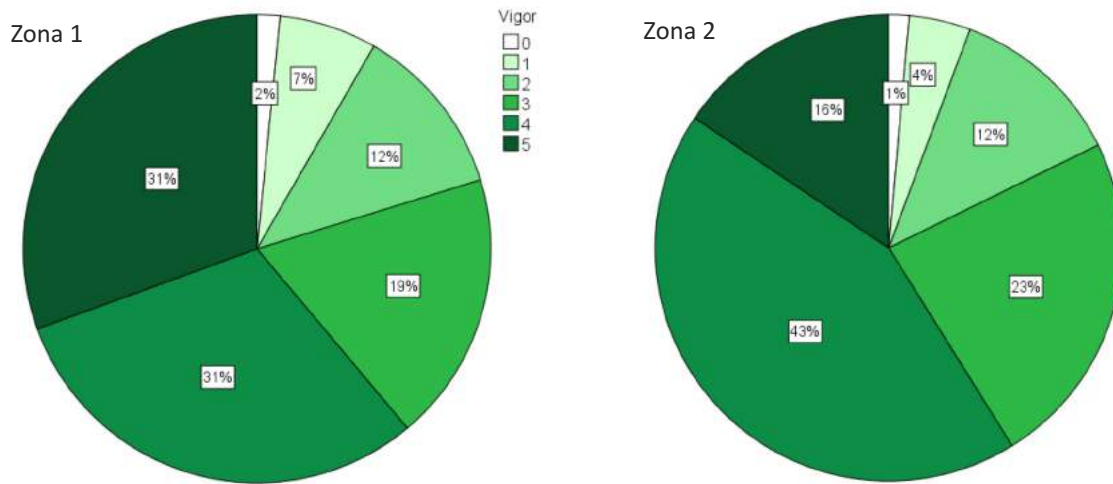


Figura 5. Vigor de *Thymus carnosus* en los dos núcleos analizados. Las categorías de vigor muestran diferentes porcentajes de tallos verdes (0: 0% – pie totalmente seco-; 1: 1-20%; 2: 21-40%; 3: 41-60%; 4: 61-80%; 5: >81%).

en el núcleo 2; *Euphorbia terracina* L., solo presente en el núcleo 2 (cobertura media = 16%); o *Chenopodium murale* L., solo encontrada en el núcleo 1 (cobertura = 7,5%). Por su parte, las dunas expuestas también mostraron diferencias significativas entre núcleos ($p = 0,0001$, Anosim), compartiendo una similaridad del 19,7% (Simper). Estas diferencias se explican por importantes contrastes en la composición, con especies como *Helichrysum picardii* Boiss. & Reuter en Boiss., que abundan en el núcleo 2 (abundancia media = 30%), pero está prácticamente ausente en el núcleo 1. Por el contrario, especies de menor porte como *Echium gaditanum* Boiss., abunda en el núcleo 1 (abundancia media = 37%) pero carece de representación en el núcleo 2.

Discusión

Distribución y hábitat típico de *Thymus carnosus*

La población de *Thymus* en la Flecha de El Rompido muestra una distribución heterogénea, con presencia de algunos núcleos relativamente dispersos y alejados de la zona de mayor densidad (Gallego et al. 2006). La prospección inicial realizada en torno a los núcleos seleccionados cubrió la mayor parte del ancho de la Flecha (entre la duna primaria y la marisma), lo que permite aproximar el hábitat típico de *Thymus*. Varias evidencias sostienen que las dunas fijadas por vegetación herbácea (entre el sotavento de la duna primaria y el matorral costero maduro) y con menor densidad de *Retama*, constituyen un ambiente favorable para *Thymus*: (i) Los rodales de mayor densidad de *Thymus* se han detectado tanto en el núcleo 1 como en torno al acceso a la playa desde El Terrón (datos no mostrados), coincidiendo con una densidad baja o intermedia de *Retama*. (ii) Hay una escasa presencia de *Thymus* en el núcleo 2, coincidiendo con un retamar más maduro y cerrado. A este respecto, las series de fotografías aéreas

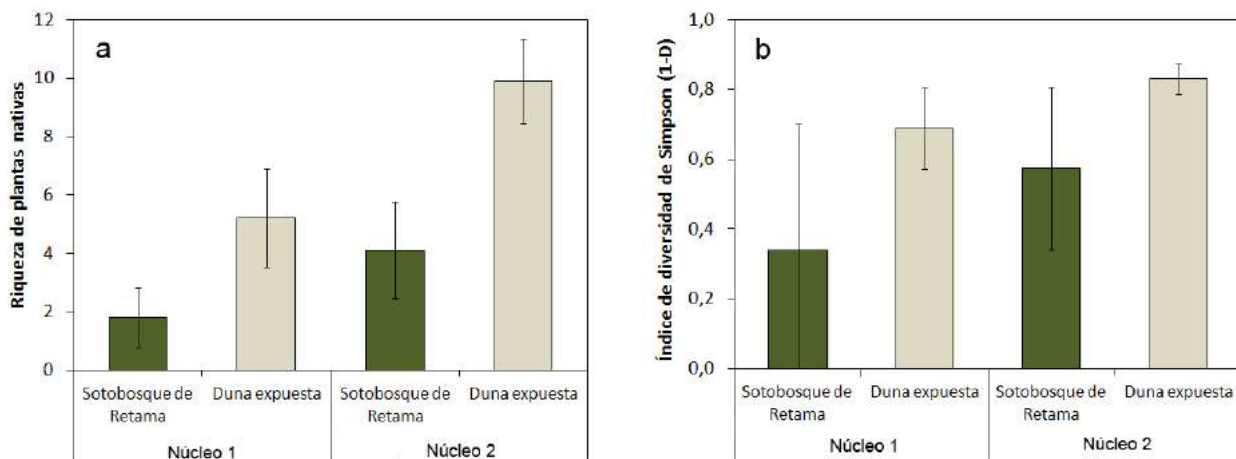


Figura 6. Riqueza (a) e índice de diversidad de Simpson (b) de plantas nativas en los núcleos de *T. carnosus* estudiados, para cada subambiente (interior del sotobosque de *R. monosperma* y dunas expuestas). El núcleo 1 corresponde a un retamar joven con baja presión ganadera mientras el núcleo 2 es un retamar maduro sin ganadería.

muestran una expansión del retamar documentada en el periodo 1956-2001, desde el núcleo central de la Flecha en dirección este y oeste (Muñoz-Vallés, 2009; 2013; Gallego et al. 2010), que concuerda con la cobertura media de *Retama* encontrada en cada núcleo. (iii) Los niveles de riqueza, diversidad y composición de plantas encontrados en el núcleo 1, donde *Thymus* es mucho más abundante, son propios de ambientes de transición duna primaria-duna fija, con abundancia de especies como *Echium gaditanum* o *Pancretium maritimum*. En el núcleo 2, las dunas expuestas (donde aparece *Thymus*) presentan una composición relativamente diferente a las del núcleo 1, con dominancia de especies subarbutivas como *Helichrysum picardii*, *Artemisia crithmifolia* o *Anthemis maritima* L. En este caso la elevada densidad de *Retama* altera la composición típica de la duna fija. (iv) La existencia de reclutamiento solo en el núcleo 1 (algo inédito hasta la fecha en *Thymus carnosus*), sugiere que en este hábitat la población encuentra condiciones más favorables para su desarrollo. En cualquier caso, sería recomendable caracterizar el sector occidental de la población donde también se ha observado reclutamiento en los últimos 10 años (JB Gallego, com. pers.) y la presión de ganado es mucho mayor y pueden ser más evidentes los problemas que éstos ocasionan a la conservación de *Thymus*.

Papel de Retama monosperma sobre Thymus carnosus: ¿un caso de Dr. Jekyll y Mr. Hyde?

Se ha evidenciado que el desarrollo del retamar afecta negativamente la persistencia de *Thymus* (e.g., Muñoz-Vallés et al. 2011; Esquivias et al. 2015). Sin embargo, a la luz de la distribución actual de *Thymus* y a falta de datos históricos de su abundancia, no se puede asegurar si una densidad baja o intermedia de *Retama* podría tener un papel facilitador o igualmente dañino. Desde el punto de vista de la gestión, este aspecto es muy relevante ya que condicionará la decisión de eliminar total o parcialmente *Retama* en los núcleos estudiados. Por un lado, se ha evidenciado que el crecimiento de *Retama* modifica el hábitat, incrementa los nutrientes y la materia orgánica, reduce el pH, la luz incidente y la temperatura respecto a las dunas expuestas y eleva la humedad relativa bajo sus copas (Muñoz-Vallés et al. 2011; Esquivias et al. 2015). Estas condiciones conducen a una creciente competencia entre *Thymus* y *Retama* (p.ej., por el agua) y entre *Thymus* y otras especies anuales nitrófilas (Esquivias et al. 2014, 2015). Esto concuerda con el análisis de la composición de la comunidad acompañante, que mostró niveles de similitud muy bajos entre las dunas expuestas y el sotobosque de *Retama*, así como diferencias significativas entre ambos subambientes. Además, se encontró una reducción significativa de la riqueza y el índice de diversidad de plantas en el sotobosque de *Retama* respecto a las dunas expuestas. Estos resultados contrastan en parte con los obtenidos por Muñoz-Vallés et al. (2011) que encontraron una mayor riqueza bajo la cubierta de *Retama* que en dunas expuestas y no apreciaron diferencias significativas en el índice de diversidad. Aunque ambos análisis se realizaron en primavera, las diferencias encontradas podrían deberse a cuestiones metodológicas como la escala espacial del muestreo (en este estudio: $n = 200$ quadrats de 1 m^2 por subambiente y 2 zonas, $N = 800$; en Muñoz-Vallés et al. 2011: $n = 4$ quadrats por subambiente de $0,25 \text{ m}^2$ por subambiente y 7 zonas, $N = 56$). Ambos resultados tienen sin embargo en común el enriquecimiento de herbáceas anuales (como *Carduus meoanthus*, *Solanum alatum*, *Urtica membranacea*, etc.) bajo la cubierta de *Retama*. En cualquier caso, el análisis multivariante mediante SIMPER y ANOSIM ofrece a

nuestro juicio una evaluación más integral entre las comunidades de cada subambiente, ya que incorpora la identidad de las especies en el análisis, cosa que no hacen otros indicadores como la riqueza o el índice de diversidad.

Estos datos justificarían la decisión de eliminar completamente *Retama* en los núcleos estudiados. Sin embargo, considerando que la presencia de *Thymus* no es rara en el sotobosque de *Retama*, no queda claro si esta presencia es anterior al pie de *Retama* que lo "acoge", o bien la *Retama* ha facilitado el reclutamiento de *Thymus*. Por tanto, no está claro si *Retama* puede tener un efecto facilitador sobre las plántulas de *Thymus* (Esquivias et al. 2015), como se ha documentado en otras especies leñosas en ambientes costeros (Martínez, 2003). Lo cierto es que la estructura de *Retama* cambia tanto con la edad que podría tener una influencia muy distinta (facilitación vs competencia) sobre *Thymus*. Los pies jóvenes de *Retama* presentan ramas ascendentes muy laxas, que se tornan decumbentes y de diámetro creciente con la edad, aislando progresivamente el suelo bajo sus ramas. Por tanto, no sería de extrañar un posible papel facilitador en el caso de pies pequeños o de tamaño intermedio y más o menos dispersos en el espacio, que se tornarían claramente negativo para *Thymus* conforme *Retama* crece o bien se agregan varias retamas. Este proceso de facilitación a edades tempranas y posterior competencia con el tamaño ha sido documentado con otras especies leñosas en ambientes semiáridos y costeros (Valladares et al. 2008; Armas y Pugnaire, 2009). Considerando que las tasas de mortalidad de *Thymus* son mayores al abrigo de *Retama* que en dunas expuestas (Esquivias et al. 2015), este papel facilitador tendría solo un carácter temporal. A favor de esta hipótesis está la evolución del retamar entre 1956-2001 (Muñoz-Vallés et al. 2013): en 1956 el núcleo 1 carecía prácticamente de vegetación, con vestigios de algunos matorrales concentrados en torno a una antigua edificación. En esta localidad, por tanto, no parecía existir ni *Thymus* ni *Retama*, por lo que no es descartable que la colonización inicial de *Thymus* pueda verse facilitada por una estabilización incipiente del substrato mediada por *Retama*.

Respecto a la decisión de eliminar total o parcialmente *Retama* de los núcleos seleccionados, cabe considerar que la condición fisiológica de los pies de *Thymus* en función del subambiente donde crece. Bajo el sotobosque de *Retama*, *Thymus* presenta un mayor contenido en N y clorofila, pero menores tasas fotosintéticas e índice de área foliar (Esquivias et al. 2015). Por ello, una eventual eliminación total de *Retama* conllevaría a un cambio radical de las condiciones ambientales que, a corto plazo, podría afectar negativamente a los pies de *Thymus* bajo *Retama*. Este efecto sería más delicado en el núcleo 2, donde la densidad de *Retama* es mayor y la abundancia de *Thymus* muy reducida. Estos aspectos recomendarían, por precaución, evitar el clareo total de *Retama* en estos núcleos procediendo en su lugar mediante un clareo parcial y progresivo en el tiempo. Sería por tanto recomendable seleccionar los pies de *Retama* indultados en función de la relación de vecindad con *Thymus*, manteniendo por ejemplo retamas jóvenes o medianas y que acogen *Thymus* a su alrededor. Esto reduciría además el riesgo de posibles daños durante los trabajos de desbroce (pisoteo directo, daños por caída o arrastre de ramas de *Retama*...).

Proporción y distribución de sexos

Respecto al análisis de los sexos, la gimnodioecia (o ginodioecia) es un sistema reproductivo frecuente en las labiadas, es-

pecialmente en el género *Thymus* (Morales, 1986). Entre posibles ventajas, la presencia de hembras asegura una polinización cruzada, ya que necesariamente reciben el polen de pies hermafroditas (Charlesworth y Charlesworth, 1987; Cuevas y Abarca, 2006). La reducida proporción de hembras encontradas en este trabajo coincide con lo que apuntan Parra et al. (2000), pero contrasta un poco con lo observado en *Thymus vulgaris* en matorrales mediterráneos (Dommée et al., 1978; Escolà-Llorens et al. 2012), donde la proporción de sexos está más equilibrada. No obstante, la proporción de hembras fue mayor en el núcleo 2 (hermafroditas/hembras = 1,9 frente a 3,3 en el núcleo 1), lo que podría sugerir un estado relativamente senescente, ya que los individuos hembra pueden ser más longevos que los hermafroditas (Van Damme y Van Delden, 1984). La agregación de pies hembras y hermafroditas encontrada en ambos núcleos consideramos que es el resultado de una distribución igualmente agregada del conjunto de la población. Esto recomendaría analizar la posible agregación por sexos en zonas de tomillo distribuidas más uniformemente, lo que podría tener consecuencias sobre los patrones de floración, el flujo genético y el comportamiento de los polinizadores (Kunin, 1993; Eckhart et al. 1999; Ehlers y Thompson, 2004). En cualquier caso, sería recomendable realizar estudios adicionales en *Thymus carnosus* (sobre densidad de flores, polinización, productividad de semillas y viabilidad) para cada sexo, a fin de entender mejor cómo funciona la población y los motivos del limitado reclutamiento en el núcleo 2.

Los datos demuestran que *Thymus* es una especie localmente abundante en la Flecha de El Rompido, que ocupa un hábitat específico, pero restringida geográficamente. Solo en los núcleos analizados se contaron más de 1.300 pies, mientras que en las inmediaciones del acceso a la playa desde El Terrón se contabilizaron más de 2.500 pies (se desconoce el número total de efectivos). Estas características cumplen los criterios de rareza señalados por Groom (2006) e incrementan su vulnerabilidad a la variabilidad demográfica, ambiental y catástrofes (Dunning et al. 2006). Los núcleos estudiados tienen un riesgo añadido de extinción debido principalmente a varios factores: (i) se encuentran en el extremo de su distribución mundial; (ii) están relativamente aislados, son de pequeño tamaño (especialmente el núcleo 2 donde se observan signos de senescencia); (iii) persisten amenazas, como la expansión de matorrales costeros y la ganadería doméstica (Gallego et al. 2010; Muñoz-Vallés et al. 2011, 2013; Zunzunegui et al. 2014); (iv) no se aprecia reclutamiento en uno de los núcleos. Se confirma el efecto negativo de retamares desarrollados sobre *Thymus*, en consonancia con trabajos previos. Todo ello justifica la realización de acciones encaminadas a frenar el avance de *Retama* y preservar estos núcleos más alejados del núcleo principal (especialmente el núcleo 2), así como adaptar las soluciones a las características de cada núcleo concreto. Asimismo, este estudio permite tener un conocimiento inicial (a modo de "foto 0") de núcleos de *Thymus* en La Flecha de El Rompido para evaluar a posteriori el efecto de las acciones de conservación que se llevarán a cabo en el marco del proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCIA.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con el proyecto LIFE CONHABIT ANDALUCIA, coordinado por la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía, y está cofinanciado al 60% a través del programa LIFE+, instrumento fi-

nanciero de la Unión Europea para el medio ambiente. Agradecemos a María Dolores Ramos su ayuda en los trabajos de campo.

Bibliografía

- Aemet. 2015. <http://www.aemet.es/es/serviciosclimaticos/datosclimatologicos/valoresclimatologicos?l=4642E&k=and>; acceso el 9 de julio de 2015).
- Alés EE, Sánchez-Gullón E, Peña J. 2003. Consideraciones sobre la categoría de amenaza para *Thymus carnosus* en el suroeste de España. *Conservación Vegetal. Boletín de la comisión de flora del comité español de la IUCN* 8: 9-10.
- Armas C, Pugnaire FI. 2009. Ontogenetic shifts in interactions of two dominant shrub species in a semi-arid coastal sand dune system. *Journal of Vegetation Science* 20: 535-546.
- Charlesworth D, Charlesworth B. 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 18: 237-268.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143.
- Cuevas E, Abarca CA. 2006. Origen, mantenimiento y evolución del ginodioicismo. *Boletín de la Sociedad Botánica de México* 78: 33-42.
- Dellafiore C, Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB. 2006. Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) as dispersers of *Retama monosperma* (L.) Bois seeds in a coastal dune system. *Ecoscience* 13: 5-10.
- Dellafiore CM, Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S. 2010. The rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) as a seed disperser in a coastal dune system. *Plant Ecology* 206: 251-261.
- Dommée B, Assouad MW, Valdeyron G. 1978. Natural selection and gynodioecy in *Thymus vulgaris* L. *Botanical Journal of the Linnean Society* 77: 17-28.
- Dunning JB, Groom MJ, Pulliam HR. 2006. Species and landscape approaches to conservation. En: Groom MJ, Meffe GK & Carroll CR (eds.) *Principles of conservation biology*, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 419-465.
- Eckhart VM. 1999. Sexual dimorphism in flowers and inflorescences. En: Geber MA, Dawson TE, Delph LF (eds.), *Gender and sexual dimorphism in flowering plants*. Berlin: Springer-Verlag; pp. 123-148.
- Ehlers BK, Thompson JD. 2004. Temporal variation in sex allocation in hermaphrodites of gynodioecious *Thymus vulgaris* L. *Journal of Ecology* 92: 15-23.
- Escolà-Llorens A, Barril-Graells H, Martín A, Primante C, Rodrigo A, Bosch J. 2012. Recursos florals, insectes pol·linitzadors i èxit reproductiu femení en l'especie ginodioica *Thymus vulgaris*. VI Monografies del Garraf i d'Olèrdola, pp. 113-124.
- Esquivias MP, Zunzunegui M, Díaz-Barradas MC, Álvarez-Can-

sino L. 2014. The role of water use and uptake on two Mediterranean shrubs' interaction in a brackish coastal dune ecosystem. *Ecohydrology* 7: 783-793.

Esquivias MP, Zunzunegui M, Díaz-Barradas MC, Álvarez-Cansino L. 2015. Competitive effect of a native-invasive species on a threatened shrub in a Mediterranean dune system. *Oecologia* 177: 133-146.

Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S, Dellafiore C. 2006. Flora and vegetation on Nueva Umbria Spit (Lepe, Huelva). *Ayuntamiento de Lepe, Huelva*, 134 pp.

Gallego-Fernández JB, Muñoz-Vallés S, Dellafiore C. 2010. Expansión de un arbusto nativo-invasivo en dunas costeras: causas y consecuencias ecológicas. *Revista Chagual* 8: 41-48.

Gracia FJ, Alonso C, Del Río L, Abarca JM, Anfuso G, García de Lomas J. 2011. Las dunas del litoral gaditano. En: Sanjaume E, Gracia FJ (eds.), *Las dunas de España*. Sociedad Española de Geomorfología. pp. 359-384.

Gracia FJ, Muñoz JC. 2009. 2130 Dunas costeras fijas con vegetación herbácea (dunas grises). En: VV.AA., *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Groom MJ. 2006. Threats to biodiversity. En: Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (eds.), *Principles of Conservation Biology*, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland, MA, pp. 66-109.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Paleontol Electron* 4(1): 9pp.

Hammer Ø. 2015. PAST Paleontological Statistics Version 3.10. Reference Manual. Natural History Museum, University of Oslo. 248 pp.

IUCN. 2013. *Thymus carnosus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3.

IUCN. 2014. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 07 May 2015.

Kent M, Coker P. 1992. *Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach*. John Wiley and Sons, Chichester.

Kunin WE. 1993. Sex and the single mustard: population density and pollinator behavior effects on seed-set. *Ecology* 74: 2145-2160.

Lande R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.

Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing Company, Victoria, Australia.

Martínez ML. 2003. Facilitation of seedling establishment by an endemic shrub in tropical coastal sand dunes. *Plant Ecology* 168: 333-345.

Martínez F, Montero G, Ruiz-Peinado R, Cañellas I, Candela JA. 2004. *Geobotánica e historia de los pinares de pino piñonero*. Junta de Andalucía.

Mitchell A. 2005. *La Guía de ESRI para el análisis SIG, Volumen 2*. Esri Press.

Muñoz-Vallés S. 2009. *Composición y estructura de la vegetación de la Flecha Litoral de El Rompido, Huelva: Estudio de la expansión de Retama monosperma (L.) Boiss. y su efecto sobre las comunidades del sistema dunar*. Tesis doctoral, Universidad de Sevilla.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C. 2009. Estudio florístico de la Flecha Litoral de El Rompido (Lepe, Huelva). *Análisis y catálogo de la flora vascular de los sistemas de duna y marisma*. *Lagascalía* 29: 43-88.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C, Cambrollé J. 2011. Effects on soil, microclimate and vegetation of the native-invasive *Retama monosperma* (L.) Boiss. in coastal dunes. *Plant Ecology* 212: 169-179.

Muñoz-Vallés S, Gallego-Fernández JB, Dellafiore C, Cambrollé J. 2013. Long-term spatio-temporal expansion of the native-invasive *Retama monosperma* on coastal dunes: importance of land-use and natural dispersal vectors. *Flora – Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* 208: 259-267.

Parra R, Valdés B, Ocaña ME, Díaz-Lifante Z. 2000. *Thymus carnosus* Boiss. En: Blanca G, Cabezudo B, Hernández-Bermejo JE, Herrera CM, Muñoz J, Valdés B (eds.), *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía, Vol 2: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla*, pp. 355-357.

Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E. 1987. *Flora Vascular de Andalucía Occidental, vol. 2*. Ketres Editora, S.A.

Valladares F, Zaragoza-Castells J, Sánchez-Gómez D, Matesanz S, Alonso B, Portsmuth A, Delgado A, Atkin OK. 2008. Is shade beneficial for Mediterranean shrubs experiencing periods of extreme drought and late-winter frosts? *Annals of Botany* 102: 923-933

Van Damme JMM, Van Delden W. 1984. Gynodioecy in *Plantago lanceolata* L. IV. Fitness components of sex types in different life cycle stages. *Evolution* 38: 1326-1336.

Warwick RM. 1988. Analysis of community attributes of the macrobenthos of Frierfjord/Langesundfjord at taxonomic levels higher than species. *Marine Ecology Progress Series* 46: 167-170.

Wearne LJ, Morgan JW. 2004. Community-level changes in Australian subalpine vegetation following invasion by the non-native shrub *Cytisus scoparius*. *Journal of Vegetation Science* 15: 595-604.

Zazo C, Goy JL, Somoza L, Dabrio CJ, Belluomini G, Improta S, Lario J, Bardaji T, Silva PG. 1994. Holocene sequence of sea-level fluctuations in relation to climatic trends in the Atlantic-Mediterranean linkage coast. *Journal of Coastal Research* 10: 933-945.

Zunzunegui M, Esquivias MP, Oppo F, Gallego-Fernández JB. 2012. Interspecific competition and livestock disturbance control the spatial patterns of two coastal dune shrubs. *Plant Soil* 354: 299-309.

Linderiella baetica ALONSO & GARCÍA-DE-LOMAS 2009 (CRUSTACEA, BRANCHIOPODA, ANOSTRACA): ¿AL BORDE DE LA EXTINCIÓN?

Juan García de Lomas¹, Carlos M. García^{1,2}, Francisco Hortas², Florent Prunier³, Dani Boix⁴, Jordi Sala⁴, David León⁵, Laura Serrano⁶, José Prenda⁷, Juan Diego Gilbert⁸, Francisco J. Guerrero⁸, Federico Marrone⁹, María Sahuquillo¹⁰, Antonio Camacho¹⁰, Carla Olmo¹⁰, María Rosa Miracle¹⁰, Carmen Zamora¹¹, Graziella Mura¹², Margarida Machado¹³, Íñigo Sánchez¹⁴, José Ángel Gálvez^{1,2}, Margarita Florencio¹⁵, José Luis Pérez-Bote¹⁶, Miguel Alonso¹⁷

¹ Grupo de Investigación Estructura y Dinámica de Ecosistemas Acuáticos, Universidad de Cádiz, Cádiz, España.

² Depto. Biología, Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales, Universidad de Cádiz, España.

³ Asociación de Educación Ambiental El Bosque Animado, C/Maestro Priego López, 7, 2D, 14004, Córdoba, España.

⁴ GRECO, Institut d'Ecologia Aquàtica, Universitat de Girona, Campus de Montilivi, 17071, Girona, España.

⁵ Asociación Hombre y Territorio, C/Betania 13, (local), 41007, Sevilla, España

⁶ Dpto. Biología Vegetal y Ecología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Edificio Verde, Avda de Reina Mercedes, s/n, 41012, Sevilla, España.

⁷ Depto. de Biología Ambiental y Salud Pública, Facultad de Ciencias Experimentales, Campus Universitario Campus del Carmen, Avda. de las Fuerzas Armadas, 21071, Huelva.

⁸ Dpto de Biología Animal, Biología Vegetal y Ecología, Campus Las Lagunillas, Edificio Ciencias Experimentales y de la Salud, 23071, Jaén, España.

⁹ Dip.to di Scienze e Technologie Biologiche, Chimiche e Farmaceutiche, Sezione di Biologia animale e Antropologia biológica, Via Archirafi 18, 90123, Palermo, Italia.

¹⁰ Dpto Microbiología i Ecología / Institut Cavanilles de Biodiversitat i Biologia Evolutiva, Facultat de Ciències Biològiques, Universitat de València, 46100, Burjassot, Valencia, España.

¹¹ Dpto. Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Granada, C/Severo Ochoa s/n, 18071, Granada, España.

¹² Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università la Sapienza, Roma, Italia.

¹³ CCMAR - Centre of Marine Sciences, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, Ed. 7, 8005-139, Faro, Portugal.

¹⁴ Zoobotanico de Jerez, C/Madreselva s/n, 11408, Jerez de la Frontera (Cádiz, España).

¹⁵ Estación Biológica de Doñana-CSIC, C/Americo Vespucio s/n, 41092, Sevilla, España.¹⁶ Área de Zoología, Facultad de Ciencias, Universidad de Extremadura, Avda. De Elvas s/n, 06071, Badajoz, España.

¹⁷ Departament d'Ecologia, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 643, 08028, Barcelona, España.

Recibido: 16 de marzo de 2016. Aceptado (versión revisada): 18 de marzo de 2016. Publicado en línea: 23 de marzo de 2016.

Linderiella baetica Alonso & García-de-Lomas 2009 (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca): On the verge of extinction?

Palabras claves: lagunas temporales, amenaza, Anostraca, conservación, protección, Cádiz, España.

Keywords: temporary ponds, threat, Anostraca, conservation, protection, Cádiz, Spain.

Resumen

La provincia de Cádiz (sur de España) alberga la única localidad conocida en el mundo de *Linderiella baetica* (Anostraca). En este trabajo se revisa la distribución geográfica de la especie en base a los datos publicados sobre muestreos centrados en grandes branquiópodos y lagunas temporales en Andalucía y el conjunto de la península ibérica. Se resume su situación actual en base a las amenazas para su supervivencia, que se relacionan principalmente con la alteración del hábitat. En la península ibérica se han explorado al menos

1.648 cuerpos de agua (unos 720 en Andalucía). Los datos de prevalencia de *L. baetica* sugieren que se trata de una especie rara (localidades con presencia/localidades muestreadas = $6,07 \cdot 10^{-4}$). La aplicación de los criterios de la IUCN (2012) sugiere que se trata de una especie seriamente amenazada, "en peligro crítico" de extinción. Aunque se barajan varias soluciones de emergencia como la translocación de individuos o sus propágulos a charcas de nueva creación y mantener los esfuerzos de prospección, la conservación de la especie en las circunstancias actuales no se considera viable sin la protección de su hábitat, lo que recomienda su protección legal.

Abstract

The province of Cadiz (South of Spain) hosts the only known locality in the world of *Linderiella baetica* Alonso & García-de-Lomas 2009 (Anostraca). In this paper, the geographical distribution of the species based on published sampling data focused on large branchiopods and temporary pools in Andalusia and the entire Iberian Peninsula is assessed. The current situation is summarized based on the threats to their survival, which are mainly related to habitat alteration. In the Iberian Peninsula, at least 1,646 bodies of water (about 720 in Andalusia) have been explored. Prevalence data suggest that *L. baetica* is a rare species (localities with presence / sample locations = $6.07 \cdot 10^{-4}$). The application of the IUCN (2012) criteria suggests that *L. baetica* is a threatened species, catalogued as "critically endangered". Although several emergency solutions such as translocation of individuals or their propagules to newly created ponds and to sustain the efforts of exploration, conservation of the species in the current circumstances it is not considered viable without the protection of their habitat being considered. The current situation recommends the legal protection of *L. baetica*.

Introducción

En el marco de una población humana creciente, la expansión de las áreas urbanizadas y aprovechamientos humanos sobre hábitats naturales vecinos genera escenarios en los que es necesario abordar la gestión de la vida silvestre en circunstancias especialmente complejas. Si ya es difícil gestionar la biodiversidad en las áreas protegidas (no exentas de eventualidades, intereses y aprovechamientos de carácter antrópico), hacerlo en zonas periurbanas es claramente un reto, donde el clásico dilema entre conservación y desarrollo es especialmente perceptible. Toda experiencia de gestión que como sociedad podamos acumular en este sentido podrá ser útil para abordar situaciones similares en el futuro. A continuación se presenta el caso de una especie de invertebrado acuático que hasta la fecha solo se conoce en una única localidad del planeta, una laguna temporal periurbana. Se pone de manifiesto las dificultades reales que se presentan a la hora de proteger una especie silvestre en tales condiciones, a pesar de su endemidad, rareza y grado de amenaza.

Linderiella baetica Alonso & García-de-Lomas 2009 es un pequeño crustáceo branquiópodo perteneciente al orden Anostraca, que fue recientemente descrito para la ciencia en Puerto Real (Cádiz) (Alonso & García-de-Lomas 2009) (Fig. 1). En este orden se incluyen los comúnmente conocidos como "camarones de la salmuera" (*Artemia* spp.) o "gambas duende" (término aplicado a las especies de agua dulce o salobre) (García-de-Lomas et al. 2015a). Estos animales acuáticos son de cuerpo blando, sin caparazón, con los sexos diferenciados y en su mayoría con reproducción sexual. Tienen hábitos filtradores, alimentándose de fitoplancton, protozoos y detritus orgánicos (Alonso 1996). Los Anostraca se originaron en el Paleozoico, hace aproximadamente 365 millones de años (Gueriau et al. 2016), por lo que han sido reconocidos como auténticos fósiles vivientes. En la actualidad, la mayoría de las especies de Anostraca habitan cuerpos de agua temporales, con adaptaciones a la sequía temporal o prolongada, como la producción de huevos o quistes de resistencia, cuya morfología presenta carácter taxonómico en varias especies (Mura 1986).

Dentro del orden Anostraca, se conocen al menos 353 taxones en el mundo (Rogers 2013). En la península ibérica se conocen 16 especies, de las que 13 son nativas, una exótica

(*Artemia franciscana*) y dos no descritas: *Linderiella* sp. (diferenciada de *L. baetica*) encontrada en Cataluña y *Tanymastix* sp., encontrada en Portugal (Cancela da Fonseca et al., 2008; Sala et al., 2010; Gascón et al., 2012). Los anostráceos destacan por su alto grado de endemidad. De hecho, el 28,8% de las especies existentes se conocen solo en su localidad tipo y el 56,2% habitan en menos de 10 localidades (Rogers 2013). Actualmente, hay 29 especies de anostráceos incluidas en la Lista Roja (IUCN 2014), aunque hasta la fecha ninguna de ellas es ibérica.



Figura 1. Hembra (a) y macho (b) de *Linderiella baetica* (fotos de Carlos M. García).

Linderiella baetica: historia de una búsqueda

La "historia conocida" de *Linderiella baetica* comienza en la década de los 70, en plena campaña de muestreo de las lagunas de la España peninsular para la tesis doctoral de Miguel Alonso (Alonso 1985, 1998), discípulo de D. Ramón Margalef, el padre de la Ecología en España. Entre los más de 2.000 cuerpos de agua en los que tomó muestras (Alonso 1985, 1998), en 1978 encontró unos ejemplares de *Linderiella* sp., en las proximidades de Los Tollos (El Cuervo, Sevilla). Éstos fueron identificados inicialmente como *L. occidentalis* (Dodds, 1923), una especie americana, aunque en un estudio posterior se apreció que presentaban caracteres únicos, lo que sugería que se trataba de una nueva especie (Alonso 1996). La eventual pérdida de aquellas muestras no permitió completar su descripción, aunque sí anotar algunos caracteres, como la morfología de los huevos de resistencia que, a día de hoy, permiten afir-

mar que aquellos especímenes hallados en El Cuervo correspondían a *L. baetica*. Aquel hallazgo motivó que Alonso prospectara la zona repetidamente durante las décadas siguientes, a pesar de residir entonces en Barcelona. En el XII Congreso Español de Limnología celebrado en Oporto en 2004, cuando lo conocimos en persona, nos confesó, con un inusitado espíritu explorador, que “Cada vez que llovía mucho, cogía un avión a Jerez y alquilaba un coche para buscar *Linderiella*”, lo que pone de manifiesto la extraordinaria importancia que otorgaba este experto a aquel descubrimiento que no pudo completarse.

Coincidiendo más o menos con aquel hallazgo de 1978, el entorno de la laguna de Los Tollos fue sufriendo alteraciones importantes motivadas por la expansión del núcleo urbano de El Cuervo y las vías de comunicación cercanas, las explotaciones mineras (la explotación de la mina de palygorskita -o attapulgita- se concede en 1976), el desarrollo de la agricultura intensiva y la deforestación (Fig. 2). Problemas sobreañadidos provienen de un cambio de régimen hidrológico en las zonas excavadas (de temporal a permanente) y de la introducción de especies invasoras como *Gambusia holbrooki* (García-de-Lomas, datos no publicados). Como consecuencia de ello, los encharcamientos temporales cercanos a la laguna donde originalmente se encontró *Linderiella* sp. desaparecieron para siempre sin haber sido estudiados.

Estimulados por aquella cita de Alonso de 1978, algunos jóvenes naturalistas locales mantuvieron desde 1996 un esfuerzo de búsqueda de la especie, que se extendió más allá de los encharcamientos temporales de áreas próximas al núcleo original del descubrimiento de *Linderiella* sp. Así, se prospectaron charcas tanto al sur de la provincia de Sevilla, como por las tierras bajas de la provincia de Cádiz, en el marco de un esfuerzo general por conocer la distribución de branquiópodos en la región (García-de-Lomas et al. 2004; García-de-Lomas & García 2004, 2008). Durante este periodo se exploraron más de 40 encharcamientos en El Cuervo, Gibalbín, Espera, Jerez, Puerto Real, Cádiz, San Fernando, El Puerto de Santa María, Chiclana, Benalup, Conil, Barbate y Tarifa, pero aunque aparecieron otras especies de Anostraca, *Linderiella* no se encontró.

Casi a punto de “tirar la toalla”, en 2007 García-de-Lomas en-

contró ejemplares de *Linderiella* en una pequeña laguna temporal de Puerto Real (Cádiz) conocida como “Carretones”, en la que no se habían realizado prospecciones de invertebrados hasta entonces. Este encharcamiento es uno de los últimos vestigios del conocido como “cinturón perilagunar de Puerto Real” y, a juzgar por su lecho gravoso, se sugiere que pudo formar parte de un antiguo arroyo. Los especímenes gaditanos fueron comparados con otros congéneres (*L. occidentalis*, *L. africana* Thiéry, 1986, *L. massaliensis* Thiéry & Champeau 1988, *L. santarosae* Thiéry & Fugate, 1994) y se constató que se trataba de una especie nueva, completándose su descripción, así como la ecología de la masa de agua durante un ciclo de inundación completo (Alonso & García-de-Lomas 2009). La nueva especie recibió el nombre de *Linderiella baetica*, en alusión a su biogeografía, la antigua provincia romana *Hispania baetica* que hoy constituye Andalucía.

Amenazas para el hábitat y la especie

Paradójicamente, desde que se completó su descripción, se han venido produciendo una serie de acontecimientos que amenazan la supervivencia de la nueva especie, siendo el más importante la propuesta de urbanización de su hábitat.

En el verano de 2007, completado el ciclo de inundación, se apreció la quema de la pradera de helófitos (principalmente *Bolboschoenus glaucus*, *Eleocharis palustris* subsp. *palustris*, *Polypogon maritimus* subsp. *maritimus* y *Baldellia repens* subsp. *baetica*) que ocupaban el vaso lagunar. Dado que el incendio solo afectó a la pradera del vaso lagunar se sugiere que pudo tratarse de una quema controlada. Los incendios han formado parte de la dinámica natural de perturbaciones en prados y sabanas. Wells et al. (1997) concluyen que el fuego no tiene, o tiene un efecto leve sobre los quistes. Otros trabajos mostraron que el fuego provoca una reducción significativa de la diversidad y abundancia del zooplancton (Chittapun 2011), lo que podría tener que ver más con los cambios de las condiciones ambientales de la charca motivadas por el fuego (nutrientes, vegetación, etc.), que podrían afectar indirectamente a los anostráceos, especialmente, que sobre daños en sus formas de resistencia. Esto unido a la ausencia de localidades cercanas con presencia de la especie desde donde se pudieran



Figura 2. Aspecto de la Laguna de Los Tollos y sus inmediaciones en 1956 y 2008. Puede apreciarse la expansión del núcleo urbano de El Cuervo en el extremo noroeste, la explotación minera en el centro y sur de la imagen, el desarrollo de la agricultura intensiva al norte y la deforestación acaecida al sur. Desde 2010 ha sido objeto de restauración a cargo del proyecto LIFE Los Tollos.

producir eventos de recolonización, añadía un primer elemento de preocupación para la supervivencia de *L. baetica*.

En 2008, en pleno trámite de la publicación de la nueva especie, se planifica un centro comercial y de ocio sobre los terrenos de Carretones (Fig. 3). Esta promoción se descartó posteriormente, coincidiendo con el estallido de la burbuja inmobiliaria y la profunda crisis económica que sufrió España en los años siguientes.

En 2010 se inicia el soterramiento y duplicación de la vía de tren a su paso por Puerto Real. Como resultado de las obras y a pesar de los esfuerzos realizados desde la Delegación Pro-



Figura 3. Cartel anunciando la construcción, en 2008, de un centro comercial en los terrenos que albergan *Linderiella baetica* (Foto: J. García-de-Lomas).

vincial de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (véase más adelante), se apreciaron una serie de alteraciones del hábitat (Fig. 4) que hacían temer por la supervivencia de *L. baetica*. Entre ellas, (a) se redujo la superficie del vaso lagunar un 35% tanto por las obras como por la instalación de una nueva glorieta; (b) se produjo la entrada de materiales alóctonos (zahorras) derivados de la construcción de caminos y movimientos de tierras, lo que dio lugar a un incremento de la turbidez y un posible cambio de la química del agua respecto a las condiciones documentadas en su estado original (Fig. 4), que redundaría en mayores tasas de colmatación; (c) los nuevos caminos supusieron un incremento drástico de las pendientes de las orillas, lo que limita el trasiego de la fauna (ej., anfibios y galápagos) y el desarrollo de la vegetación de ribera o la alimentación de la avifauna (LandStudios 2009; Camacho et al. 2011); (d) los caminos empezaron a ser usados por los vecinos de la zona para pasear a sus mascotas, con la consiguiente acumulación de excrementos que con las lluvias podían acabar en el vaso lagunar, provocando eutrofización.

En 2012 se produce la eliminación del retamar adyacente a la laguna, con la consiguiente pérdida de hábitats para las especies del humedal. El actual Plan General de Ordenación Urbana de Puerto Real (disponible en: <http://www.puertoreal.es/riim/pgou/aprobdefpgou.nsf>) destina la parcela que alberga la charca (localmente conocida como "Entrevías") a usos terciarios (actividades comerciales)

y equipamientos deportivos. Esto supondría la pérdida del entorno (ya mermado por la destrucción del retamar) y la ocupación parcial o total del vaso lagunar.

Medidas de conservación

Desde 2008, considerando el riesgo que suponían para la especie los posibles usos sobre los terrenos, se mantuvo un esfuerzo de búsqueda de hábitats similares y se valoró la creación de otros nuevos en el entorno protegido más próximo (Parque Metropolitano Marisma de los Toruños y Pinar de la Algaída), basándose en los requerimientos ambientales de la especie en la localidad tipo. El hallazgo de hábitats similares también serviría para plantear una eventual translocación de individuos maduros o propágulos como última vía en el caso de que hubiera que intentar rescatar la especie. Sin embargo, este proyecto no pudo materializarse, en parte por la escasez de ambientes próximos con características similares (el entorno de la Bahía de Cádiz está dominado por encharcamientos salobres y salinos) y por la falta de recursos para extender el estudio. Entretanto, se realizaron algunas acciones divulgativas sobre la nueva especie y las amenazas que afectan al grupo de los anostráceos y sus hábitats (García et al. 2010; García-de-Lomas et al. 2010).

En 2010, durante las obras de soterramiento de la vía de tren a su paso por Puerto Real, la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente puso en marcha medidas para evitar la total desaparición del hábitat. Con carácter previo a las obras, se incluyeron inventarios de fauna acuática en el Plan de Vigilancia Ambiental. Se establecieron diferentes condicionados en la autorización de obra de cara a evitar que se destruyera completamente el vaso lagunar. Para ello, se delimitó el perímetro del vaso lagunar, se regularon las zonas de acopio y se procedió a compactar un carril de obra para minimizar los aportes de sedimentos al vaso lagunar. Para garantizar estas medidas de protección, se realizaron visitas periódicas por parte del responsable del seguimiento ambiental y los Agentes de Medio Ambiente. Ese mismo año la laguna se inundó y se aprovechó para prospectar la especie tras las alteraciones sufridas. Aunque aparecieron otras especies propias de la comunidad original, como *Triops gadensis* Korn & García-de-Lomas 2010, el endemismo ibérico *Cyzicus grubei* (Simon 1886), y los anfibios *Pleurodeles waltl* Michaelles 1830 e *Hyla meridionalis* Boettger 1874, *L. baetica* no fue detectada. Durante los años siguientes se repitieron los muestreos cada vez que se llenó la laguna, coincidiendo con años excepcionalmente lluviosos (otoño-invierno, 2010-2011; otoño, 2012; y primavera, 2013), pero *L. baetica* siguió sin aparecer, por lo que se temió por su extinción. Durante estos nuevos episodios de inundación, se constató un incremento de la turbidez respecto a las condiciones documentadas en 2007.

Aunque años atrás ya se había planteado la posibilidad de una translocación de propágulos o individuos maduros como medida complementaria a la conservación de su hábitat, fue en 2014 cuando se retomó la idea en el marco del proyecto LIFE Los Tollos. En este proyecto se había previsto la creación de charcas de pequeño tamaño en el entorno de la laguna de Los Tollos (El Cuervo, Sevilla) para favorecer la diversidad de hábitats y la reproducción de anfibios. La translocación es una alternativa compleja, con inciertas garantías de éxito y poco recomendable como estrategia generalizada. De hecho, nunca debe justificarse una decisión de desaparición de superficie o hábitat natural amparándose en que se reproducirá en otra parte. Además, en el caso de especies amenazadas, se recomienda su puesta en marcha mucho antes de que se convierta



Figura 4. (a) Aspecto de la Charca de Carretones en 2007, año del hallazgo de la nueva especie; (b) Carretones en 2010 coincidiendo con las obras de soterramiento de la vía del tren a su paso por Puerto Real. (c) Detalle de las alteraciones en Carretones durante la fase de obra (fotos: J. García-de-Lomas).

en el último recurso (Griffith et al. 1989), como lamentablemente es el caso. La escasa experiencia que se tiene con translocaciones de invertebrados acuáticos (respecto, por ejemplo, a otros grupos taxonómicos como mamíferos o aves) es un factor añadido de incertidumbre, al que habría que sumar el desconocimiento de otros parámetros de gestión como el número de animales liberados, la duración del programa de translocaciones o el grado de competencia en el hábitat receptor (Grif-

fith et al. 1989). El conocimiento de la calidad del hábitat de la especie a translocar es un factor clave asociado al éxito de las translocaciones (Griffith et al. 1989). En este caso, se propuso como guía, la caracterización de la charca de Carretones realizada en 2007 (Alonso & García-de-Lomas 2009). A pesar de estas limitaciones en el conocimiento, se seleccionó esta localidad por situarse dentro del área de distribución natural de la especie (muy próxima a la primera localidad, ya desapare-

cida donde en 1978 se citó *Linderiella* sp.), condición necesaria para que una translocación no se convierta en una invasión planificada (Ricciardi & Simberloff 2009). Al tratarse de hábitats de nueva creación, no se pondría en riesgo, a priori, la supervivencia de otras especies ya establecidas, sino que además, la “inoculación” en las nuevas charcas de propágulos de hábitats similares podría reducir el riesgo de colonización de especies oportunistas e invasoras (Ferren et al. 1998; Incagnone et al. 2015). Actualmente, aunque esta medida fue aceptada por el comité científico y la coordinación técnica del proyecto LIFE Los Tollos, se está a la espera de confirmar que los nuevos encharcamientos recreados presenten características físico-químicas similares a la charca de Carretones.

En enero de 2015, coincidiendo con la inundación parcial de la charca de Carretones, se redescubre *L. baetica*. Se aprovechó la ocasión para enviar huevos de resistencia a la Universidad de Kansas (USA) para cultivo en cautividad, a cargo del Dr. Christopher Rogers, uno de los máximos expertos mundiales sobre branquiópodos. Justo después del redescubrimiento y coincidiendo con el día Mundial de los Humedales se aprovecha por parte de la Sociedad Gaditana de Historia Natural (SGHN) para realizar una visita guiada a esta charca. De esta actividad se hizo eco la revista *Quercus* (2015, num. 350).

Confirmada la presencia de *L. baetica*, en agosto de 2015, la SGHN solicitó su inclusión en los catálogos Español y Andaluz de Especies Amenazadas, como vía para lograr la protección legal de la especie. El procedimiento siguió lo establecido en el Real Decreto 139/2011, de 4 de febrero, para el desarrollo del Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas (art. 6) y en el Decreto 23/2012, de 14 de febrero, por el que se regula la conservación y el uso sostenible de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats (art. 40). La solicitud se tramitó a través de las administraciones estatal y autonómica competentes, en este caso, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía (CMAyOT). A la solicitud se adhirieron 54 firmantes cualificados, procedentes de 10 países (España, Portugal, Italia, Reino Unido, EEUU, Australia, Polonia, Austria, Serbia, Alemania) y 4 asociaciones de ámbito científico, ambiental y de conservación, como la Asociación Ibérica de Limnología, la Asociación Hombre y Territorio, la Asociación de Educación Ambiental “El Bosque Animado” y la Asociación para la Defensa Ecológica de Galiza. La Red Europea de Conservación de Charcas (European Pond Conservation Network) también se hizo eco de la delicada situación de la especie y los esfuerzos iniciados para su catalogación (<http://www.europeanponds.org/linderiella/>), así como la Asociación Italiana de Oceanología y Limnología (<http://www.aiol.info/>).

En noviembre de 2015, el Ministerio responde a la solicitud indicando que será remitida para su examen al Comité Científico, mientras que en enero de 2016, la CMAyOT desestima la petición bajo las premisas de que “no parece que se trate de una especie rara” y que “es desconocida para el público en general”.

***Linderiella baetica*: una especie rara y amenazada**

Con objeto de evaluar la rareza y amenaza de *L. baetica*, se realizó una revisión del grado de conocimiento de los branquiópodos en la península ibérica, en base a los datos publicados

sobre la distribución de branquiópodos y de lagunas temporales prospectadas (se han descartado aquellos trabajos y prospecciones realizados sobre lagos permanentes o semi-permanentes, o aquellos centrados en lagunas temporales en los que no se abordó el estudio de branquiópodos). En función del número de ocurrencias en relación al esfuerzo de muestreo, es decir, en función de la prevalencia observada, es posible establecer si una especie es rara o común. Para ello, se partió de la hipótesis de que una escasa prevalencia de la especie se asocia con una mayor rareza y viceversa.

Utilizando esta valoración previa y sumando los datos conocidos sobre *L. baetica* y su hábitat, así como las amenazas descritas, se evaluó su categoría de amenaza de acuerdo a los criterios de la IUCN (2012, versión 3.1) (Anexo 1). Esta evaluación será trasladada a la organización para su consideración formal, siguiendo los estándares de documentación y verificación de consistencia de las evaluaciones y fichas de especies de la Lista Roja de la IUCN (www.iucn.redlist.org).

En la península ibérica hay un amplio registro de lagunas y charcas temporales muestreadas. Además de las masas de agua muestreadas por Alonso en la España peninsular (1985, 1996, 1998), hay que sumar todas las prospecciones llevadas a cabo con posterioridad en:

- Andalucía (Alonso & Jaume 1991; García-de-Lomas et al. 2004; García-de-Lomas & García, 2004, 2008; Pino et al. 2004; Fahd et al. 2007, 2009; Serrano & Fahd 2005; Boix et al. 2007; Korn et al. 2010; León et al., 2010a, b; Prunier & Saldaña 2010; Prunier et al. 2011; Ripoll et al. 2013; Florencio et al. 2014; Gilbert et al. 2015; Prunier & Matutano 2015; Florencio et al. en prensa);
- Aragón (Sala et al. 2005);
- Asturias (García et al. 2013);
- Cataluña (Vila & Abellà 1990; Boix 2002; Sala et al. 2003);
- Comunidad Valenciana (Fornier & Brewster 2013; Rueda et al. 2006; Miracle et al. 2008; Sahuquillo & Miracle 2010, 2013, 2015);
- Extremadura (Alonso & Jaume 1991; Pérez-Bote 2004; Pérez-Bote et al. 2006; Korn et al. 2010);
- Galicia (Garrido & Galloso 2002)
- Islas Baleares (Pretus 1985, 1987, 1990, 1991, 1993; Boix et al. 2010);
- Murcia (Verdiell-Cubedo 2012; Verdiell-Cubedo & Boix 2014);
- Portugal (Machado et al. 1999a,b, 2001; Grosso-Silva & Soares-Vieira 2002; Cancela da Fonseca et al. 2008; Korn et al. 2010; Machado & Sala 2013);
- y prospecciones específicas en salinas costeras y de interior sobre el género *Artemia* (ej: Amat et al. 2005, 2007).
- Por otro lado, en los territorios del norte de África cercanos al sur peninsular (principalmente Marruecos) las prospecciones también han sido bastante exhaustivas (Thiéry 1986, 1987; Roux & Thiéry 1988; Kadi Hamman et al. 2011; Van den Broeck et al. 2015) y no se ha encontrado esta especie.

En conjunto, se tiene constancia de al menos 1.648 lagunas temporales exploradas en la península ibérica (unas 720 en Andalucía), habiéndose visitado muchas de ellas en más de una ocasión. La presencia de *L. baetica* se ha constatado para una única localidad, lo que resulta en una prevalencia de $1/1.648 = 6,07 \cdot 10^{-4}$.

este dato sugiere que *L. baetica* es una especie rara, a diferencia de otras especies relativamente comunes como *Chiro-*

cephalus diaphanus Prévost, 1803 (prevalencia = 297/1.648 = 0,18); *Branchipus schaefferi* Fischer, 1834 (prevalencia = 243/1.648 = 0,15) o *Tanymastix stagnalis* (Linnaeus, 1758) (prevalencia = 142/1.648 = 0,086).

Por su parte, la evaluación de la categoría de amenaza dio como resultado “en peligro crítico”, cumpliéndose los criterios A3c; B2a,b(i,ii,iii,iv) (anexo 1).

La conservación de especies endémicas desde una perspectiva global

La conservación de la biodiversidad es uno de los principales retos de la humanidad. Se estima que nuestra aparición en el planeta supuso un incremento de 100 - 1000 veces la tasa de extinción y que no cambiar de forma decidida nuestra relación con el resto de la biosfera se incrementará hasta 10 veces más (Pimm et al. 1995). Algunos autores han considerado este ritmo de extinciones comparable al registrado en los períodos de extinciones masivas, aunque no existe un consenso al respecto (Barnosky et al. 2011; Ceballos et al. 2015). En la definición de estrategias más urgentes para, ya no revertir, sino simplemente disminuir la situación actual se ha identificado como objetivo principal para la conservación de la biodiversidad la creación de medidas dirigidas a la preservación de las especies endémicas (Pimm et al. 1995; Myers et al. 2000). Además, si como humanidad tenemos la responsabilidad de preservar la biodiversidad, el caso de las especies endémicas interpela más directamente a las personas de un determinado territorio o país. Así, los esfuerzos y éxitos de la política de conservación de la biodiversidad de un país como España tendría que medirse en buena parte en su capacidad para gestionar y evitar especialmente las extinciones de especies endémicas, especialmente aquellas que tienen una distribución muy limitada o que se localizan en un bajo número de hábitats. En este sentido el grupo taxonómico de los grandes branquiópodos, sometido a una desaparición de sus hábitats temporales (García-de-Lomas et al. 2015a, 2105b, 2015c), incluye diversas especies endémicas de la península ibérica (p.ej., *Branchipus cortesi* Alonso & Jaume 1991, *Tanymastigites lusitanica* Machado & Sala 2013), e incluso incluye los pocos géneros con especies únicamente distribuidas en las zonas mediterráneas del planeta (Boix et al. 2016). Este sería el caso del género *Linderiella*, ya que es el único género de anostráceo completamente endémico del bioma mediterráneo. Además, todas las especies de este género (excepto *L. occidentalis* presente en California) presentan poblaciones muy reducidas (menos de 10 poblaciones conocidas para cada una). Como se justifica a lo largo del presente texto, la situación de *Linderiella baetica* es el caso más extremo de esta situación tan al borde de la extinción. Su desaparición supondría, por todo ello, una mancha a las políticas de conservación a la biodiversidad españolas y, lo más importante, una pérdida de una especie que como ya se ha comentado supone un elemento único de la biodiversidad ibérica y mediterránea.

Conclusiones

Los datos conocidos de distribución de branquiópodos sostienen la consideración de *L. baetica* como una especie rara en Andalucía y, en conjunto, en la península ibérica. Esta especie actualmente se conoce en una única localidad en el mundo. Aunque sigan requiriéndose más muestreos para tratar de encontrar posibles nuevas localidades, la aplicación de los crite-

rios IUCN sugiere que se trata de una especie “en peligro crítico” de extinción. Ello unido a que su hábitat tipo (laguna temporal mediterránea) está considerado hábitat de interés comunitario de carácter prioritario de acuerdo a la Directiva 92/437CE (transpuesta al ordenamiento jurídico español a través de la Ley 42/2007 de Patrimonio Natural y la Biodiversidad) recomienda su protección legal y la puesta en marcha de medidas de conservación.

Agradecimientos

Los autores agradecen a todas las personas que se han adherido a la propuesta de protección legal de *Linderiella baetica*. A la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Cádiz por sus esfuerzos en proteger el vaso lagunar durante la fase de obras de soterramiento de la vía férrea en Puerto Real. A la Sociedad Gaditana de Historia Natural por acoger el proyecto de conocimiento y conservación de *Linderiella baetica*.

Bibliografía

- Alonso M. 1985. Las lagunas de la España peninsular: Taxonomía, ecología y distribución de los cladóceros. Tesis Doctoral. Dpt. Ecología, Univ. Barcelona. 795 pp.
- Alonso M. 1996. Crustacea, Branchiopoda. Fauna Ibérica, vol. 7. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid. 486 pp.
- Alonso M. 1998. Las lagunas de la España peninsular. *Limnetica* 15: 1-176.
- Alonso M, García-de-Lomas J. 2009. Systematics and ecology of *Linderiella baetica* n. sp. (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca, Chirocephalidae), a new species from southern Spain. *Zoosystema* 31: 807-827.
- Alonso M, Jaume D. 1991. *Branchipus cortesi* n. sp.: a new anostraca from western Spain (Crustacea, Branchiopoda). *Hydrobiologia* 212: 221-230.
- Amat F, Hontoria F, Navarro JC, Vieira N, Mura G. 2007. Biodiversity loss in the genus *Artemia* in the Western Mediterranean Region. *Limnetica* 26: 387-404.
- Amat F, Ruiz O, Green AJ, Sánchez MI, Figuerola J, Hortas F. 2005. The American brine shrimp as an exotic invasive species in the western Mediterranean. *Biological Invasions* 7: 37-47.
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, Marshall C, McGuire JL, Lindsey EL, Maguire KC, Mersey, Ferrer EA. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51-57
- Boix D. 2002. Aportació al coneixement de la distribució d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) als Països Catalans. *Butlletí de la Institució Catalana d'Història Natural* 70: 55-71.
- Boix D, Kneitel J, Robson BJ, Duchet C, Zúñiga L, Day J, Gascón S, Sala J, Quintana XD, Blaustein L. 2016. Invertebrates of Freshwater Temporary Ponds in Mediterranean Climates. En: Batzer D, Boix D. (ed). *Invertebrates in Freshwater Wetlands*.

An International Perspective on their Ecology. Springer, New York.

Boix D, Sala J, Gascón S, Ruhí A. 2007. Prospección de branquiópodos (Crustacea) en las lagunas de la Reserva Biológica de Doñana. Oficina de coordinación de la investigación. Estación Biológica de Doñana – CSIC. Ficha de Resultados. 16 pp.

Boix D, Ruhí A, Sala J, Gascón S, Compte J, Quintana XD. 2010. Invertebrats Aquàtics. En: Fraga P, Estaún I, Cardona E (eds). Basses temporals mediterrànies. LIFE BASSES: gestió i conservació a Menorca. Consell Insular de Menorca. Recerca, 15. Maó, pp. 49-283 pp.

Camacho J, Sánchez-Gullón E, Aguilar F, Gómez-Jaén A, Lozano A. 2011. Manual práctico de balsas agrícolas. Diseño y gestión para su mejora ambiental. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 92 pp.

Cancela da Fonseca L, Cristo M, Machado M, Sala J, Reis J, Alcazar R, Beja P. 2008. Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3: 304-320.

Ceballos G, Ehrlich PR, Barnosky AD, García A, Pringle RM, Palmer TM. 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1: e1400253

Chittapun S. 2011. Fire and recovery of resting egg bank: An experimental study in paddy fields in Pathum Thani province, Thailand. *Hydrobiologia* 662: 163-170.

Fahd K, Florencio M, Keller C, Serrano L. 2007. The effect of the sampling scale on zooplankton community assessment and its implications for the conservation of temporary ponds in south-west Spain. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* 17: 175-193.

Fahd, K., Arechederra, A., Florencio, M., León, D. & Serrano, L. (2009). Copepods and branchiopods of temporary ponds in the Doñana Natural Area (SW Spain): a four-decade record (1964–2007). *Hydrobiologia* 634: 219-230.

Ferren Jr., W.R., Hubbard, D.M., Wiseman, S., Parikh, A.K. & Gale, N. (1998). Review of Ten Years of Vernal Pool Restoration and Creation in Santa Barbara, California. En: Witham C.W., Bauder E.T., Belk D., Ferren Jr. W.R., and Ornduff R. (eds.). Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceedings from a 1996 Conference. California Native Plant Society, Sacramento, CA. 1998, pp. 206-216

Florencio, M., Díaz-Paniagua C., Gómez-Rodríguez, C. & Serrano, L. (2014). Biodiversity patterns in a macroinvertebrate community of a temporary pond network. *Insect Conservation and Diversity* 7: 4-2.

Florencio, M., Díaz-Paniagua C. & Serrano, L. (en prensa). Relationships between hydroperiod length, and seasonal and spatial patterns of beta-diversity of the microcrustacean assemblages in Mediterranean ponds. *Hydrobiologia*. DOI 10.1007/s10750-015-2515-7

Forner E, Brewster JE. 2013. First observation of *Triops* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca) in the Natural Park of the Serra d'Irta (Peníscola, el Baix Maestrat). *Nemus* 3: 101-109.

García CM, García-de-Lomas J, Alonso M. 2010. Anostráceos, aguas temporales y conservación de invertebrados. *Quercus* 287: 34-40.

García G, Menéndez JL, Torralba-Burrial A. 2013. Primera cita de *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) (Notostraca: Triopidae) para Asturias (norte de la península Ibérica). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 52: 285-286.

García-de-Lomas J, Amat F, Sánchez I, Boix D, García CM, Alonso M. 2010. Los riesgos de jugar con animales exóticos. *Quercus* 287: 39.

García-de-Lomas J, García CM. 2004. Observaciones de Branchiopoda en lagunas temporales litorales de la provincia. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 3: 277-279.

García-de-Lomas J, García CM. 2008. Observaciones de Branchiopoda en lagunas temporales de la provincia. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 5: 145-151.

García-de-Lomas J, García CM, Canca I. 2004. Caracterización y fenología de las lagunas temporales del Pinar de La Algaida (Puerto Real, Cádiz). *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 4: 105-124.

García-de-Lomas J, Sala J, García CM, Alonso M. 2015a. Clase Branchiopoda, orden Anostraca. *Revista IDE@-SEA* 67: 1-12.

García-de-Lomas J, Sala J, Alonso M. 2015b. Clase Branchiopoda, orden Notostraca. *Revista IDE@-SEA* 71: 1-10.

García-de-Lomas J, Sala J, Alonso M. 2015c. Clase Branchiopoda, orden Spinicaudata. *Revista IDE@-SEA* 68: 1-11.

Garrido J, Gayoso A. 2002. Primera cita de *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) (Branchiopoda: Notostraca) en Galicia (NO España). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 26: 197-198.

Gilbert JD, de Vicente I, Ortega F, Jiménez-Melero R, Parra G, Guerrero F. 2015. A comprehensive evaluation of the crustacean assemblages in southern Iberian Mediterranean wetlands. *Journal of Limnology* 74: 169-181.

Griffith B, Scott JM, Carpenter JW, Reed C. 1989. Translocations as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 477-480.

Grosso-Silva JM, Soares-Vieira P. 2002. Primeiro registo de *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) para Portugal (Crustacea, Branchiopoda, Notostraca, Triopidae). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 30: 176.

Gueriau P, Rabet N, Clément G, Lagebro L, Vannier J, Briggs DEG, Charbonnier S, Olive S, Béthoux O. 2016. A 365-Million-Year-Old Freshwater Community Reveals Morphological and Ecological Stasis in Branchiopod Crustaceans. *Current Biology* 26: 383-390.

Incagnone G, Marrone F, Barone R, Robba L, Naselli-Flores L. 2015. How do freshwater organisms cross the “dry ocean”? A review on passive dispersal and colonization processes with a special focus on temporary ponds. *Hydrobiologia* 750: 103-123.

IUCN. 2012. Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1. Segunda edición. Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido: IUCN. vi + 34pp. Originalmente publicado como IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. Second edition. (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012).

IUCN (2014) Lista roja de la IUCN. (<http://www.iucnredlist.org/>). Acceso el 10 de noviembre de 2015.

Kadi-Hamman C, Benkerroum S, Saad EH, Saad I, Zidane L, Daira A, Fadli M. 2011. Crustacés Euphyllopodes Anostracés du Maroc: inventaire commenté, nouveaux sites de récolte, repartition géographique et structure des associations spécifiques. *ScienceLib* 3: 1-21.

Korn M, Green AJ, Machado M, García-de-Lomas J, Cristo M, Cancela da Fonseca L, Frisch D, Pérez-Bote JL, Hundsdoerfer AK. 2010. Phylogeny, molecular ecology and taxonomy of southern Iberian lineages of *Triops mauritanicus* (Crustacea: Notostraca). *Organisms, Diversity and Evolution* 10: 409-440.

LandStudios. 2009. Guía metodológica de actuaciones de restauración de puntos de agua en ecosistemas mediterráneos. Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge, Generalitat Valenciana. 261 pp. Disponible en: http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=home.showFile&rep=file&fil=Amfibios_Mediterraneos_Manual.pdf

León D, Peñalver P, Casas J, Juan M, Fuentes F, Gallego I, Toja J. 2010a. Zooplankton list from farm ponds of Andalusia (south of Spain) during 2007-2009. *Limnetica Internet* 2:1-6

León D, Peñalver P, Casas J, Juan M, Fuentes F, Gallego I, Toja J. 2010b. Zooplankton richness in farm ponds of Andalusia (southern Spain). A comparison with natural wetlands. *Limnetica* 29: 153-162.

Machado M, Cristo M, Cancela Da Fonseca L. 1999a. Non-cladoceran branchiopod crustaceans from Southwest Portugal. I. Occurrence notes. *Crustaceana* 72: 591-602.

Machado M, Cristo M, Cancela Da Fonseca L. 1999b. Biological data on *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) and *Cyzicus grubei* (Simon, 1886) -crustacea, branchiopoda- in SW Portugal temporary ponds. *Limnetica* 16: 1-7.

Machado M, Cristo M, Cancela Da Fonseca L. 2001. Non-cladoceran branchiopod crustaceans from Southwest Portugal. I. Occurrence notes. *Crustaceana* 72: 591-602.

Machado M, Sala J. 2013. *Tanymastigites lusitanica* sp. nov. (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca) from Portugal, first representative of the genus in Europe. *Zootaxa* 3681: 501-523.

Miracle MR, Sahuquillo M, Vicente E. 2008. Large branchiopods from freshwater temporary ponds of Eastern Spain. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 30: 501-505.

Mura G. 1986. SEM morphological survey on the egg shell in Italian anostracans (Crustacea, Branchiopoda). *Hydrobiologia* 134: 273-286.

Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Da Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities.

Nature 403: 853-858.

Olmo C, Fandos D, Armengol X, Ortell R. 2015. Combining field observations and laboratory experiments to assess the ecological preferences of *Tanymastix stagnalis* (L., 1758) (Crustacea, Branchiopoda) in Mediterranean temporary ponds. *Ecological Research* 30: 663-674.

Pérez-Bote JL. 2004. New records of large branchiopods (Branchiopoda, Anostraca, Notostraca, and Spinicaudata) from Extremadura (Southwestern Iberian Peninsula). *Crustaceana* 77: 871-877.

Pérez-Bote JL, Muñoz A, García JM, Rodríguez SP, Romero AJ, Corbacho P, Fernández J. 2006. Distribución, estatus y conservación de los grandes branquiópodos (Crustacea, Branchiopoda) en Extremadura (SO de la Península Ibérica). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30: 41-57.

Pimm SL, Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M. (1995). The future of biodiversity. *Science* 269: 347-350.

Pino J, Quetglas J, Sánchez M. 2004. Un bicho raro en lo alto de una peña. *Boletín del Parque Natural Los Alcornocales* 6: 16.

Pretus JL. 1985. Els Branquiòpodes, 204-210. A: *Enciclopèdia de Menorca*. Obra Cultural de Menorca, Maó.

Pretus JL. 1987. Presència d'elements estepàrics a les aigües dolces de Menorca: crustacis eufil·lopodes. Nota preliminar. *Bolletí de la Societat d'Història Natural de les Balears* 31: 153-154.

Pretus JL. 1990. A commented check-list of the Balearic branchiopoda (Crustacea). *Limnetica* 6: 157-164.

Pretus JL. 1991. Crustáceos epigeos e hipogeos de las Baleares. Tesis doctoral, Universitat de Barcelona.

Pretus JL. 1993. On the distribution of epicontinental crustaceans in the Balearic Islands and their partitioning of the water salt content range. *Verhandlungen / Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 25: 1035-1042.

Prunier F, Matutano J. 2015. Importancia de la dehesa La Atalaya (Coria del Río, España) para los grandes branquiópodos (Branchiopoda). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 56: 173-178.

Prunier F, Saldaña S. 2010. Grandes branquiópodos (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca, Spinicaudata, Notostraca) en la provincia de Córdoba (España) (Año hidrológico 2009/2010). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 47: 349-355.

Prunier F, Sosa R, Saldaña S. 2011. Grandes branquiópodos (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca, Spinicaudata, Notostraca) en la provincia de Córdoba (España) (Año hidrológico 2010/2011). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 49: 223-226.

Ricciardi A, Simberloff D. 2009. Assisted colonization is not a viable conservation strategy. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 248-253.

Ripoll J, de las Heras M, Moreno-Benítez JM, Prunier F, Solano

F. 2013. Grandes branquiópodos (Crustacea, Branchiopoda, Anostraca, Notostraca) en la provincia de Málaga, España (Año hidrológico 2012/2013). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 11: 163-177.

Rogers DC. 2013. Anostraca catalogous (Crustacea: Branchiopoda). *The Raffles Bulletin of Zoology* 61: 525-546.

Roux P, Thiéry A. 1988. Complément à la répartition des Crustacés Branchiopodes Anostraca, Notostraca et Conchostraca du Maroc: le Maroc Oriental. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* 124: 225-233.

Rueda J, Aguilar-Alberola JA, Mezquita F. 2006. Contribución al conocimiento de los crustáceos (Arthropoda, Crustacea) de las Malladas de la Devesa del Parque Natural de la Albufera (Valencia). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30: 9-29.

Sahuquillo M, Miracle MR. 2010. Crustáceos. En: Sancho V, Lacomba I (eds), *Conservación y Restauración de Puntos de Agua para la Biodiversidad*. Colección Manuales Técnicos de Biodiversidad, 2, Generalitat Valenciana. Conselleria de Medi Ambiente, aigua, Urbanisme i Habitatge, pp. 48-55.

Sahuquillo M, Miracle MR. 2013. The role of historic and climatic factors in the distribution of crustacean communities in Iberian Mediterranean ponds. *Freshwater Biology* 58: 1251-1266.

Sahuquillo M, Miracle MR. 2015. Crustacean diversity and conservation value indexes in pond assessment: implications for rare and relict species. *Limnetica* 34: 333-348.

Sala J, Amat F, Boix D, Fonseca LC, Cristo M, Florencio M, García-de-Lomas J, Gascón S, Machado M, Miracle MR, Pérez-Bote JL, Rueda J, Ruhí A, Sahuquillo M, Serrano L. 2010. Updating the distribution and conservation status of large branchiopods in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *XV Congreso de la AIL, Book of Abstracts*, p. 46.

Sala J, Boix D, French M. 2003. Noves localitzacions d'anostracis i notostracis (Crustacea: Branchiopoda) a Catalunya. *Scientia gerundensis* 26: 9-13.

Sala J, Gascón S, Boix D. 2005. Nueva localidad para *Branchinecta media* (Crustacea: Anostraca) en Los Monegros. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 37: 164.

Serrano L, Fahd K. 2005. Zooplankton communities across a hydroperiod gradient of temporary ponds in the Doñana National Park (SW Spain). *Wetlands* 25: 101-111.

Thiéry A. 1986. Les crustacés branchiopodes (Anostraca, Notostraca et Conchostraca) du Maroc occidental. I. Inventaire et répartition. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* 122: 145-155.

Thiéry A. 1987. Les Crustacés Branchiopodes Anostraca, Notostraca et Conchostraca des milieux limniques temporaires (dayas) au Maroc. *Taxonomie, biogéographie, ecologie*. Ph.D. Thesis. Université d'Aix-Marseille III, Marseille. 405 p.

Van den Broeck M, Waterkeyn A, Brendonck L, Rhazi L. 2015. Distribution, coexistence, and decline of Moroccan large branchiopods. *Journal of Crustacean Biology* 35: 355-365.

Verdiell-Cubedo D. 2012. Inventario y estado de conservación de las charcas ganaderas en la Región de Murcia (SE Peninsula Iberica). *Anales de Biología* 34: 1-8.

Verdiell-Cubedo D, Boix D. 2014. Primeros datos sobre la distribución de grandes branquiópodos (Crustacea: Branchiopoda) en la Región de Murcia (SE España). *Anales de Biología* 36: 65-69.

Vila X, Abellà CA. 1990. Les sorgències del Pla d'Usall. *Quaderns del Centre d'Estudis Comarcals de Banyoles (1988-1989)*: 7-22.

Wells ML, Hathaway SA, Simovich MA. 1997. Resilience of anostracan cysts to fire. *Hydrobiologia* 359: 199-202.

Anexo 1. Categoría de amenaza de *Linderiella baetica* según los criterios de IUCN (2012).

Las categorías de la IUCN ofrecen una guía clara y objetiva para evaluar los diferentes factores relacionados con el riesgo de extinción. Estas categorías son fruto de un amplio consenso y reconocimiento internacional y son de aplicación para la mayoría de los organismos y cualquier área geográfica o política. Existe una gama de criterios cuantitativos que definen las categorías "en peligro crítico", "en peligro" o "vulnerable". Estas tres categorías se describen como "amenazadas". El cumplimiento de tan solo uno de estos criterios hace posible que un taxón pueda ser incluido en ese nivel de amenaza. Conforme al protocolo, se evaluó *Linderiella baetica* con todos los criterios (A-E). Se indica con un "OK" cuando cumple el criterio; con una cruz (X) cuando no lo cumple, y con el símbolo "*" cuando no ha sido posible evaluarlo por falta de datos. Se indica la justificación.

A) Reducción del tamaño de la población basada en cualquiera de los siguientes puntos.

1. La población ha experimentado una reducción observada, estimada, inferida o sospechada $\geq 90\%$ en los últimos 10 años o en tres generaciones, dependiendo de cuál sea el período más largo, en el que se puede demostrar que las causas de la reducción son claramente reversibles y entendidas y que han cesado, basándose en y cumpliendo al menos una de las siguientes opciones:

- 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, hibridación, patógenos, contaminantes, competidores o parásitos. *

2. La población ha experimentado una reducción observada, estimada, inferida o sospechada $\geq 80\%$ en los últimos 10 años o en tres generaciones, dependiendo de cuál sea el período más largo, donde esa reducción, o sus causas, pueden no haber cesado, O pueden no ser entendidas, O no ser reversibles, basándose en y cumpliendo al menos una de las opciones (a) a (e) mencionadas en A1. *

3. Una reducción de la población $\geq 80\%$ que se proyecta o se sospecha será alcanzada en los próximos 10 años o tres generaciones, dependiendo de cuál sea el período más largo (hasta un máximo de 100 años), basándose en y cumpliendo al menos una de las opciones (b) a (e) mencionadas en A1. (OK: c) está proyectada la urbanización de la mayor parte de la parcela que alberga la charca en los próximos 3 años. Incluso si se deja parte del vaso lagunar, es previsible una reducción de la calidad del hábitat derivado de la entrada al sistema de nutrientes, contaminantes, así como una alteración del hidropereíodo, que se sospecha que reducirán la población $\geq 80\%$ en los próximos 10 años).

4. Una reducción de la población observada, estimada, inferida, o sospechada $\geq 80\%$ en un período de 10 años o tres generaciones, dependiendo de cuál sea el período más largo (hasta un máximo de 100 años en el futuro), donde el período de tiempo debe incluir el pasado y el futuro, y la reducción o sus causas pueden no haber cesado, O pueden no ser entendidas, O pueden no ser reversibles, basándose en y cumpliendo al menos una de las opciones (a) a (e) mencionadas en A1. (*)

B) Distribución geográfica en la forma B1 (extensión de presencia) o B2 (área de ocupación) O ambas:

1. Extensión de presencia estimada menor a 100 km² (*: no se puede calcular la extensión de presencia con una única localidad conocida) y estimaciones indicando el cumplimiento de, al menos, dos de los puntos a-c.

a. Severamente fragmentada o conocida en una sola localidad.
b. Disminución continua, observada, inferida o proyectada, en cualquiera de los siguientes aspectos:

- i. Extensión de presencia
- ii. Área de ocupación
- iii. Área, extensión y/o calidad del hábitat
- iv. Número de localidades o subpoblaciones.
- v. Número de individuos maduros.

c. Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes aspectos: (*: no es aplicable, dado que el hábitat no es objeto de usos fluctuantes y reversibles).

- i. Extensión de presencia.
- ii. Área de ocupación.
- iii. Área, extensión y/o calidad del hábitat.
- iv. Número de localidades o subpoblaciones.
- v. Número de individuos maduros.

2. Área de ocupación estimada menor a 10 km² (OK: el área de ocupación ocupa 0,008 km²) y estimaciones indicando el cumplimiento de, al menos, dos de los puntos a-c.

a. Severamente fragmentada o conocida en una sola localidad. (OK: la especie solo se conoce en la Charca de Carretones de Puerto Real, a pesar del elevado número de charcas y lagunas prospectadas en Andalucía y el resto de la península ibérica).
b. Disminución continua, observada, inferida o proyectada, en cualquiera de los siguientes aspectos:

- i. Extensión de presencia (OK: se ha observado una reducción de la superficie natural en los últimos 5 años y está proyectada la construcción de la parcela que alberga la laguna)
- ii. Área de ocupación (OK: se ha observado una reducción de la superficie natural en los últimos 5 años y está proyectada la construcción de la parcela que alberga la laguna).

iii. Área, extensión y/o calidad del hábitat (OK: es previsible una disminución del área, extensión y calidad del hábitat con la construcción de la parcela que alberga la laguna. Durante la fase de obra de duplicación y soterramiento de la vía del tren a su paso por Puerto Real se aportaron áridos alóctonos a la laguna que incrementaron su turbidez (Fig. 3). La construcción de un carril alrededor del vaso lagunar ha incrementado bruscamente las pendientes de la charca. Este carril es usado por los vecinos para pasear mascotas, lo que conlleva la acumulación de excrementos, con el consiguiente riesgo de eutrofización).

iv. Número de localidades o subpoblaciones. (OK: la construcción de infraestructuras en la parcela que alberga la charca conllevaría la desaparición de la localidad).

v. Número de individuos maduros. (*)

c. Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes aspectos: (*: no es aplicable, dado que el hábitat no es objeto de usos fluctuantes y reversibles).

- i. Extensión de presencia.
- ii. Área de ocupación.
- iii. Área, extensión y/o calidad del hábitat.
- iv. Número de localidades o subpoblaciones.
- v. Número de individuos maduros.

C) Tamaño de la población estimada en menos de 250 individuos maduros (*) y ya sea:

1. Una disminución continua estimada de, al menos, un 25% en un periodo de tres años o una generación, según la cual sea el periodo más largo (hasta un máximo de 100 años en el futuro) (*: no se dispone de datos del número de individuos maduros en varios ciclos de inundación completos), O

2. Una disminución continua, observada, proyectada o inferida, en el número de individuos maduros Y al menos uno de los siguientes subcriterios (*: no se dispone de datos del número de individuos maduros en varios ciclos de inundación completos) (a-b):

a. Estructura poblacional en una de las siguientes formas:
i. Se estima que ninguna subpoblación contiene más de 50 individuos maduros, O
ii. Por lo menos el 90% de los individuos maduros están en una subpoblación (*: solo se conoce una población).

b. Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros (*: no se dispone de datos del número de individuos maduros en varios ciclos de inundación completos).

D) Se estima que el **tamaño de la población** es menor de 50 individuos maduros. (*: sin datos disponibles desde 2007).

E) El análisis cuantitativo muestra que la **probabilidad de extinción** en estado de vida silvestre es de, al menos, un 50% dentro de 10 años o tres generaciones, dependiendo de cuál sea el periodo más largo (hasta un máximo de 100 años). (*: sin datos disponibles).

Conclusión: *Linderiella baetica* debería ser considerada una especie "En peligro crítico", según los criterios: A3c; B2a,b(i,ii,iii,iv).

NÚMERO DE GENERACIONES (VOLTINISMO) EN VARIAS ESPECIES DE MARIPOSAS DIURNAS EN UNA POBLACIÓN DE JEREZ DE LA FRONTERA (CÁDIZ)

Mariano Cuadrado

Departamento Técnico. ZooBotánico de Jerez, Madreselva s/n, E-11408 Jerez de la Frontera, Cádiz, España.

Recibido: 31 de marzo de 2016. Aceptado (versión revisada): 12 de abril de 2016. Publicado en línea: 5 de mayo de 2016.

Number of generations (voltinism) in several diurnal butterfly species in a population of Jerez de la Frontera (Cádiz)

Palabras claves: fenología, ciclo anual, número generaciones, mariposas, sur de la península ibérica.

Keywords: phenology, annual cycle, number of generations, butterflies, South of the Iberian Peninsula.

Resumen

Este trabajo analiza el número de generaciones registradas durante un año (definido en biología como voltinismo) para varias especies de mariposas diurnas presentes en los jardines del ZooBotánico de Jerez durante dos ciclos anuales completos (2014 y 2015). Para cuantificar el número de generaciones se analizó la variación en el tiempo del número de ejemplares y el número de máximos registrados cada año asumiendo que los "picos de abundancia" corresponden a una misma generación. Las especies analizadas han sido *Vanessa atalanta*, *V. cardui*, *Pieris rapae*, *P. brassicae*, *Pararge aegeria*, *Iphiclides podalirius* y *Papilio machaon*. Para el conteo de mariposas, se seleccionó un itinerario de 2 km de longitud que se repetía una vez al día, en días con climatología favorable. En cada recorrido, se contabilizó el número de mariposas interceptadas durante el recorrido en un transecto de anchura y altura fijas, siguiendo el protocolo establecido por BMS (Butterfly Monitoring Scheme). En total, se realizaron 278 conteos (130 en 2014 y 148 en 2015) desde enero a diciembre de cada año. Se contabilizaron un total de 2506 mariposas (405 *V. atalanta*, 26 *V. cardui*, 482 *Pieris rapae*, 346 *P. brassicae*, 1065 *Pararge aegeria*, 154 *Iphiclides podalirius* y 28 *Papilio machaon*, datos de ambos años agrupados). Con excepción de *Papilio machaon*, todas las especies fueron observadas durante más de 7 meses al año en el área de estudio. La fenología registrada en las dos especies de *Vanessa* difiere del resto de especies ya que presentan dos máximos de abundancia (a finales de invierno y otoño) y por el contrario se rarifican en verano. El resto de las especies son más abundantes a finales de la primavera y presentan otro pico de abundancia, menor al de primavera, en otoño. El número de generaciones registradas varió entre 2 y 4 para las especies del Género. *Vanessa*, *Iphiclides podalirius* y *P. machaon* y 4 ó más generaciones para *P. rapae*, *P. brassicae* y *Pararge aegeria*. Nuestros resultados ponen de manifiesto la importancia del seguimiento de mariposas en el tiempo para comprender su ciclo biológico y las estrategias vitales que siguen las distintas especies.

Abstract

Here we analyzed voltinism (i.e. the number of generations recorded for a species during a year) in several diurnal butterflies at a Mediterranean community for 2 years. The study area was settled at the garden of ZooBotanic Jerez (Jerez, Cádiz, South of Spain). We counted the number of butterflies intercepted while following a fixed itinerary of 2 km following the BMS (Butterfly Monitoring Scheme) methodology performed once in a day. Species included here were *Vanessa atalanta*, *V. cardui*, *Pieris rapae*, *P. brassicae*, *Pararge aegeria*, *Iphiclides podalirius* and *Papilio machaon*. The number of censuses was 278 (130 in 2014 and 148 in 2015) and the overall number of butterflies was 2506: *V. atalanta* (405), *V. cardui* (26), *Pieris rapae* (482), *P. brassicae* (346), *Pararge aegeria* (1065), *Iphiclides podalirius* (154) and *Papilio machaon* (28) (data of both years pooled). With the exception of *Papilio machaon*, all the species were recorded during more than 7 months in the study area. Both *Vanessa* butterflies showed a different phenological status recording two maximum periods (one at the end of winter and another in autumn) with a similar abundance of individuals in both periods. Both species were very rare during the summer. On the contrary, the other species were more abundant in the late spring and in autumn being the first maximum remarkably higher. The number of generations greatly varied among species and between years. We recorded between 2 and 4 generations in both species of *Vanessa*, *Iphiclides podalirius* and *Papilio machaon* and 4 or more generations for the other species. Our study remarks the importance of the butterfly monitoring for the understanding of the biological cycle and the natural history of the species.

Introducción

En biología, se denomina voltinismo al número de generaciones que completa un organismo en un año. De esta forma, se denominan especies univoltinas si completan un único ciclo vital, bivoltinas si son dos, trivoltinas si son tres o multivoltinas si completan más de tres generaciones en un año. En muchos casos, el ciclo vital de una especie se completa dentro de un año natural. Sin embargo, si la emergencia se pospone por un periodo de dos años, tras una diapausa pupal prolongada, se denominan especies semivoltinas y si ocurre durante dos o más años se denominan especies partivoltinas (Corbet 2002).

En mariposas (y por extensión, todos los insectos), el número de generaciones y el tiempo de desarrollo entre una generación y otra, dependen de la altitud, latitud, las condiciones climatológicas presentes en esa localidad y en general, de los factores que afectan a la disponibilidad de recursos necesarios para la reproducción. De hecho, es frecuente que especies univoltinas en climas fríos pueden presentar dos o más generaciones en climas templados o cálidos. Por ejemplo, *Vanessa atalanta* (Linnaeus, 1758), una especie cosmopolita y ampliamente distribuida en América del Norte, presenta dos generaciones a lo largo de su área de distribución (Opler & Krizek 1984), una única generación al Norte de los Estados Unidos y Canadá y hasta tres generaciones en los estados del Sur (Bitzer 2016).

El estudio del número de generaciones que completan las especies presentes en una comunidad permite comprender las estrategias vitales desarrolladas por cada especie en función de las condiciones ambientales que se dan en dicho lugar. A pesar de su importancia, la información disponible en la bibliografía para comunidades mediterráneas es por lo general poco precisa limitándose a referir, de forma aproximada, el número de generaciones registradas para algunas especies (sin embargo, véase Molina Rodríguez 1988 para una excepción). En este trabajo, analizamos en detalle el voltinismo de varias especies de mariposas diurnas en una localidad ubicada en Jerez de la Frontera (Cádiz) durante dos años consecutivos. Las especies estudiadas son muy frecuentes en el área de estudio: *Vanessa atalanta*, *Vanessa cardui* (Linnaeus, 1758), *Pieris rapae* (Linnaeus, 1758), *Pieris brassicae* (Linnaeus, 1758), *Pararge aegeria* (Linnaeus, 1758), *Iphiclides podalirius* (Linnaeus, 1758) y *Papilio machaon* Linnaeus, 1758. Según la bibliografía consultada ambas *Vanessa* son bivoltinas o multivoltinas, *I. podalirius* y *P. machaon* son trivoltinas o multivoltinas y el resto de especies son consideradas como multivoltinas (Yela 1984, Molina Rodríguez 1988, González López 2008, Fernández Haeger et al. 2014, Obregón & Sánchez 2015). Nuestro trabajo aporta información inédita y detallada sobre voltinismo para una comunidad de mariposas en el sur de la península Ibérica.

Material y métodos

Este estudio se realizó en los jardines del ZooBotánico de Jerez, un parque zoológico de 6,5 ha de extensión situado al oeste de la ciudad de Jerez de la Frontera (Cádiz). Toda la zona presenta una densa cobertura arbórea compuesta por más de 400 especies (entre árboles, arbustos y palmeras) y setos que rodean las instalaciones en donde se encuentran los animales. Estos setos producen flores que resultan muy atractivas para los insectos. Es un jardín histórico catalogado como bien de interés cultural por la Junta de Andalucía en 2002. Una descripción más detallada del área de estudio se encuentra en un trabajo anterior (Cuadrado 2013).

Para el conteo de mariposas, se marcó un itinerario (de 2 km de longitud) que recorría las zonas más interesantes por la presencia de mariposas. En cada conteo, se siguió el mismo itinerario dividido en 7 tramos (entre 150 y 300 m), una vez al día (entre las 1000 y 1700 h, hora local) en días con climatología favorable. El tiempo invertido en cada muestreo fue variable (entre 35 y 50 min). Para el conteo, se utilizó la metodología recomendada por BMS (Butterfly Monitoring Scheme, Van Swaay et al. 2012) y que consiste en el conteo de mariposas interceptadas en un transecto de 2.5 m de ancho de banda fijo, a ambos lados del recorrido, 5 m por delante del recorrido del investigador y 5 m de altura. De esta forma, se cuantifican los ejemplares interceptados en un volumen del espacio fijo, a lo largo del recorrido realizado por el observador. No fue necesaria la captura de ningún ejemplar para su identificación. En caso de dudas, utilizamos unos binoculares (10 x 40 Zeiss) para la correcta identificación de la especie. Para este estudio, se realizó un único recorrido cada día de muestreo.

El trabajo de campo se realizó desde enero de 2014 hasta diciembre de 2015 (24 meses) en los que se realizaron un total de 278 censos (130 y 148, respectivamente). El número de muestreos realizados cada mes fue muy variable: 2014 (10 ± 5,4, rango 1-19) y 2015 (12 ± 4,6, rango= 5-18).

Análisis de los resultados

Los resultados obtenidos durante los distintos transectos fueron agrupados por meses. Para ello, se contabilizó el número total de ejemplares registrados ese mes y el número de kilómetros recorridos obteniéndose un índice de abundancia relativa correspondiente al número de mariposas registradas por kilómetro de recorrido. Los resultados del año 2014 y 2015 se muestran por separado para su comparación.

Para identificar el número de generaciones en un año, asumimos que la abundancia de una especie debe seguir una distribución "normal" (o curva de Gauss) alrededor de un valor máximo (moda). Asumimos que los imagos pertenecientes a una misma generación tendrán un periodo de vuelo máximo de unos 4 m consecutivos. De esta forma, una especie será univoltina si presenta una única moda y un periodo de vuelo de 4 meses consecutivos. Una especie será bivoltina si presenta 2 modas y un periodo de vuelo de 8 meses. Una especie será trivoltina si tiene un periodo de vuelo mayor a 8 meses y se identifican 3 modas. Por último, si una especie presenta un periodo de vuelo mayor de 8 meses y no se identifica con claridad ninguna moda, consideramos que el solapamiento de generaciones impide identificar las modas y la especie será considerada como multivoltina.

Igualmente, asumimos que los ejemplares registrados cada día de muestreo son ejemplares diferentes. Esto puede no ser así ya que algunas especies muestran comportamiento territorial, e.g. *Pararge aegeria*, *V. atalanta* y *V. cardui* (Davies 1978; Bitzer y Shaw 1979; Cuadrado 2013). Según esto, es posible que algunos ejemplares hayan podido ser contabilizados en dos o más censos. Desconocemos la incidencia de este fenómeno en nuestra parcela de estudio y en cualquier caso, creemos que esto no afecta al análisis fenológico de su abundancia.

Resultados

Fenología anual

La variación en el tiempo del número de ejemplares registra-

dos se presenta en la figura 1. La fenología de estas especies muestran dos patrones bien diferenciados. En primer lugar, *Vanessa atalanta* y *V. cardui* presentan una distribución bimodal con dos picos de abundancia a finales del invierno (febrero – marzo) y otoño (octubre – noviembre). Sin embargo, prácticamente desaparecen (o son muy escasas) al final de la primavera y en los meses de verano. Ambas especies son frecuentes, aunque siempre en bajo número, durante el invierno. En segundo lugar, el resto de las especies muestran un patrón diferente ya que son más abundantes durante los meses de primavera - verano y presentan otro pico de abundancia (menor que el de primavera) durante el otoño. Estas especies (a excepción de *I. podalirius*) se observan en invierno si bien, son poco abundantes.

Voltinismo

El número de generaciones registradas fue muy variable entre las especies estudiadas (Fig. 1). *Vanessa atalanta* fue bivoltina en 2014 (más abundantes en febrero y noviembre) y trivoltina en 2015 (más abundantes en marzo y noviembre). *Vanessa cardui* fue bivoltina en 2014 (más abundantes en marzo y noviembre) y multivoltina en 2015 (más abundantes en marzo y octubre). *Pieris brassicae* fue multivoltina en ambos años siendo más abundante en marzo y septiembre (2014) y marzo y noviembre (2015). *Pieris rapae* fue multivoltina en ambos años siendo más abundantes en junio. *Pararge aegeria* fue multivoltina y más abundante en mayo 2014 y junio de 2015. Por último, *Iphiclides podalirius* fue trivoltina en ambos años, siendo más abundante en junio (2014) y julio (2015) mientras que *Papilio machaon* fue multivoltina en 2014 y bivoltina en 2015.

Discusión

El número de generaciones que se registran en mariposas tiene que ver con las condiciones ambientales que favorecen la disponibilidad de las especies de las que se alimentan (Pollard y Yates 1993; Molina Rodríguez 1998). Las especies estudiadas aquí, con excepción de *P. machaon*, estuvieron presentes en el área de estudio durante más de 7 meses al año. Esto puede ser debido a la climatología de la zona, con inviernos suaves y veranos calurosos. Jerez, a pesar de tener un clima típicamente mediterráneo, su baja altitud (75 m de altitud) y la proximidad del océano hace que el clima mediterráneo sea menos extremo tanto en invierno como en verano y así es definido técnicamente como mediterráneo submarítimo (Font Tullot 1983). Las lluvias se recogen mayormente en invierno y prácticamente, están ausentes en verano (Font Tullot 1983). Este clima es el determinante de la presencia de mariposas durante la mayor parte del año.

La fenología registrada en las especies consideradas en este trabajo fue sin embargo, muy diferente. Por un lado, ambas especies de *Vanessa* mostraron dos máximos de abundancia bien diferenciados, uno a finales de invierno – primavera y otro en otoño con valores de abundancia por lo general, similar en ambos periodos. El número de generaciones varió entre 2 y 4 lo que coincide por lo general, con la información aportada por la bibliografía. Así, *V. atalanta* ha sido considerada como especie univoltina (Molina Rodríguez 1988), bivoltina (Yela 1984; González López 2008) o multivoltina (Fernández Haeger et al. 2014). Por su parte, *V. cardui* ha sido referida como especie bivoltina (Yela 1984) o multivoltina (González López 2008; Fernández-Haeger et al. 2014; Obregón y Sánchez 2015).

El resto de las especies siguió un patrón fenológico diferente

con dos valores máximos de abundancia, uno en primavera – verano con un elevado número de ejemplares y otro en otoño, con valores de abundancia claramente inferiores. La mayoría de las especies fueron clasificadas como multivoltinas (con excepción de *Papilio machaon* en 2015) lo que coincide con la bibliografía consultada: más de 2 generaciones en *I. podalirius* y *P. machaon* y de 2 a 5 en *P. aegeria*, *P. brassicae* y *P. rapae* (Yela 1984; Molina Rodríguez 1988; González López 2008; Fernández-Haeger et al. 2014; Obregón y Sánchez 2015).

En todas las especies, la abundancia de ejemplares fue escasa a finales de verano (desde mediados de julio a finales de agosto) coincidiendo con el periodo en donde la vegetación se agosta y los recursos tróficos son escasos, algo frecuente en otras comunidades mediterráneas (p.ej. Molina Rodríguez 1998; Obregón y Sánchez 2015; obs. pers.).

Por último, con la excepción de *I. podalirius*, todas las especies estuvieron presentes como imagos durante los meses de invierno. Esto ha sido descrito con anterioridad para *Pararge aegeria* (Fernández Haeger et al. 2014) y para ambas especies de *Vanessa* (Pollard y Yates 1993; Cuadrado 2013; Fernández-Haeger et al. 2014; Fox et al. 2015). Es de destacar por su abundancia, la presencia de *Vanessa atalanta* durante estos meses (véase también Cuadrado 2013). En nuestra población, los imagos registrados durante los meses de diciembre y enero son, posiblemente, ejemplares de la última generación del año anterior y que debido a las condiciones climatológicas favorables, extienden su periodo de vuelo a los meses invernales (obs. pers.).

Según López-Villalta (2010), las especies de mariposas mediterráneas clasificadas como endémicas siguen el siguiente patrón: emergen antes, presentan un periodo de vuelo muy reducido, un bajo número de generaciones y una dieta en la fase de oruga muy específica. Las especies consideradas en nuestro estudio pueden considerarse como muy comunes y de distribución muy amplia ya que siguen un patrón contrario al descrito por este autor; aunque también emergen pronto, el periodo de vuelo es amplio y completan un elevado número de generaciones al año. Asimismo, presentan una dieta polífaga en la fase oruga o bien, su planta nutricia es muy abundante en la zona (véase Obregon y Prunier 2014; Obregon y Sánchez 2015 para una descripción de las plantas nutricias).

Merece hacer mención sobre el carácter migratorio de *V. atalanta* y *V. cardui*. Ambas especies son consideradas como migradoras y completan movimientos estacionales hacia el Norte en primavera y hacia el Sur en otoño (Abbot 1951; Yela 1984; Stefanescu 2001; Stefanescu et al. 2007). La migración primaveral de *Vanessa cardui* en el sur de España ha sido descrita con exactitud por diversos estudios y ocurre en abril (Molina Rodríguez 1988) o mayo (Galante et al. 1970; Fernández-Haeger et al. 2014; M. Cuadrado, obs. pers.) mientras que la migración otoñal ha pasado más desapercibida y tiene lugar en octubre (M. Cuadrado, datos no publicados). Por su parte, el patrón migratorio de *V. atalanta* es menos aparente y por tanto, más desconocido. Los resultados fenológicos obtenidos en este estudio sugieren un paso migratorio otoñal bien definido en ambas especies y un paso migratorio a finales de invierno en *V. atalanta*.

Para finalizar, nuestros resultados sugieren que el número de generaciones registradas para una misma especie puede variar significativamente entre años (véase Pollard y Yates 1993 para una conclusión similar) en función, posiblemente, de las condiciones ambientales. El estudio de estos patrones permitirá comprender la estrategia vital de cada especie y su histo-

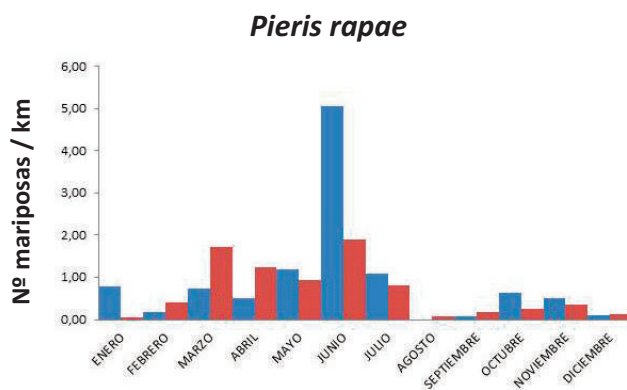
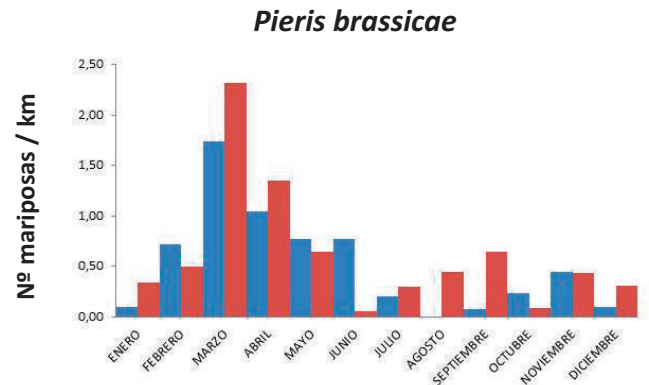
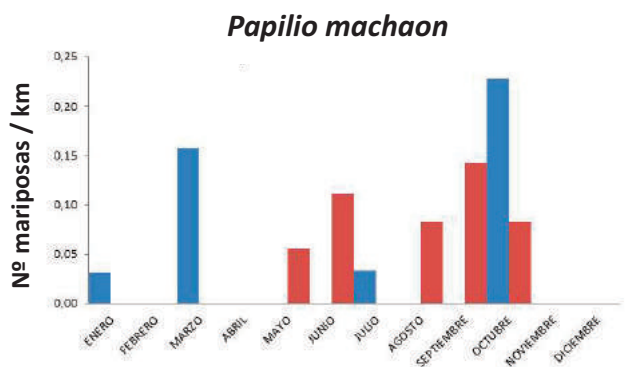
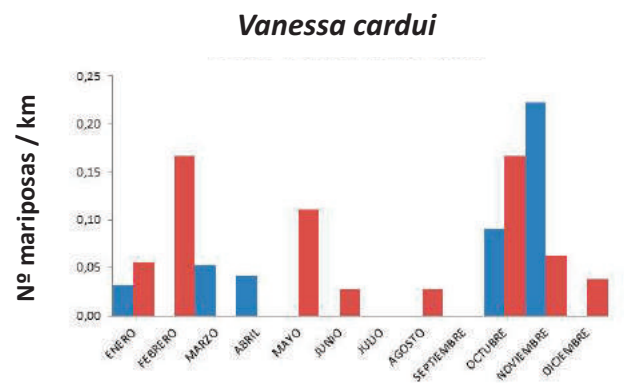
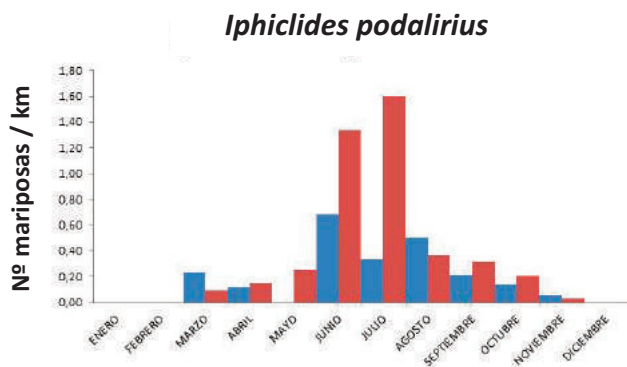
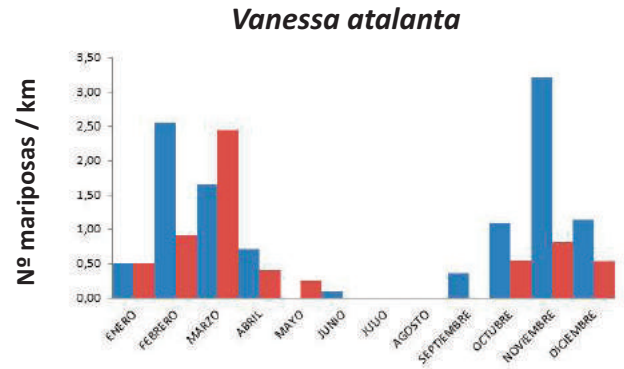
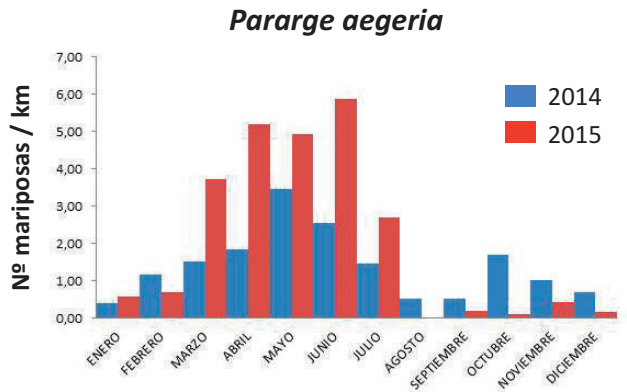


Figura 1. Variación mensual en el número de mariposas diurnas registradas en los jardines del ZooBotánico de Jerez durante dos años (2014 en azul y 2015 en rojo). En cada censo (uno al día y con climatología favorable) se siguió el mismo itinerario de 2 km de longitud. Para el análisis se agruparon todos los censos realizados durante un mismo mes y se obtuvo un índice de abundancia (número de ejemplares por kilómetro de recorrido) siguiendo la metodología recomendada por BMS (Butterfly Monitoring Scheme, Van Swaay et al. 2012).

ria natural, de gran interés en el escenario actual de cambio climático. Que sepamos, es la primera vez que se describe en detalle el número de generaciones que completan estas especies en una localidad del sur de España.

Agradecimientos

Los censos realizados en los jardines del ZooBotánico de Jerez forman parte del proyecto de BMS (Butterfly Monitoring Scheme, España) coordinados desde la EBD – CSIC. Dos revisores anónimos realizaron numerosas sugerencias a una versión preliminar de este artículo mejorándolo. José María Molina Rodríguez aportó algunas referencias de gran utilidad para la redacción de este artículo. Este trabajo ha sido realizado sin ningún tipo de financiación económica.

Bibliografía

Abbot CH. 1951. A quantitative study of the migration of the Painted lady butterfly, *Vanessa cardui* L. *Ecology* 32: 155-171.

Bitzer RJ. 2016. The Red Admiral and Painted Lady Research Site. <http://vanessa.ent.iastate.edu/user>. (Consultado el 21-1-16).

Bitzer RJ. & Shaw KC. 1979. Territorial behavior of the Red Admiral, *Vanessa atalanta* (L.) (Lepidoptera: Nymphalidae). *Journal of Research on the Lepidoptera* 18: 36-49.

Corbet PS. 2002. Stadia and growth ratios of Odonata: a review. *International Journal of Odonatology* 5: 45-73.

Cuadrado M. 2013. Fenología de mariposas diurnas comunes (*Vanessa atalanta*, *Vanessa cardui*, *Iphiclides podalirius* y *Papilio machaon*) en el ZooBotánico de Jerez. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 7: 15-21.

Davies NM. 1978. Territorial defense in the speckled wood butterfly (*Pararge aegeria*): the resident always wins. *Animal Behaviour* 26: 138-147.

Fernández-Haeger J, Jordano D, Obregón R. 2014. Las mariposas del entorno de la laguna de Zoñar. Pp. 165-171. En *Humedales cordobeses: 30 años de protección*. de la Cruz J (ed.) Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía.

Font Tullot I. 1983. *Climatología de España y Portugal*. Instituto Nacional de Meteorología. Madrid. 296 pp.

Fox R, Brereton TM, Asher J, August TA, Botham MS, Bourn NAD, Cruickshanks KL, Bulman CR, Ellis S, Harrower CA, Middlebrook I, Noble DG, Powney GD, Randle Z, Warren MS, Roy DB. 2015. The State of the UK's Butterflies 2015. *Butterfly Conservation and the Centre for Ecology & Hydrology, Wareham, Dorset*.

Galante E, Galante JA, Galante J. 1970. Sobre una emigración de "cardera" *Vanessa cardui* (L., 1758) observada en Jaca, provincia de Huesca, durante el mes de mayo de 1970. *Graellsia* 25: 175-177.

González López F. 2008. *Mariposas diurnas del Parque Regional Sierra de Espuña*. Dirección General del Medio Natural Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. Gobierno de Murcia. 229 pp.

López-Villalta JS. 2010. Ecological trends in endemic Mediterranean butterflies. *Bulletin of Insectology* 63: 161-170.

Molina Rodríguez JM. 1988. *Faunística y dinámica espacio-temporal de los Ropalóceros de la Sierra Norte de Sevilla (Lepidoptera: Papilionidea et Hesperioidea)*. Tesis, Universidad de Sevilla. 266 p.

Obregón R, Sánchez JM. 2015. *Mariposas diurnas de Sierra Morena de Córdoba*. Delegación de Medio Ambiente e Infraestructura del Ayuntamiento de Córdoba. 81 pp.

Obregón R, Prunier F. 2014. Diversidad y ecología de una comunidad de ropalóceros (Lepidoptera) en el arroyo Pedroches y su entorno: un paraje natural periurbano a conservar (Córdoba, España). *Revista Gaditana de Entomología V (1)*: 183-201.

Opler PA, Krizek GO. 1984. *Butterflies East of the Great Plains*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.

Pollard E, Yates TJ. 1993. *Monitoring butterflies for ecology and conservation*. The British Butterfly Monitoring Scheme. Chapman & Hall. London.

Stefanescu C. 2001. The nature of migration in the red admiral butterfly *Vanessa atalanta*: evidence from the population ecology in its southern range. *Ecological Entomology* 26: 525-536.

Stefanescu C, Alarcon M, Avila A. 2007. Migration of the painted lady butterfly *Vanessa cardui*, to north-eastern Spain is aided by African wind currents. *Journal of Animal Ecology* 77: 888-898.

Van Swaay CAM, Brereton T, Kirkland P, Warren MS. 2012 *Manual for Butterfly Monitoring*. Report VS2012.010, De Vlinderstichting/Dutch Butterfly Conservation, Butterfly Conservation UK y Butterfly Conservation Europe, Wageningen.

Yela JL. 1984. Ninfálidos y libiteidos de Trillo (Guadalajara) II Parte. *Shilap, Revista de Lepidopterología* 12: 205-209.

DISTRIBUCIÓN DE *Borbo borbonica* (BOISDUVAL, 1833) EN ANDALUCÍA: LA COLONIZACIÓN DESDE EL EXTREMO SUR DE LA PENÍNSULA IBÉRICA Y EL PRIMER PARASITOIDE LARVARIO CONOCIDO (LEPIDOPTERA, HESPERIIDAE)

Rafael Obregón¹, Ángel Blázquez-Caselles², David Barros-Cardona³, José Manuel Moreno-Benítez⁴, Pablo Chapela⁵, Salvador Prados-Figueroa⁶ & Mick Richardson⁷

¹Departamento de Botánica, Ecología y Fisiología Vegetal. Área de Ecología. Universidad de Córdoba, Córdoba.

²C/ Esparraguera 45, 10600, Plasencia, Cáceres, España.

³ORNITOUR, S.L., Aptdo. 275, 11311, Guadaro-San Roque, Cádiz.

⁴C/Larga del Palmar 34, 29651, Mijas, Málaga.

⁵C/ Mediterráneo 19, 11510, Puerto Real, Cádiz.

⁶C/ Juventudes Musicales, 13, 3ªA, 41015, Sevilla.

⁷C/Realenga de Agicampe 9, 18360, Huétor Tajar, Granada.

Recibido: 4 de mayo de 2016. Aceptado (versión revisada): 22 de mayo de 2016. Publicado en línea: 1 de julio de 2016.

New occurrence locations of *Borbo borbonica* (Evans, 1949) in Andalusia: colonization from southernmost tip of Iberian Peninsula and the first known larval parasitoid (Lepidoptera, HesperIIDae)

Palabras claves: *Borbo borbonica*, distribución, migración otoñal, colonización, parasitoide, Braconidae, Andalucía, península ibérica.

Keywords: *Borbo borbonica*, distribution, autumn migration, colonization, parasitoid, Braconidae, Andalusia, Iberian peninsula.

Resumen

Borbo borbonica (Boisduval, 1833) es un hespérido ampliamente distribuido por la región etiópica. En cambio su distribución en Europa se encuentra restringida al sur de la Península Ibérica. Durante los últimos 4 años se ha documentado el avance en la colonización en su última generación anual, coincidiendo con los meses de octubre y noviembre. El establecimiento de nuevas poblaciones reproductoras en hábitats favorables del sur de Andalucía favorece una generación con abundantes efectivos que se dispersan largas distancias en busca de nuevas localidades con características ambientales similares. En este trabajo se actualiza la distribución conocida actual en el sur de la península ibérica. Se cita por primera vez en la provincia de Córdoba, en dos localidades distantes pero con características similares cercanas al río Guadalquivir, así como en otras localidades en las provincias de Sevilla, Huelva y Málaga. Se discute la posible dinámica de dispersión de la especie coincidiendo con su generación más abundante durante la estación otoñal. Además, se cita por primera vez un parasitoide braconido del género *Aleiodes* sp. obtenido ex larvae, de orugas criadas en cautividad y colectadas en Pelayo, Algeciras (Cádiz), una de las localidades donde está confirmada la presencia y cría durante todo el año. Con este trabajo pretendemos realizar un llamamiento a colaborar en el seguimiento de esta especie en el sur de la península ibérica que permita conocer su dinámica poblacional, así como su fenología y su ecología.

Abstract

Borbo borbonica (Boisduval, 1833) is a widely distributed HesperIIDae in the Ethiopian region but with a European distribution restricted to the Southern Iberian Peninsula. During the last four years colonization of new habitats by the last generation (October-November) has been documented. The establishment of new breeding colonies in favourable habitats in Southern Andalusia favours a generation where abundant individuals disperse long distances searching for new locations with similar environmental characteristics. In this paper the current known distribution is updated in Southern Iberian Peninsula. It is recorded for the first time in the province of Cordoba. Also the known distribution in the provinces of Seville, Huelva, Cadiz and Malaga is expanded. The possible dynamics of dispersal of this Hesperiid coinciding with its more abundant autumn generation is discussed. Furthermore, the braconid parasitoid of genus *Aleiodes* is recorded for the first time from caterpillars reared in captivity and collected in Pelayo, Algeciras (Cádiz). This locality is the only one where breeding throughout the year is confirmed. In this paper the authors make a call to collaborate in monitoring this species in southern Iberian Peninsula trying to clarify the population dynamics, phenology and ecology.

Introducción

Borbo borbonica (Boisduval, 1833) es un hespérido de tamaño medio ampliamente distribuido por el sur de la cuenca mediterránea, llegando hasta Sudáfrica y ocupando incluso las islas de la región etiópica (Corbet et al. 1992). La primera referencia que constata la presencia en el continente europeo se produce a principios del siglo XX en la península ibérica, concretamente en el extremo sur de la provincia de Cádiz (Gibbs 1913). Muchos años después es citada la especie en Cataluña: primero en Tarragona (Gómez-Bustillo & Fernández-Rubio 1974) y poco después en Gerona (Pérez de Gregorio 1976).

Treinta y cinco años después de las últimas publicaciones, Van Swaay (2010), en la Lista Roja de las mariposas de Europa, catalogó la especie en la categoría de No Aplicable (NA), siguiendo los criterios de la UICN para especies no autóctonas. Este autor se basó en la teoría de que la presencia en el área del Estrecho de Gibraltar respondía a episodios ocasionales de movimientos migratorios y dispersivos desde el Norte de África. Pocos años después, Muñoz Sarios (2013) confirmó la reproducción en el extremo sur de Cádiz y realizó un estudio morfológico detallado de las fases preimaginales de *B. borbonica*. Además, con este trabajo se amplió y actualizó la distribución en la provincia de Cádiz. La distribución en esta provincia resultó ser mucho más amplia de lo que se pensaba, y venía a introducir y afianzar la idea del establecimiento de la especie en el extremo sur de Europa.

Entre los años 2013-2015, coincidiendo con la estación otoñal, la especie fue observada por primera vez en las provincias de Málaga (Moreno-Benítez 2013), de Huelva y de Sevilla (Obregón et al. 2016), así como en otras localidades en el sur de Andalucía (Cuvelier & Rowling 2015; Moreno-Benítez et al. 2015). Además en Obregón et al. (2016) se estudió, mediante modelos predictivos, la distribución potencial de esta especie en la actualidad y en un escenario futuro de cambio climático basándose en las localidades de presencia conocidas en el sur de Andalucía hasta 2014. En este mismo trabajo se analizaron las variables ambientales y de uso del suelo de las localidades de presencia, extrapolar estas condiciones óptimas para la especie al resto del territorio ibérico.

El objetivo del presente trabajo es actualizar la distribución de este potente colonizador en Andalucía. Su expansión hacia el interior siguiendo el valle del Guadalquivir y hacia la costa oeste de Andalucía viene a confirmar las predicciones de los modelos de distribución potencial actual y futura publicados en Obregón et al. (2016).

Nuevos registros y distribución actualizada

Fruto del trabajo de campo de los autores y otras observaciones de colaboradores se ha ampliado la distribución conocida de la especie en el sur de la península ibérica. La tabla 1 recoge las localidades donde se ha observado la especie durante el año 2015. En la figura 1 se representan las cuadrículas de presencia (UTM 10 x10km) conocidas hasta la fecha en Europa.

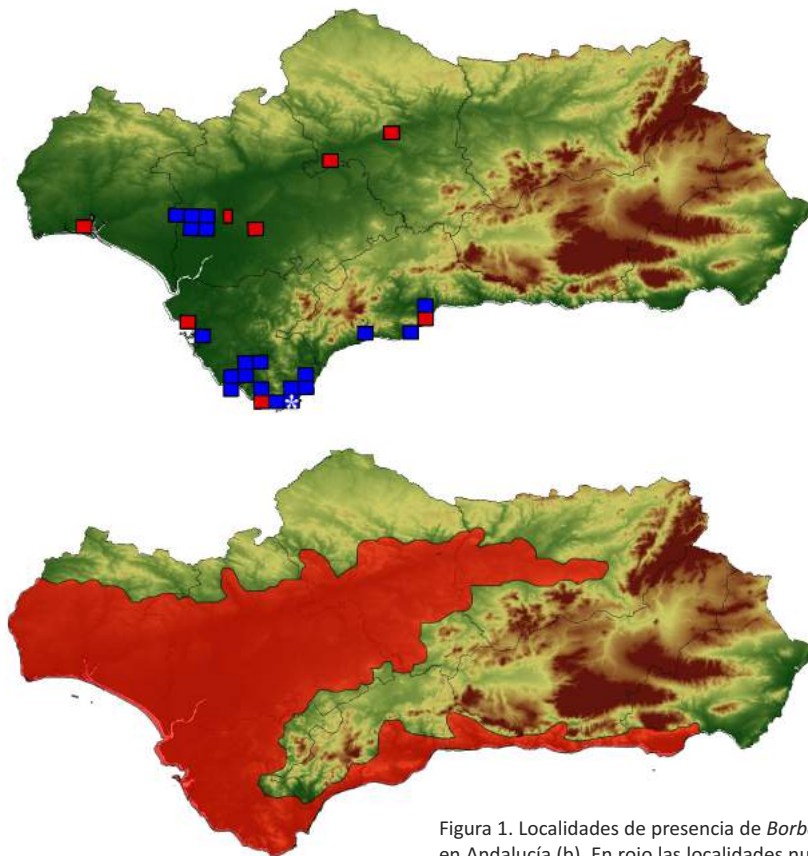


Figura 1. Localidades de presencia de *Borbo borbonica* (a) y distribución potencial en Andalucía (b). En rojo las localidades nuevas aportadas, en azul, las bibliográficas. Con un asterisco se muestra la localidad donde se ha confirmado su reproducción; los cuadrados muestran las localidades con ejemplares dispersantes coincidiendo con la estación otoñal y donde no se ha confirmado la reproducción.

Tabla 1. Localidades con presencia de *Borbo borbonica* en el año 2015. Se recoge la fecha de observación, número de ejemplares registrados y observador. * Cuadrículas de presencia nuevas (total: 7); **Localidad donde la reproducción entre 2014 y 2015 ha sido confirmada.

UTM 10 KM	Localidad	Provincia	Fecha observación	Abundancia	Observador
*30SUG49	Córdoba	Córdoba		1 ex.	M. Richardson
*30SUG07	Palma del Río	Córdoba	11/10/2015	1 ex.	R. Obregón
*29SPB72	Aljaraque	Huelva	31/10/2015	3 exx.	R. Obregón
*29SPB72	Gibraleón	Huelva	31/10/2015	4 exx.	R. Obregón
*30SUF65	Málaga	Málaga	25/10/2015	1 ex.	F. Gutiérrez Díaz
30SUF54	Fuengirola	Málaga	25/10/2015	2 ex.	J. A. Ríos-Bosquet
*30STE59	Tarifa	Cádiz	6/9/2015	1 exx.	R. Obregón
**30STE7495	Ornipark, Pelayo	Cádiz	Desde nov 2013 hasta nov. 2015	Varios exx.	D. Barros y R. Cerpa
*29SQA45	Puerto de Santa María	Cádiz	19/11/2015	1 exx.	P. Chapela
29SQA54	Puerto Real	Cádiz	10/10/2015	1 exx.	P. Chapela
29SQA54	Puerto Real	Cádiz	15/10/2015	3 exx.	P. Chapela
*30STG52	Utrera	Sevilla	25/10/2015	8 exx.	A. Carrero
*30STG33	Dos Hermanas	Sevilla	22/10/15	14 exx.	S. Prados
*30STG33	Dos Hermanas	Sevilla	23/10/15	11 exx.	S. Prados
29SQB52	Puebla del Río	Sevilla	25/10/15	30 exx.	S. Prados



Figura 2. Ejemplar hembra de *B. borbonica* libando en *Celosia argentea* var. *crispata* en los jardines del Alcázar de la ciudad de Córdoba (Foto: M. Richardson).

Se observaron ejemplares libando en diferentes plantas en flor tanto autóctonas: *Ecballium elaterium* (L) A.Rich. (Dos Hermanas), *Narcissus serotinus* L. y *Diploptaxis* sp. (Coria del Río), *Dittrichia viscosa* (L., 1753) Greuter, 1973 (Gibraleón y Aljaraque) como ornamentales: *Celosia argentea* L. var. *crispata* (Córdoba) (Fig. 2), *Bougainvillea glabra* Choisy 1849 (Utrera) e *Ipomoea purpurea* (Pelayo, Cádiz).

Primera interacción de parasitismo descrita

Durante una jornada de búsqueda de larvas de la especie que nos ocupa, a finales de julio de 2015 (30/07/15) en una pequeña laguna del Centro de Educación Ambiental Ornipark (Fig. 3), en la localidad de Pelayo, Algeciras (Cádiz), se obtuvieron seis larvas de estadio L1 y L2 y se observaron numerosos nidos vacíos y algunos huevos ya abandonados en plantas de *Polygonum viridis* (Gouan) Breistr 1966. Se procedió a su traslado para su cría en cautividad con el siguiente resultado: dos bajas, dos adultos y dos larvas parasitadas. Uno de los parásitos escapó durante la sesión fotográfica y el otro fue identificado como *Aleiodes* sp. Wesmael 1838 (Braconidae, Rogadinae) (Fig. 4) (confirmado por el especialista M.R. Shaw).

La identificación a nivel de especie no ha podido llevarse a cabo. La muestra fue cedida por el legatario, Ángel Blázquez, y se encuentra depositada en el National Museums of Scotland (Edimburgo). Una muestra de una pata ha sido enviada para su estudio molecular que permita aproximar la taxonomía de este ejemplar.

Discusión

La mayoría de las observaciones de *B. borbonica* se vienen re-

alizando durante los meses de septiembre, octubre y noviembre (Moreno-Benítez 2013; Cuvelier & Rowling 2015; Moreno-Benítez et al. 2015; Obregón et al. 2016), lo cual parece coincidir con un máximo de densidad poblacional en la última generación anual de la especie. Además, la escasez de fuentes de néctar en este periodo hace que sea más fácilmente detectada, ya que los ejemplares se concentran en hábitats con plantas de floración tardía como *D. viscosa* (Cuvelier & Rowling 2015; Obregón et al. 2016) o las autóctonas: *E. elaterium*, *N. serotinus* y *Diploptaxis* sp. o las ornamentales: *C. argentea*, *B. glabra* e *I. purpurea*. La presencia de estas plantas fuente de néctar, con floración estival-otoñal, podría ser un factor limitante para la presencia de la especie.

En el presente trabajo se cita por primera vez al género *Aleiodes* como parasitoide de las fases larvarias de *B. borbonica*. Este género parasita otras especies de Hesperidae y también de Nymphalidae. La especie más próxima al ejemplar examinado es *A. coxalis* (Spinola 1808) que parasita orugas de *Thymelicus lineola* (Ochsenheimer 1808) (Shaw et al. 2009).

Respecto a las nuevas localidades aportadas para la especie, la mayoría de las nuevas localidades aportadas en el presente estudio se sitúan en el valle del Guadalquivir, concretamente en las provincias de Córdoba y Sevilla, y en área prelitoral de Huelva. Estos datos confirman la preferencia de la especie por hábitats muy manejados cercanos a cursos de agua, bordes de marisma y cultivos de regadío (Muñoz-Sariot 2013; Obregón et al. 2016).

A partir de nuestras observaciones podemos señalar que la dinámica poblacional de *B. borbonica* en el sur de la península ibérica podría tener cierta similitud con la de *Colotis evagore* (Klug, 1829). Este piérido es un potente migrador norteafricano que tiene una dinámica de expansión-colonización desde

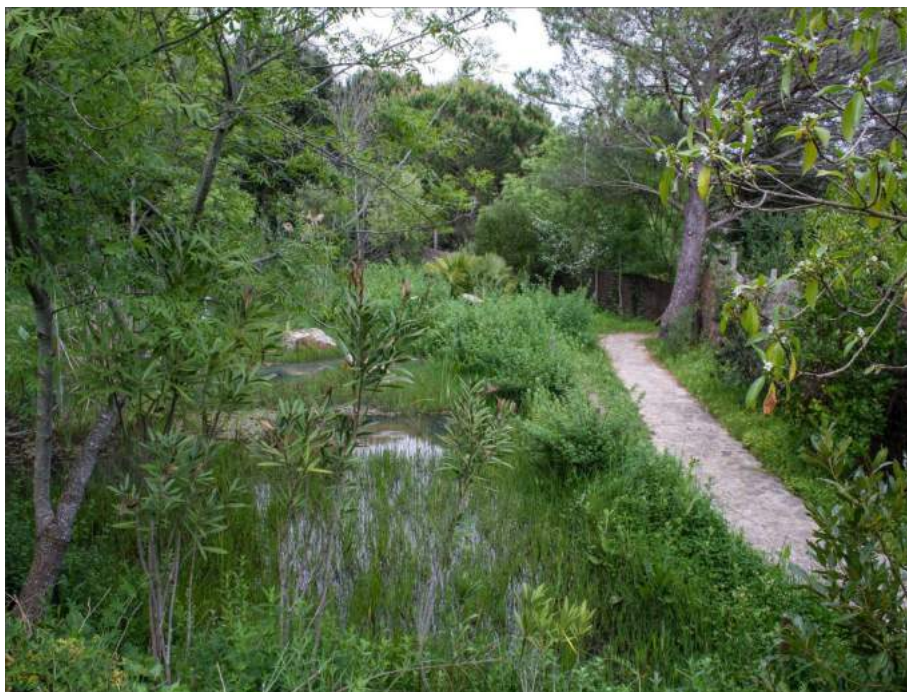


Figura 3. Hábitat de reproducción y seguimiento de *Borbo borbonica* desde 2013 en el Centro de Educación Ambiental Ornipark (Pelayo, Cádiz) (Foto: D. Barros).



Figura 4. Oruga de *Borbo borbonica* (a), oruga momificada (b) y adulto del primer parasitoide larvario conocido: *Aleiodes* sp. (Braconidae, Rogadinae) (c) (Fotos: a: D.Barros, b y c: A. Blázquez).

el norte de África y desde las poblaciones meridionales costeras hacia el interior de la península que fluctúa considerablemente entre años (Jordano et al. 1991).

Tanto para *B. borbonica* como para *C. evagore*, las áreas alejadas de los núcleos costeros de reproducción, podrían considerarse sumideros o hábitats de menor productividad en los que la presencia de la especie se mantendría por la llegada de efectivos migradores (Kanda et al. 2009). A diferencia de los hábitats donde se desarrolla la planta de *C. evagore*, *B. borbonica* necesita de la presencia de cursos de agua o zonas encharcadas donde crezca *P. viridis* (Muñoz-Sariot 2013; Obregón et al. 2016). Esto podría facilitar el avance del hespérido aprovechando los corredores fluviales y zonas húmedas, permitiéndole alcanzar localidades del interior peninsular.

A la luz de las recientes observaciones sobre la capacidad dispersiva de la especie, podrían ser reconsideradas aquellas citas de Cataluña (Gómez-Bustillo & Fernández-Rubio 1974; Pérez de Gregorio 1976), puestas en duda en diversos trabajos (García-Barros et al. 2013; Obregón et al. 2016) y que podrían ser el resultado de episodios de explosiones poblacionales y dispersiones a largas distancias, como ocurre con *Danaus chrysippus* L. en áreas costeras de Tarragona, Alicante o Murcia.

La colonización actual de *B. borbonica* del tercio sur de la península ibérica podría estar relacionada con el cambio climático. El cambio climático está modificando las temperaturas y las dinámicas de las precipitaciones a escala global. Este aumento de temperaturas previsto de hasta 4,5°C según las últimas predicciones del IPCC (2014) alterarán la distribución de muchas especies. Aquellas especies de mariposas con una alta

plasticidad y una gran capacidad de vuelo, entre las que podríamos incluir este hespérido, podrían verse favorecidas por el cambio climático, como se pone de manifiesto en los modelos predictivos publicados en Obregón et al. (2016) y en observaciones personales de los autores realizadas desde 2013. Por todo ello sería muy interesante conocer a escala fina la dinámica poblacional y la capacidad real de colonización en la península ibérica, así como en otros países europeos de la cuenca Mediterránea.

Por último, a través de este trabajo queremos hacer un llamamiento a la comunidad de naturalistas para que lleven a cabo seguimientos a lo largo del tiempo en las localidades de presencia conocidas de este hespérido u otras localidades potenciales en Andalucía. Esta red de seguimiento que planteamos ayudaría a entender la dinámica poblacional y migratoria de la especie y permitiría confirmar nuevas localidades reproductoras que funcionarían como núcleos productores de efectivos.

Agradecimientos

Queremos agradecer a nuestros amigos Antonio Carrero por las aportaciones de *B. borbonica* en Utrera (Sevilla), a José Manuel Gaona por las de Algeciras, a Rafael Cerpa por muchas de las observaciones de Ornipark y a Mark R. Shaw (National Museums of Scotland, Edimburgo) por la identificación del parasitoide braconídeo. A dos revisores anónimos cuyos comentarios mejoraron sustancialmente el manuscrito original.

Bibliografía

- Corbet AS, Pendlebury HM, Eliot JN. 1992. The butterflies of the Malay Peninsula. 4th revised edition by J.N. Eliot. Malayan Nature Society. Kuala Lumpur. 595 pp., 69 pls.
- Cuvelier S, Rowlings M. 2015. Notes and recent observations concerning *Borbo borbonica* (Boisduval, 1833) (Lepidoptera: Hesperidae) in Andalusia (Spain). *Phegea* 43: 64-69.
- García-Barros E, Munguira ML, Martín-Cano J, Romo-Benito H, García-Pereira P, Maravalhas ES. 2004. Atlas de las mariposas diurnas de la Península Ibérica e Islas Baleares. Monografía SEA 11: 228 pp.
- García-Barros E, Munguira ML, Stefanescu C, Vives Moreno A. 2013. Lepidoptera Papilionoidea. En: Fauna Ibérica, vol. 37, Ramos MA et al., (Eds.) Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC. Madrid. 1213 pp.
- Gibbs AA. 1913. Scientific Notes and Observations. A New European butterfly. *The Entomologist's Record and Journal of Variation* 25: 116-117.
- Gómez Bustillo MR, Fernández-Rubio F. 1974. Mariposas de la península ibérica. Ropalóceros II. 258 pp. ICONA (Instituto para la Conservación de la Naturaleza). Madrid.
- Jordano D, Retamosa EC, Fernández-Haeger J. 1991. Factors limiting the continental presence of *Colotis evagore* (Klug, 1829) in southern Spain. *Journal of Biogeography* 18: 637-646.
- Kanda LL, Fuller TK, Sievert PR, Kellogg RL. 2009. Seasonal source-sink dynamics at the edge of a species' range. *Ecology* 90: 1574-85.
- Moreno-Benítez JM. 2013. Primera cita de *Borbo borbonica zelleri* (Lederer, 1855) en Málaga (S de España) (Lepidoptera Hesperidae). *Archivos entomológicos* 9: 133-134.
- Moreno-Benítez JM, Ríos-Bosquet J, Obregón R. 2015. Tercera localidad de *Borbo borbonica* (Boisduval, 1833) en la provincia de Málaga. Actualización de la distribución conocida en Andalucía y correcciones corológicas sobre la bibliografía publicada (Lepidoptera: Hesperidae). *Archivos entomológicos* 14: 161-163.
- Muñoz-Sariot MG. 2013. Ciclo biológico, morfología de los estadios preimaginales y nuevos datos sobre la distribución de *Borbo borbonica zelleri* (Lederer, 1855) (Lepidoptera: Hesperidae) en la provincia de Cádiz, España. *Revista gaditana de Entomología* IV: 137-158.
- Obregón R, Fernández-Haeger J, López-Tirado J, Moreno-Benítez JM, Jordano D. 2016. Updating distribution of *Borbo borbonica* (Boisduval, 1833) in southern Iberian Peninsula (Lepidoptera, Hesperidae). Potential and future distribution models. *North Western Journal of Zoology* (in press).
- Pérez de Gregorio JJ. 1976. Anotaciones a la lepidopterología catalana (I). Contribución al estudio de los lepidópteros de la Sierra de Les Finestres. S.H.I.L.A.P. *Revista de Lepidopterología* 4: 250-259.
- Shaw MR, Stefanescu C, Van-Nouhuys S. 2009. Parasitoids of European Butterflies. En: Settele J, Shreeve TG, Konvicka M, Van Dyck H (eds.) *Ecology of Butterflies of Europe*, Cambridge University Press, 130-156.
- Van Swaay C, Cuttelod A, Collins S, Maes D, López-Munguira M, Šašić M, Settele J, Verovnik R, Verstrael T, Warren M, Wiemers M, Wynhof I. 2010. European Red List of Butterflies. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

PRIMERA CITA DE *Malacosoma laurae* (LANJONQUIÈRE 1977) (LEPIDOPTERA, LASIOCAMPIDAE) EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Mariano Cuadrado*

Departamento Técnico. ZooBotánico de Jerez, Madreselva s/n, E-11408 Jerez de la Frontera (Cádiz), España

Recibido: 14 de mayo de 2016. Aceptado (versión revisada): 30 de junio de 2016. Publicado en línea: 21 de julio de 2016.

First record of *Malacosoma laurae* (Lanjonquière 1977) (Lepidoptera, Lasiocampidae) in the Cádiz province

Palabras claves: *Malacosoma*, distribución, costa, Andalucía, península ibérica.

Keywords: *Malacosoma*, distribution, coast, Andalusia, Iberian peninsula.

Malacosoma laurae es un lasiocámpido que fue descubierto en el año 1976 por Manuel Huertas-Dionisio (Huertas-Dionisio 1976) en Isla Bacuta (Huelva) siendo descrita un año más tarde por Y. de Lanjonquière (1977) como una nueva especie, a partir del material cedido por dicho autor. Ese mismo año Huertas-Dionisio (1977) describía las fases preimaginales de la especie, aunque no se publica el resto de su ciclo biológico hasta 16 años después (Huertas & Toimil, 1993).

En años posteriores fue localizada en otras localidades de marisma en la isla de Saltés, ría del Odiel y Ayamonte (Huertas-Dionisio 2007; Huertas-Dionisio & Fuentes-García 2008), estando actualmente restringida a 3 cuadrículas UTM (10 x 10 km) en la provincia de Huelva. Sus larvas se han encontrado sobre diversas especies de *Limonium* (*L. algarvense* Erben, *L. ferulaceum* (L.), *L. difussum* (Poir.) Kuntze, *L. narbonense* Mill. y *L. ovalifolium* (Poir.) Kuntze), *Limoniastrum monopetalum* (L.) Boiss, *Mesembryanthemum crystallinum* L., *Polygonum equisetiforme* Sibth. & Sm. y *Halimione portulacoides* (L.) Aellen (Huertas & Toimil 1993; Huertas-Dionisio 2007; Huertas-Dionisio & Fuentes-García 2008).

El día 20 de abril de 2016 fotografié una oruga (Fig. 1) en el sendero de la Punta del Boquerón (Parque Natural Bahía de Cádiz, San Fernando, Cádiz (coordenadas 36,408391, -6,218765) y fue identificada como *M. laurae*. El ejemplar encontrado, de unos 4 cm de longitud, correspondía a una oruga en su sexto (macho) o séptimo (hembra) estadio de desarrollo, que deambulaba por el suelo, sobre un pequeño murete (de unos 40 cm de altura) por donde discurre el sendero y que no suele inundarse por las mareas. Si bien, se puede identificar el sexo de las orugas atendiendo al tamaño de la cápsula cefálica (mayor en hembras que en machos, cf. Huertas & Toimil 1993) este carácter no fue anotado en el campo. Es interesante destacar que tan

sólo encontré esta oruga ese día. En visitas posteriores, no encontré ningún ejemplar (oruga o imago) de esta especie, apoyando la afirmación de Huertas-Dionisio (2007) de que la especie se distribuye de forma irregular. El seguimiento que llevo realizando en esa zona desde 2014, como parte del BMS (Butterfly Monitoring Scheme, España) también indica que ésta es la primera (y única) vez que esta especie ha sido registrada en la zona.

La zona donde se ha localizado esta especie presenta unas características similares a los lugares donde fue observada en el litoral onubense. La Punta del Boquerón es una flecha litoral provocada por la deriva litoral atlántica que limita al norte por un entramado de caños, islotes y marismas que rodean al caño de Sancti Petri. El sendero (de 2,6 Km) discurre paralelo a la línea de costa entre terrenos arenosos que configuran las dunas de la flecha arenosa y las marismas que limitan con el caño de Sancti Petri. La vegetación dunar está dominada por *Retama monosperma* (L.) Boiss y herbáceas asociadas como *Malcolmia littorea* (L.) R. Br. in W. T. Aiton, *Echium gaditanum* Boiss, *Anthemis maritima* L., *Lotus creticus* L., *Crucianella maritima* (L.), mientras que la vegetación de marisma está formada por plantas halófitas como *L. monopetalum*, *Arthrocnemum macrostachyum* (Moric.) K.Koch, *Inula crithmoides* (L.), *Suaeda vera* (Sosa), *Limonium algarvense*, *Sarcocornia perennis* (Mill.) A.J. Scott y otras. La zona en la que fue encontrada la oruga estaba rodeada casi totalmente por vegetación halófitas (Fig. 2).

Este es un hallazgo relevante puesto que, hasta ahora, se consideraba un endemismo del litoral de Huelva y como tal, aparecía catalogada como Vulnerable (B2ab(iii)+D2, según criterios de la UICN) en el Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía (Huertas-Dionisio & Fuentes-García 2008). Además, esta nueva cita aumenta considerablemente el área de distribución conocida, aumenta la posibilidad de



Figura 1. Imagen de la larva de *Malacosoma laurae* tomada el día 20 de Abril de 2016 en la Punta del Boquerón (San Fernando, P.N. Bahía de Cádiz) (Foto: M. Cuadrado).

encontrarla en localidades intermedias con hábitats similares y aporta nuevos datos sobre la historia natural de la especie.

Nota taxonómica sobre la especie

Malacosoma laurae ha sido considerada como una subespecie de *Malacosoma lutea* (Oberthür 1978). Así es descrita inicialmente en Leraut (1976) y es considerada como tal en la revisión de Redondo et al. (2015). Sin embargo, otros autores consideran *Malacosoma laurae* como una especie diferente (véase por ejemplo la revisión de Rougeot & Viette 1978). Si bien su estatus taxonómico puede cambiar en el futuro, en este trabajo hemos seguido la nomenclatura propuesta por Huertas-Dionisio y Fuentes-García (2008).

Agradecimientos

Quiero agradecer a Rafael Obregón y Enrique Sánchez-Gullón quienes me pusieron sobre la pista de la especie tras publicar la foto en el grupo de Facebook de Mariposas Nocturnas de Andalucía. También agradezco a Manuel Huertas-Dionisio la confirmación de la especie y gran parte de la bibliografía utilizada para elaborar esta nota. Iñigo Sánchez y Juan Luis Rendón me ayudaron en la identificación de las especies vegetales de la zona. Por último, JLR aportó numerosas sugerencias sobre una primera versión de esta nota.

Bibliografía

Huertas-Dionisio M. 1976. Nota previa: ¿*Malacosoma franco-nica* Esp. en Huelva? *Shilap Revista de Lepidopterología* 4 (14): 129.

Huertas-Dionisio M. 1977. Un nuevo Lasiocampidae para la península Ibérica y para la ciencia: *Malacosoma laurae* Laj., 1977. *SHILAP Revista de Lepidopterología* 5(18): 124.

Huertas M, Toimil FJ. 1993. Ciclo biológico de *Malacosoma laurae*, Lajonquière, 1977 (Lep. Lasiocampidae), endemismo de la provincia de Huelva. *Boletín de Sanidad Vegetal. Plagas* 19: 159-177.

Huertas-Dionisio M. 2007. Lepidópteros de los espacios naturales protegidos del litoral de Huelva (macro y microlepidoptera). *Mongráfico nº 2. Sociedad Andaluza de Entomología. Córdoba.* ISSN 1699-2679.

Huertas-Dionisio M, Fuentes-García F. 2008. *Malacosoma laurae* Lanjonquière 1977 Pp. 1142-1145. En Barea-Azcón JM, Ballesteros-Duperón E, Moreno D (coords.). *Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía. 4 Tomos.* Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.

Lajonquière Y de. 1977. Un nouveau Lasiocampide européen, *Malacosoma laurae* n. sp. (Lep.). 22. a contribution a l'étude des Lasiocampides. *Alexandria X (1): 2*.

Leraut P. 2006. *Moths of Europe. Saturnids, Lasiocampids, Hawkmoths, Tiger Moths*, 1: 400 pp. N.A.P. Editions, Verrières le Buisson.

Redondo V, Gastón J, Vicente JC. 2015. *Las mariposas de España peninsular. Manual ilustrado de la especies diurnas y nocturnas. Segunda edición ampliada y corregida.* Ed. Prames, Zaragoza. 463 pp.

Rougeot P-C, Viette P. 1978. *Guide des papillons nocturnes d'Europe et d'Afrique du nord.* Delahaux & Niestlé. Neuchâtel, Paris 228 p.



Figura 2. Aspecto del área en donde fue encontrada la larva. Las imágenes corresponden a una vista del paisaje en dos direcciones del espacio (E: arriba y S: abajo). Imágenes tomadas el 13 de mayo de 2016 (Fotos: M. Cuadrado).

NUEVOS DATOS SOBRE CECIDÓMIDOS (DIPTERA: CECIDOMYIIDAE) DE LA PROVINCIA DE CÁDIZ (SUR DE ESPAÑA)

Iñigo Sánchez*

ZooBotánico de Jerez, Madreselva s/n, E-11408 Jerez de la Frontera (Cádiz), España

Recibido: 7 de junio de 2016. Aceptado (versión revisada): 6 de julio de 2016. Publicado en línea: 14 de agosto de 2016.

New data on gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of the Cadiz province (Southern Spain)

Palabras claves: Diptera, Cecidomyiidae, faunística, nuevas citas, zoogeografía, Cádiz, España, península ibérica, Europa.

Keywords: Diptera, Cecidomyiidae, faunistics, new records, zoogeography, Cádiz, Spain, Iberian Peninsula, Europe.

Resumen

Se amplía el catálogo de cecidómidos o mosquitos de las agallas (Cecidomyiidae) de la provincia de Cádiz con 16 nuevas especies registradas en los últimos años. De estas, 14 no se habían registrado previamente en Andalucía, 11 son nuevas para España, 10 para la península ibérica y 5 de ellas se registran por primera vez para Europa. Se aportan nuevos fitohuéspedes para tres de estas especies. La fauna de cecidómidos de Cádiz pasa de este modo a contar con 133 especies (47% de la fauna ibérica de este grupo), siendo con diferencia la provincia con mayor diversidad conocida para este grupo zoológico en España.

Introducción

Los mosquitos de las agallas o cecidómidos constituyen una de las familias de dípteros más diversas. Actualmente se conocen 6203 especies de esta familia pertenecientes a 736 géneros (Gagné & Jaschhof 2014). En Europa se conocen unas 1800 especies pertenecientes a 270 géneros (Skuhrová & Skuhrový 2010).

Los representantes de la mayor de sus subfamilias, Cecidomyiinae, son hervíboros e inductores de agallas que se diversificaron enormemente sobre las plantas con flores en el período Cretácico. Incluyen numerosas especies plaga de cultivos agrícolas, aunque también algunas especies de este grupo son utilizadas para control biológico de plagas. Esta subfamilia comprende el mayor grupo de inductores de agallas de entre los artrópodos. Sus agallas son tan características que habitualmente permiten la identificación del insecto sólo a través del aspecto de la deformación provocada en la planta

Abstract

Gall midges (Cecidomyiidae) catalogued in the province of Cadiz are expanding, with 16 new species recorded in recent years. 14 of them were not previously registered in Andalusia, 11 are new for Spain, 10 for the Iberian Peninsula and 5 of them are recorded in Europe for the first time. New plant hosts for three of these species are also provided. The gall midge fauna of Cadiz passes thus to have 133 species (47% of the Iberian fauna of this group), being the province with by far the highest known diversity for this zoological group in Spain.

huésped. La biología de muchas de sus especies es aún desconocida (Skuhrová et al. 1984; Gagné & Jaschhof 2014).

Este grupo se encuentra escasamente estudiado en la península ibérica. Destacan los trabajos realizados por el profesor Joaquín da Silva Tavares (1886-1931) que fue el precursor de la cecidiología ibérica y citó por primera vez a numerosas especies, sobre todo en su Portugal natal y en Pontevedra, donde vivió varios años en el exilio (Tavares 1905, 1907 y 1919). Sus registros, junto a algunos más que fueron publicados por diferentes autores a lo largo del siglo XX, fueron recopilados en la revisión de Skuhrová et al. 1996 y puestos al día más tarde por Carles-Tolrá Hjorth-Andersen en 2002. La fauna ibérica conocida para este grupo comprendía entonces 261 especies de las cuales 229 habían sido citadas en España y 122 en Portugal. A nivel de Andalucía se habían registrado apenas una docena de especies hasta que Sánchez-García et al.

(2012), aportan registros de 103 especies nuevas para la provincia de Cádiz. Además, este trabajo incorporaba 21 especies a la fauna ibérica de cecidómidos, elevando su número a 282.

Material y métodos

El área de estudio se circunscribe a la provincia de Cádiz (sur de España) entre las latitudes 37° 30'08" N y 36° 04'00" N.

Los mosquitos fueron buscados de forma oportunista en diferentes salidas a numerosas localidades de la provincia entre 2012 y 2016. Se intentaron localizar las agallas producidas en las plantas o, excepcionalmente en plantas en las que no forman agallas, se buscaron las exuvias dejadas en la planta tras la emergencia de los adultos, localizándose además en alguna ocasión a especies zoófagas alimentándose de sus presas. Una vez localizado el material vegetal afectado por los mosquitos este era mantenido en laboratorio en cajas de emergencia con la intención de obtener adultos. Las agallas, larvas, pupas, exuvias y adultos obtenidos han sido conservados en viales con etanol al 75% en la colección de Iñigo Sánchez, Jerez, España. La identificación de las agallas se basó en Tavares (1905, 1907), Houard (1908-1909), Buhr (1964-1965) y Dauphin & Anlotsbehere (1997); la de las larvas en Möhn (1955, 1966-1971) y la de los adultos en Skuhrová (1997). La nomenclatura utilizada se basa en Gagné & Jaschhof (2014). La determinación de las plantas huéspedes está basada en Castroviejo (1986-2015).

Resultados y discusión

En el periodo 2012-2016 se han localizado 16 citas nuevas de cecidómidos, todos ellas de la subfamilia Cecidomyiinae, que vienen a sumarse a las 117 especies que ya se conocían para esta provincia (Sánchez-García et al. 2012). La fauna de Cecidomyiidae de Cádiz se consolida de este modo como la mejor conocida de la península en este momento con 133 especies, lo que supone casi la mitad (47%) de la fauna ibérica conocida para este grupo, conteniendo más de la mitad (51%) de las especies registradas en España.

Además, la mayoría de las especies localizadas son nuevos registros para Andalucía (todas salvo *Asphondylia scrophulariae* Schiner, 1856 citada previamente en Huelva y *Dicrodiplosis pseudococci* (Felt, 1914) citada en Almería).

Llama la atención que algunas de estas especies, como *Giraudiella inclusa* (Frauenfeld, 1862), *Lasioptera arundinis* Schiner 1854, *Lasioptera donacis* Coutin 2001 o *Placochela nigripes* (F. Low, 1877) no hubieran sido citadas previamente en la península ibérica a pesar de ser comunes y ampliamente distribuidas por Europa. De hecho, los géneros *Giraudiella* Rübsaamen 1916 y *Placochela* Rübsaamen 1916 son registradas por primera vez en Iberia.

Destaca especialmente la incorporación de varias especies consideradas hasta la fecha propias del este del Mediterráneo y Norte de África y que ven notablemente ampliada su área de distribución. Así, los géneros *Careopalpis* Marikovskij 1955, y *Primofavilla* Mamaev 1972 son nuevos para Europa, *Careopalpis akko* Dorchin & Freidberg, 2008 se conocía únicamente de Israel y *Primofavilla aegyptiaca* Elsayed, 2015 de Egipto. Otro tanto ocurre con *Gephyraulus moricandiae* Sylvén & Solinas 1989 que hasta el momento sólo se conocía de Túnez.

Por su parte *Houardiella* Kieffer 1912, género con sólo tres especies, presentaba una distribución relegada al N de África e Israel, si bien la especie tipo *H. salicorniae* Kieffer, 1912 se había citado en Sicilia, siendo su registro en Cádiz novedad para Europa continental. También en este género se localiza a *Houardiella gracilis* Dorchin & Freidberg 2008 que sólo se conocía de Israel. En este caso, al tratarse de una especie críptica, al no provocar agallas visibles en su huésped, su localización es más difícil.

De las 16 especies citadas, dos son zoófagas depredando sobre ácaros (*Arthrocnodax clematitidis* Marchal, 1897) y sobre cóccidos (*Dicrodiplosis pseudococci* (Felt, 1914)), las 14 restantes son fitófagas, provocando todas ellas agallas en sus plantas huéspedes salvo *Houardiella gracilis* y *Careopalpis akko*. Todas ellas han sido observadas sobre sus fito huéspedes habituales salvo tres en los que se describe un nuevo huésped: *Asphondylia sarothamni* (Loew, 1850) sobre *Cytisus arboreus* subsp. *baeticus* (Webb) Maire, *Asphondylia scrophulariae* Schiner, 1856 sobre *Scrophularia auriculata* L. y *Gephyraulus moricandiae* Sylvén & Solinas 1989 sobre *Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood. Todas ellas habían sido citadas sobre especies próximas del mismo género y provocando agallas en los mismos órganos y con morfología similar.

Lista de especies

Se aportan los siguientes datos para cada especie: nombre de la especie, autor y fecha de descripción, sinónimos, breve descripción de su biología, incluyendo aspecto de la agalla, fito huésped y su familia, localidad, Cuadrícula UTM de 10 x 10, altitud, fecha de recolección y distribución.

Arthrocnodax clematitidis Marchal, 1897.

Las larvas se desarrollan en enrollamientos de las hojas de *Clematis flammula* L. (Ranunculaceae) provocados por el ácaro eriófito *Epitrimerus flammulae* Gerber, 1901 (Eriophyidae, Acari), del que se alimentan (Fig. 1). Localización: Encontrada muy abundante en C. *flammula* en Benaocaz, 30STF86, 900 msnm, 31.VI.2012 y en San José del Valle, Dehesa Picado, 30STF65, 137 msnm, 25.V.2015, sólo larvas. Distribución: Mediterránea, conocido de Argelia (Marchal 1897) y Mallorca (Islas Baleares) (Skuhrová & Skuhrová 2004). Primera cita para la península ibérica.

Asphondylia sarothamni (Loew, 1850)
Cecidomyia sarothamni Loew, 1850
Asphondylia mayeri Liebel, 1889

Esta especie produce dos generaciones al año. Las larvas de la primera generación provocan agallas en las yemas de *Cytisus scoparius* (L.) Link. y *C. grandiflorus* Webb (Leguminosae), de las que emergen los adultos en primavera provocando agallas sobre sus vainas (Fig. 2). En el interior de cada agalla se desarrolla una única larva de color naranja. La hemos localizado en esta última especie y en *C. arboreus* subsp. *baeticus* (Webb) Maire, que pasa a ser nuevo huésped para esta especie. Localización: bastante frecuente en vainas de *C. arboreus* subsp. *baeticus* en Jerez de la Frontera, Tempul, 30STF65, 120 msnm, 31.V.2012, larvas; 03.VI. 2014, 1♂ y 2 ♀♀ adultos obtenidos de las agallas en laboratorio; común en yemas de *C. grandiflorus* en Jerez de la Frontera, La Guita, 30STF99, 489 msnm, 19.V.2016, larvas; escaso en vainas de *C. arboreus*



Figura 1. Agallas del ácaro *Eptrimerus flammulae* en hojas de *Clemmatis flammula* (a) y larva de *Arthrocnodax clematidis* alimentándose de los ácaros en el interior de la agalla (b) (Fotos: Íñigo Sánchez).



Figura 2. a) Agallas provocadas por la segunda generación de *Asphondylia sarothamni* en vainas de *Cytisus arboreus* subsp. *baeticus*; b) Pupa de *A. sarothamni* en la sección de una agalla (Fotos: Íñigo Sánchez).

subsp. *baeticus* en Villaluenga del Rosario, subida a los Llanos, 30STF96, 818 msnm, 01.V.2013, larvas; escaso en vainas de *C. arboreus* subsp. *baeticus* en Olvera, la Sierrezuela, 30STF96, 818 msnm, 03.VI. 2012, larvas y 1♀ adulta obtenida de las agallas en laboratorio. Distribución: Europa. En la península ibérica se ha citado en el centro de Portugal y Cataluña (Skuhravá et al. 2006). Primeras citas para Andalucía y nuevo fitohuésped para la especie.

Asphondylia scrophulariae Schiner, 1856
Cecidomyia scrophulariae Schiner, 1856
Asphondylia scrophulariae Tavares, 1907
Asphondylia scrophularina Tavares, 1919

Esta especie provoca una agalla que transforma completamente los botones florales de *Scrophularia canina* L. (Scrophulariaceae) en una masa esponjosa de color pardo (Fig. 3) con una cavidad en la que viven numerosas larvas de color naranja. Localización: Escasa en flores hinchadas de *Scrophularia auriculata* L. en El Puerto de Santa María, La Piedad, 29SQA55, 4 msnm, 17.VIII.2015, larvas; 24.VIII.2015, 1 ♀ adulta emerge de su agalla. Distribución: Mediterráneo. Se había citado parasitando a *S. canina* en el sur de Portugal y Huelva (Tavares 1907, 1919) y en Madrid (Cogolludo 1921). Nuevo huésped y primer registro para la provincia de Cádiz.



Figura 3. Agallas provocadas por *Asphondylia scrophulariae* en flores de *Scrophularia auriculata* (Foto: Iñigo Sánchez).



Figura 4. Exuvias de *Careopalpis akko* emergiendo de hojas de *Suaeda splendens* (Foto: Iñigo Sánchez).

Careopalpis akko Dorchin & Freidberg, 2008

Especie recientemente descrita cuyas larvas se encuentra en hojas de *Suaeda splendens* (Pourr.) Gren. & Godr. (Amarantaceae) en las que no causan agallas apreciables a simple vista. Se detecta a través de las exuvias de las pupas que quedan en los orificios de salidas al emerger los adultos (Fig. 4). Localización: Escasa en Puerto Real, Marismas de Cetina, 29SQA54, 9 msnm, 07.IX.2013, 3 exuvias; Conil de la Frontera, Playa de Castilnovo, 29SQA61, 2 msnm, 29.VII.2015, 2 exuvias; 05.IX.2015, numerosos adultos emergidos en laboratorio. Distribución: Mediterránea. Sólo se había citado en Israel (Dorchin & Freidberg 2008) por lo que representa novedad para Europa.

Dasineura rufescens (Stefani, 1898)
Perrisia rufescens De Stefani 1898

Las larvas causan abultamientos fusiformes o globulares en las ramillas de *Phillyrea angustifolia* L. y *P. latifolia* L. (Oleaceae) (Fig. 5). Localización: Escasa sobre ramillas de *P. latifolia* en San José del Valle, Dehesa Picado, 30STF65, 145 msnm, 05.VIII.2012, 1 pupa y varias agallas ya vacías. Distribución: Mediterránea. Tavares (1902 y 1905) la cita en Portugal. Primera cita para España.



Figura 5. Sección de agalla vacía de *Dasineura rufescens* en *Phillyrea latifolia* (Foto: Iñigo Sánchez).

Dasineura trifolii (F. Löw, 1874)
Cecidomyia trifolii F. Löw, 1874

Las larvas de esta especie provocan un plegamiento de los foliolos de *Trifolium bordzilowskyi* Grossh., *T. campestre* Schreb., *T. fragiferum* L., *T. pratense* L. y *T. repens* L. (Leguminosae). Estos se pliegan hacia arriba por su nervio medio y se produce una hipertrofia de los tejidos que deja una cámara en el interior del pliegue, aunque los bordes no llegan a soldarse. Las larvas son blanquecinas en sus primeros estadios y más tarde anaranjadas y se encuentran una o varias por foliolo, dejándose caer al suelo para pupar. Localización: Escasa en hojas de *T. repens* en San José del Valle, Dehesa Picado, 30STF65, 145 msnm, 06.V.2016, larvas. Distribución: Eurosiberiana. Cogolludo (1921) la cita en San Sebastián. Segundo registro para la península ibérica y primera cita para Andalucía.

Dasineura viciae (Kieffer, 1888)
Cecidomyia viciae Kieffer, 1888

Las larvas, blanquecinas, provocan agallas en los foliolos jó-

venes de *Vicia disperma* DC. y *Vicia sepium* L. (Leguminosae), que se pliegan hacia arriba por su nervio medio dejando una cavidad en su interior en la que se aloja una única larva (Fig. 6). Escasa en hojas de *V. disperma* en San José del Valle, Dehesa Picado, 30STF65, 187 msnm, 30.V.2016, larvas; Cerro del Atochar, Benaocaz, 30STF86, 760 msnm, 12.VI.2016, larvas. Distribución: Euro-Siberiana. Tavares (1902 y 1905) la cita en Portugal y Galicia y Skuhravá et al., 2006 en Andorra. Primeras citas para Andalucía.

Dicrodiplosis pseudococci (Felt, 1914)
Acaroletes pseudococci Felt 1914a

Sus larvas de color rojizo depredan sobre *Planococcus citri* Risso, 1813 (Hemiptera: Pseudococcidae) (Fig. 7). Localización: varias larvas alimentándose de colonias de *P. citri* sobre brotes nuevos de *Nerium oleander* L. en Jerez de la Frontera, jardines de El Almendral, 29SQA56, 61 msnm, 22.VIII.2013; el 08.IX.2013 se obtienen 1♂ y 2♀♀ a partir de la muestra mantenida en laboratorio. Distribución: Mediterránea. Harris (1968) cita a esta especie en Valencia y Almería. Primera cita para Cádiz.



▲ Figura 6. a) Agallas de *Dasineura viciae* en foliolos de *Vicia disperma*; b) Agalla abierta con larva de *D. viciae* en su interior (Foto: Íñigo Sánchez).

◀ Figura 7. Larva de *Dicrodiplosis pseudococci* alimentándose de *Planococcus citri* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gephyraulus moricandiae Sylvén & Solinas 1989

Sus larvas blancas provocan agallas en los botones florales de *Moricandia arvensis* (L.) DC. (Brassicaceae). Localización: Común sobre botones florales de *Moricandia moricandioides* (Boiss.) Heywood. (Fig. 8) en Olvera, Sierrezuela, 30STF99, 500 msnm, 14.V.2015, larvas y 2 exuvias; 16.V.2015, 1♀ obtenida de las agallas. Distribución: Mediterránea. Hasta la fecha se conocía únicamente de Túnez (Sylvén & Solinas 1989), por lo que se trata de la primera cita para Europa y de un nuevo huésped para este cecidómido.

Giraudiella inclusa (Frauenfeld, 1862)
Cecidomyia inclusa Frauenfeld, 1862: 1175

Sus larvas, solitarias y de color blanquecino, provocan conspicuas agallas en forma de grano de maíz en la cara interna de los tallos de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel (Gramineae), que sin embargo son raramente apreciables desde

el exterior (Fig. 9). Se producen dos generaciones anuales (Skuhrová & Skuhrový 1981). Localización: Se encontró escasa en carrizos en Jerez de la Frontera, Guadalcaçín, 29SQA66, 25msnm, 08.VIII.2012, larvas. Distribución: Europa y Asia, extendida por Europa y también presente en Irak, China y Egipto; introducida en el Este de USA (Gagné & Jaschhof 2014). Nueva especie para la península ibérica.

Houardiella gracilis Dorchin & Freidberg 2008

Las larvas viven en tallos de *Arthrocnemum macrostachyum* (Mor.) Moris in Moris & Delponte, donde no provocan agallas, detectándose tan sólo por las exuvias de las pupas que quedan en los tallos tras la emergencia de los adultos. Localización: Puerto Real, Marismas de Cetina, 29SQA54, 14.VIII.2015, exuvias y numerosos adultos obtenidos de tallos verdes. Distribución: Se conocía sólo de su localidad clásica en Israel (Dorchin & Freidberg 2008). Novedad para Europa.



▲ Figura 8. a) Agallas de *Gephyraulus moricandiae* en flores de *Moricandia moricandioides*; b) Sección de una agalla de *G. moricandiae* mostrando sus larvas (Foto: Íñigo Sánchez).

◀ Figura 9. Agalla de *Giraudiella inclusa* en la sección de un tallo de *Phragmites australis* (Foto: Íñigo Sánchez).

***Houardiella salicorniae* Kieffer, 1912**

Las larvas provocan conspicuas agallas en los tallos de *Sarcocornia fruticosa* (L.) A.J. Scott (Chenopodiaceae) por el engrosamiento de varios entrenudos (Fig. 10), conteniendo cada agalla varias larvas blancas. Localización: Común en Sanlúcar de Barrameda, Codo de la Esparraguera, 29SQA48, 2msnm, 21.III.2008, larvas y pupas en agallas; común en Puerto Real, Marismas de Cetina y Las Aletas, 29SQA54, 9 msnm, 15.VII.2012, larvas y exuvias; 20.VII.2012, numerosos adultos obtenidos de las agallas. Distribución: Mediterránea. Se conocía de Túnez, Libia y Sicilia (Skuhravá et al. 2007). Nueva para Europa continental.

***Lasioptera arundinis* Schiner 1854**

La agalla es difícilmente apreciable en tallos de *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel (Gramineae). Se localiza en finos brotes laterales que se producen cuando el tallo principal ha sido dañado por alguna causa externa. Los entrenudos de estos finos tallos se acortan y se engrosan levemente con las hojas densamente superpuestas. En el interior de estos tallos modificados se desarrolla el hongo *Sporothrix* sp. en el que se alimentan en relación mutualista (Rohfritsch 1992) larvas

amarillo-anaranjadas (Fig. 11). Localización: Jerez de la Frontera, Montes de Propios de Jerez, 30STF75, 370 msnm, 30.III.2016, larvas; 20.IV.16, numerosos adultos obtenidos en laboratorio a partir de la agalla colectada. Distribución: Europa. Nueva especie para la península ibérica.

***Lasioptera donacis* Coutin 2001.**

Lasioptera donacis Coutin & Faivre-Amiot 1981

Las larvas naranjas se desarrollan en el mesófilo de las vainas de las hojas de *Arundo donax* L. (Poaceae) sin formar agallas (Fig. 12). Viven en relación mutualista con un hongo endófito que se desarrolla en el interior de las hojas de caña (Borkent & Bissett 1985). Localización: Rota, Playa de la Ballena, 29SQA36, 5 msnm, 1.VIII.2012, larvas y pupas; 15.VIII.2012, 5 ♂♂ y 5 ♀♀ adultos emergidos de las hojas; Jerez de la Frontera, Canal de la Teja, 29SQA56, 13 msnm, 23.VII.2013, exuvias y larvas; Vejer de la Frontera, La Barca de Vejer, 30STF31, 18 msnm, 23.V.2014, orificios de emergencia en las vainas. Distribución: Europa. Fue descrita originalmente del SE de Francia (Coutin & Faivre-Amiot 1981) y posteriormente se ha citado en Italia, Malta, Grecia, Bulgaria y Egipto (Gagné & Jaschhof 2014). Novedad para la península ibérica.



Figura 10. a) Agalla de *Houardiella salicorniae* en tallos de *Sarcocornia fruticosa*; b) Sección de una agalla de *H. salicorniae* mostrando una pupa en su interior; c) Adulto de *Houardiella salicorniae* sobre su agalla (Fotos: Íñigo Sánchez).



Figura 11. a) Larva de *Lasioptera arundinis* alimentándose del hongo *Sporothrix* sp. en el interior de un tallo de *P. australis*; b) Adulto de *L. arundinis* (Foto: Íñigo Sánchez).



◀ ▲ Figura 12. a) Larva de *Lasioptera donacis* viviendo en el interior de las vainas de las hojas de *Arundo donax*; b) Vaina de una hoja de *A. donax* en la que pueden verse los orificios de salida y, en ocasiones, las exuvias de *L. donacis* (Foto: Íñigo Sánchez).

Placochela nigripes (F. Low, 1877)
Epidosis nigripes F. Löw, 1877

Las larvas, de color naranja, infectan los botones florales de *Sambucus nigra* L. (Caprifoliaceae) impidiendo que lleguen a abrir. Los pétalos quedan formando una cúpula que a menudo se enrojece (Fig. 13). Finalmente la larva abandona la agalla para pupar en el suelo. Localización: El Gastor, 30STF98, 560 msnm, 24.V.14, larvas. Distribución: Europa. Nueva especie para la península ibérica.



Figura 13. Agallas de *Placochela nigripes* en flores de *Sambucus nigra* (Foto: Íñigo Sánchez). ▶

Primofavilla aegyptiaca Elsayed, 2015

Sus larvas, de color rosado, provocan agallas en forma de pústula con engrosamiento por ambas caras de la hoja (Fig. 14) en hojas de *Atriplex halimus* L. (Chenopodiaceae). Localización: Puerto Real, talud Autovía A4, SQA54, 29 msnm, 24.XI.2011, larvas. Distribución: Egipto (Elsayed et al. 2015). Especie nueva para Europa.



Figura 14. a) Agallas provocadas por *Primofavilla aegyptiaca* en hojas de *Atriplex halimus*; b) Agalla de *Primofavilla aegyptiaca* abierta dejando ver la larva (Foto: Íñigo Sánchez).

Bibliografía

Borkent A, Bissett J. 1985. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) are vectors of their fungal symbionts. *Symbiosis* 1: 185-194.

Buhr H. 1964-1965. Bestimmungstabellen der Gallen (Zoo- und Phytocecidien) an Pflanzen Mittel- und Nordeuropas. Vol. 1+2. Gustav Fischer Verlag Jena, 1572 pp.

Carles-Tolrá Hjorth-Andersen M. (coord.) 2002. Catálogo de los Díptera de España, Portugal y Andorra (Insecta). *Monografías de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 8: 323pp.

Castroviejo S. (coord. gen.) 1986-2015. *Flora iberica* 1-18, 20-21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.

Cogolludo J. 1921. Contribución al conocimiento de las zoocécidas de España. *Trab. Mus. Nac. Cienc. Nat., Ser. Bot.* 16: 1-117.

Coutin R, Faivre-Amiot A. 1981. Interrelations écologiques et symbiotiques complexes entre insectes et végétaux, Lasioptera donacis n. sp. (Diptera: Cecidomyiidae) et *Arundo donax* L. Pp. 196-201. *Comptes Rendus du 106e Congrès National des Sociétés Savantes, Perpignan, Section des Sciences, Fasc. I, Paléontologie.* Paris, Bibliothèque National.

Dauphin P, Anietsbehère JC. 1997. *Les Gallies de France.* Me

Agradecimientos

A Marcela Skuhravá y Vaclav Skuhravý, Praga, República Checa y a Netta Dorchin, Departamento de Zoología de la Universidad de Tel Aviv, Israel, por la ayuda prestada en la identificación de algunas de las especies citadas. A Antonio Verdugo y Miguel Carles-Tolrá por las mejores propuestas en su revisión.

moires de la Societe Linneenne de Bordeaux. Tome 2 – Nouvelle édition revue et augmentée, 1997.

Dorchin N, Freidberg A. 2008. The Chenopodiaceae-feeding gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of the Na'aman salt marsh, Israel. *Zootaxa* 1937: 1-22.

Elsayed AK, Skuhravá M, Karam HH, Elminshawy A, Al-Eryan MA. 2015. New records and new species of gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) developing on Chenopodiaceae in Egypt. *Zootaxa* 3904: 105-115.

Gagné RJ, Jaschhof M. 2014. A Catalog of the Cecidomyiidae (Diptera) of the World. 3rd Edition. Digital version 2. Available from: http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/12454900/Gagne_2014_World_Cecidomyiidae_Catalog_3rd_Edition.pdf (acceso 26 febrero 2014).

Harris KM. 1968. A systematic revision and biological review of the cecidomyiid predators (Diptera: Cecidomyiidae) on world Coccoidea (Hemiptera: Homoptera). *Transactions of the Royal Entomological Society of London* 119: 401-494.

Houard C. 1908-1909. *Les Zoocécidies des Plantes d'Europe et du Bassin de la Méditerranée.* Vol. 1+2. A. Hermann et Fils, Paris, 1247 pp.

Marchal P. 1897. Notes d'entomologie biologique sur une excursion en Algérie et en Tunisie. *Lampromya miki*, nova species; Cécidies. Mémoires de la Société Zoologique de France 10: 19-25.

Möhn E. 1955. Beiträge zur Systematik der Larven der Itonididae (= Cecidomyiidae, Diptera). 1. Teil: Porricondylinae und Itonidinae Mitteleuropas. *Zoologica* 38(105): 1-247.

Möhn E. 1966-1971. Cecidomyiidae (= Itonididae). In Lindner E. (ed.): Die Fliegen der palaearktischen Region. 2. Lieferung 269: 1-48 (1966), 273: 49-96 (1968), 274: 97-160 (1968), 277: 161-200 (1969), 288: 201-248 (1971).

Rohfritsch O. 1992. A fungus associated gall midge, Lasioptera arundinis (Schiner) on *Phragmites australis* (Cav.) Trin. *Bulletin de la Société Botanique de France* 139: 45-59.

Sánchez García I, Skuhravá M, Skuhravý V. 2012. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of Cádiz Province (South-western Spain). *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa* 51: 221-236.

Skuhravá M. 1997. Cecidomyiidae, pp. 71-204. In: Papp, L. & B. Darvas (editors): Contributions to a Manual of Palaeartic Diptera (with special reference to flies of economic importance) Vol. 2. Nematocera and Lower Brachycera. Budapest, 592 pp.

Skuhravá M, Skuhravý V. 1981. Die Gallmücken (Cecidomyiidae, Diptera) des Schilfes (*Phragmites communis* Trin.). *Studie Československé Akademie Věd* 3: 1-150.

Skuhravá M, Skuhravý V. 2004. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of Mallorca (Balearic Islands, Spain). *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 28 (1-2): 105-119.

Skuhravá M, Skuhravý V, Blasco-Zumeta J, Pujade J. 1996. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of the Iberian Peninsula. *Bo-*

letín de la Asociación Española de Entomología 20: 41-61.

Skuhravá M, Skuhravý V, Blasco-Zumeta J, Pujade J. 2006. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of the Iberian Peninsula. 2. Zoogeographical analysis of the gall midge fauna. *Boletín de la Asociación Española de Entomología* 30: 93-159.

Skuhravá M, Skuhravý V, Massa B. 2007. Gall midges (Diptera: Cecidomyiidae) of Sicily. *Naturalista Siciliano* 31: 261-309.

Skuhravá M, Skuhravý V, Brewer JV. 1984. Biology of gall midges. Pp. 169-222. In: Ananthakrishnan T. N. (editor): *Biology of Gall Insects*. Oxford + IBH Publishing Company, New Delhi, Bombay, Calcutta, 362 pp.

Skuhravá M, Skuhravý V. 2010. Species richness of gall midges (Diptera, Cecidomyiidae) in Europe (West Palearctic): biogeography and coevolution with host plants. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae* 73: 87-156.

Sylvén E, Solinas M. 1989. Structural and systematic review of *Gephyraulax rubsaamen* (Diptera, Cecidomyiidae, Oligotrophini) with description of *G. moricandiae* sp. n. from Tunisia. *Entomologica* 22: 15-34.

Tavares JS. 1902. As zoocecidias Portuguezas. *Annaes de Sciencias Naturaes, Porto* 7: 17-109.

Tavares JS. 1905. Synopse das zoocecidias Portuguezas. *Brotéria* 4: 1-123.

Tavares JS. 1907. Primeiro appendice a synopse das zoocecidias Portuguezas. *Brotéria* 6: 109-134.

Tavares JS. 1919. Espécies novas de cynípides e cecidomyías da Península Ibérica e descrição de algumas já conhecidas. II série. *Brotéria, Série Zoológica* 17 (1): 5-48.

UNA EXPERIENCIA DE CAMPO INSUFICIENTE REDUCE Y SESGA LAS CAPTURAS DE CANGREJO SEÑAL (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) Y DISMINUYE LA EFICACIA DE LA GESTIÓN

Elías D. Dana^{1*}, Juan García-de-Lomas², David M. García-Ocaña³, Vanesa Gámez⁴ & Guillermo Ceballos⁵

¹ Grupo de Investigación Transferencia & I+D+i en Recursos Naturales. Universidad de Almería, Almería.

² Grupo de Investigación Estructura y Dinámica de Sistemas Acuáticos. Universidad de Cádiz, Puerto Real (Cádiz).

³ C/ Delfín, 4, 2ºB, izda., 18015, Granada.

⁴ C/ El Valle, 1. 18813, Cuevas del Campo, Granada.

⁵ Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Andalucía, Avda. Manuel Siurot 50. 41071, Sevilla

Recibido: 8 de agosto de 2016. Aceptado (versión revisada): 9 de septiembre de 2016. Publicado en línea: 27 de septiembre de 2016.

An insufficient field-experience reduces signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) catches and decreases the effectiveness of management

Palabras claves: Decapoda, invasión, control, pesca eléctrica, islas artificiales, experiencia.

Keywords: Decapoda, invasion, control, electrofishing, artificial refuges, experience.

Resumen

Cuando se requiere realizar trabajos de control de poblaciones, en ocasiones se considera la opción de emplear personal sin experiencia al que se le ofrece un entrenamiento básico. Esto implica una doble asunción: que no existe interacción entre el nivel de experiencia y la eficacia de la gestión, y que la experiencia de campo puede adquirirse con rapidez en el curso de la campaña sin que el rendimiento se vea afectado. La fenología del cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) se caracteriza por un marcado pico de actividad estival, coincidente con el período en el que se deben concentrar los esfuerzos de captura. En este artículo se valora si un enfoque encaminado al control de una población invasora, que busque gestionar poblaciones a la vez que se adquiere experiencia de campo, es compatible con una gestión eficaz que debe pasar por la optimización de las capturas. Durante los veranos de 2009 (11 días), 2011 (4 días) y 2012 (23 días), se compararon la abundancia y características de las capturas de trabajadores experimentados frente a las obtenidas por noveles. Se exploró la existencia de patrones de aprendizaje significativos en los períodos estudiados. Los resultados muestran que los trabajadores noveles no alcanzan el rendimiento de los trabajadores experimentados en el período de estudio y que no se produce una tendencia de aprendizaje que se traduzca en un rendimiento significativamente mayor cuando se compara con el de los trabajadores experimentados. Por tanto, la adquisición de las habilidades de captura de cangrejo señal no se produce con la rapidez suficiente como para que la adquisición de experiencia durante la realización de los trabajos sea compatible con una gestión poblacional eficaz.

Abstract

The option of employing non-experienced personnel is sometimes considered for population control management. This implies a double assumption: that there is no interaction between the level of experience and the efficiency of the management and that the skills and field experience can be achieved promptly during the course of the campaign without affecting the yields. The phenology of the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852) is characterized by a summer peak activity. This moment coincides with the period in which the catching efforts should be maximized to increase overall effect on population. We evaluate whether an efficient control of an invading population of signal crayfish is feasible with the participation of novice workers that acquire their field experience simultaneously. During the summers of 2009 (11 days), 2011 (4 days) and 2012 (23 days) the catches (quantitative and qualitative) of experienced workers was compared with those of novice (inexperienced) workers. Also, the existence of learning patterns during the studied periods was explored. Results show that during the studied periods new workers do not achieve the output of the experienced workers. They also show that novice workers do not achieve a sufficient learning level that may turn into a significantly higher output when compared with the experienced workers. Therefore, acquisition of skills to work on signal crayfish populations does not occur fast enough for making learning of novel workers compatible with an effective population management.

Introducción

El cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus* Dana, 1852), nativo del oeste de Norteamérica, es una especie de cangrejo invasor en diversas partes del mundo que provoca una amplia gama de impactos ecológicos en ríos y lagos, entre los que destaca la extinción de poblaciones de cangrejos europeos nativos, como el cangrejo de pinzas blancas (*Austropotamobius pallipes*) (Peay 2009; Vedia & Miranda 2013). Durante varios años, en un río de montaña de Andalucía se han realizado campañas de control para reducir la densidad de la población y la probabilidad de eventos de traslocación intencionada (Dana et al. 2010). La especie muestra un claro pico estival de actividad, especialmente marcada en las semanas centrales del verano. Es en este momento cuando las poblaciones presentan una mayor capturabilidad tanto en cantidad de individuos como en la amplitud de tallas capturadas (Dana et al. 2010). Cuando se requiere gestionar esta especie de cangrejo, u otras con fenología similar, el verano es un período clave para la gestión, en el que debe incrementarse el esfuerzo de captura y la amplitud de tallas capturadas. Para ello es necesario que los equipos de campo encargados de su control vean incrementados sus efectivos.

Lograr el objetivo de control o contención de una especie pasa siempre por la maximización de las capturas y la optimización en términos de coste-eficacia (Dana et al. 2014). En algunos pocos otros trabajos de evaluación de poblaciones se ha estudiado el efecto del muestreador y se ha encontrado que su nivel de experiencia puede influir negativamente en el resultado, por ejemplo, infraestimando la abundancia de ciertas especies (p.ej., Lot & Allen 2007; McClintock et al. 2010). Sin embargo, para el caso de la gestión de invasoras acuáticas, prácticamente no se dispone de resultados de campo que informen de la relación entre la experiencia del trabajador y la eficacia en términos de ejecución de actuaciones. Por ello, en este trabajo se analiza en qué medida una insuficiente experiencia del trabajador de campo puede afectar a las capturas totales y con ello, a la eficacia global de la gestión. De forma general, se quiere analizar el grado en que afecta la experiencia previa del trabajador en la gestión de poblaciones de esta. De forma particular, se quiere comprobar si el tiempo necesario para la adquisición de experiencia durante la realización de los trabajos es compatible con el período en que se requiere maximizar las capturas para optimizar la eficacia. Se pretende contestar a la pregunta de si los trabajadores noveles pueden, en un plazo máximo de un mes, equiparar la cantidad y características de sus capturas a las obtenidas por el personal experimentado. Hasta donde sabemos, es la primera vez que se analizan estos aspectos para esta especie.

Material y métodos

Los trabajos se realizaron en un río de montaña mediterránea (provincia de Granada), a unos 500 m sobre el nivel del mar, en un tramo de unos 900 m, fuertemente invadido por esta especie. Pueden encontrarse más datos sobre las variables ambientales, poblacionales y sobre las técnicas de captura en Dana et al. (2010).

Se realizaron tres rondas de comparaciones (ensayos) durante los meses de verano de 2009, 2011 y 2012. La duración de las series temporales fue de 11, 4 y 23 días respectivamente. Se compararon las capturas obtenidas por personal de campo para dos técnicas de captura (manual y pesca eléctrica) con



Figura 1. Capturas de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) (Foto: David M. García-Ocaña).

dos niveles de experiencia en la detección y captura de la especie: alta experiencia (equipo 1) y sin experiencia (equipo 2). El equipo con experiencia reunía una experiencia intensiva de cuatro años de trabajo continuado con la especie. Los equipos sin experiencia estaban constituidos por personal de apoyo que se incorporaba a los trabajos de novo. Aunque no tenían experiencia con la especie, sí tenían una amplia experiencia en otras tipologías de trabajos de campo, especialmente en ejecución de obras forestales. Como es habitual en las labores de gestión, recibieron una formación teórico-práctica de un día, impartida por el personal con experiencia. Durante la formación se enseñó a reconocer las distintas fases por las que atraviesa el crecimiento de la especie, las técnicas de captura a emplear, los diversos hábitats del río y la preferencia que muestra la especie por cada uno de ellos. Además, durante el tiempo de los ensayos, estuvieron acompañados por el personal entrenado. Así se pudo resolver cualquier duda surgida durante la campaña. De este modo, el equipo 2 recibió un apoyo y entrenamiento continuado. La composición del equipo 1 permaneció inalterada con los años, mientras que la del equipo 2 se cambió cada año, asegurando con ello su carácter "novo". Consideramos que con la realización de tres pseudo-réplicas en tres años distintos y el cambio de la composición del equipo 2 se pudo reducir la posible influencia en el rendimiento causada por otros factores no controlados como diferencias debidas a la edad, la motivación, características físicas de los operarios, etc. Cada día los dos equipos trabajaron durante el mismo número de horas.

En cada temporada, se analizaron separadamente las capturas que cada equipo obtuvo aplicando dos técnicas: captura manual en isletas artificiales construidas con materiales del río, como método pasivo (descrito en Dana et al. 2010, 2011) y captura activa mediante pesca eléctrica.

Cada día se registraron el total de individuos capturados y longitud de cefalotórax (en mm). Posteriormente, los individuos fueron asignados a la categoría 'Adulto' o 'Joven del año' según la longitud del cefalotórax, LC. Aquellos con LC > 20 mm fueron considerados como 'adultos' (ver Dana et al. 2010 para detalles). Se calculó también la contribución de cada equipo al total capturado, y la fracción que los adultos capturados por cada equipo representaban respecto a la captura total que obtienen cada día. Como descriptores de los resultados de cada ensayo, para todos los años y equipos, se calcularon las medias, valor mínimo y máximo, rango y



Figura 1. Trabajos de control poblacional de cangrejo señal (*Pacifastacus leniusculus*) en Riofrío (Granada), mediante pesca eléctrica (Foto: Vanesa Gámez).

amplitud del rango para el número de capturas. Se calculó también la diferencia en la amplitud de rango en el número de capturas entre el equipo 1 y el equipo 2. Dentro de cada ensayo para los años 2009 y 2012, se analizó, mediante un test de Mann-Whitney test, si existían diferencias significativas tanto en las capturas totales obtenidas por cada equipo y como en las características de estas capturas.

Para comprobar la existencia de un posible patrón de capturas asociado a un posible efecto derivado de la experiencia acumulada durante los ensayos (2009 y 2012) se realizó un análisis no paramétrico de correlación de rangos de Spearman (r_s de Spearman). Se aplicó dicho test al número de días acumulados de experiencia, medida como número de días transcurridos desde el inicio del ensayo, frente al registro de capturas totales y al porcentaje de capturas con que contribuían al total los trabajadores noveles.

En los análisis estadísticos de Mann-Whitney y Spearman, el tamaño muestral fue de 11 y de 23 días; una diferencia entre pares fue considerada significativa si $p < 0,05$.

Resultados

Con independencia de la técnica de captura empleada, los

pescadores noveles obtuvieron, como media, menores valores de capturas totales que los experimentados, lo que provocó una menor contribución relativa a las capturas totales menores. La proporción de adultos en las capturas de los trabajadores noveles fue significativamente mayor que las de los trabajadores experimentados en todos los años analizados. En ambos casos, las diferencias entre el número de capturas y de la abundancia relativa de adultos entre el equipo 1 y el equipo 2 fueron significativas para todos los años ($p < 0,05$ para el Test Mann-Whitney).

La tabla 1 resume las características de las capturas en cada ensayo, el equipo y la técnica de captura empleada así como las contribuciones relativas de cada equipo. A excepción de un dato, el personal sin experiencia capturó un intervalo de tamaños menor que el capturado por trabajadores experimentados durante las series temporales estudiadas. Los valores mínimos capturados por los trabajadores noveles eran generalmente mayores que los obtenidos por los experimentados. Sin embargo, en algunos ensayos los noveles localizaban y capturaban tallas máximas más grandes (mayores valores máximos del intervalo). En ningún año, para las series temporales estudiadas, se encontró relación entre el número de días transcurridos desde el inicio del trabajo y las capturas obtenidas ni sus características ($p > 0,05$ en el test de Spearman).

Tabla 1. Resumen de análisis estadísticos para cada ensayo y arte utilizada (se incluye la duración). Entre corchetes se indica el valor mínimo y máximo registrado, expresado como intervalo.

Año del ensayo (duración)	Equipo	Nº individuos capturados	% medio de capturas de cada equipo respecto al total de capturas medias diarias	% medio de adultos en las capturas totales de cada equipo [mín; máx]	Longitud media cefalotórax (mm) [mín; máx]
<i>Retirada en refugios artificiales</i>					
2009 (11 días)	Experimentado	242	67,6 [46,7; 84,4]	64,4 [19,0; 100]	32,3 [9,8; 70,4]
	Novel	113	32,4 [15,6; 53,3]	76,4 [0; 100]	35,8 [11,9; 72,2]
2011 (4 días)	Experimentado	54	87,0 [66,7; 100]	69,9 [33,3; 100]	27,3 [8,4; 49,9]
	Novel	6	13,0 [0; 33,3]	100 [100]	41,6 [29,4; 58,5]
2012 (23 días)	Experimentado	745	92,3 [68,4; 100]	56,0 [0,0; 100]	22,5 [8,3; 69,6]
	Novel	229	7,7 [0; 31,6]	89,8 [16,7; 100]	36,2 [12,9; 68,7]
<i>Pesca-eléctrica</i>					
2009 (11 días)	Experimentado	178	68,7 [33,3; 100]	54,9 [6,7; 100]	29,2 [8,6; 71,3]
	Novel	89	31,3 [0; 66,7]	61,7 [7,1; 100]	31,4 [10,1; 74,1]
2011 (4 días)	Experimentado	40	87,0 [66,7; 100]	61,7 [33,3; 100]	22,2 [8,4; 48,3]
	Novel	4	13,0 [0; 33,3]	100 [100]	40,8 [35,1; 44,1]
2012 (23 días)	Experimentado	320	99,6 [94,1; 100]	56,0 [0; 100]	21,3 [7,7; 61,3]
	Novel	2	0,4 [0; 5,9]	100 [100]	39,2 [37,3; 41,2]

Discusión

Los resultados muestran que, para la gestión de poblaciones de una especie en la que el período de capturas se debe concentrar en unas pocas semanas, el refuerzo con equipos sin experiencia previa es ineficaz. Pese al soporte permanente por parte de los trabajadores experimentados durante el tiempo de cada ensayo, las capturas de los grupos noveles no se equipararon en cantidad ni en proporción de adultos. En las capturas obtenidas por trabajadores noveles, los adultos siempre constituían una fracción significativamente mayor que en las capturas obtenidas por trabajadores experimentados, posiblemente debido a que la localización y captura de ejemplares grandes resulta, comparativamente, más sencilla y se requiere un menor nivel de destreza.

Este trabajo muestra que si no se dispone de personal con experiencia suficiente, la gestión poblacional de esta especie resulta ineficiente. Por otro lado, los resultados sugieren que el enfoque basado en la transmisión rápida de un conocimiento básico y la adquisición de habilidades durante la propia actividad de gestión de invasoras acuáticas es, también, ineficiente. Por ello, para la adecuada gestión de poblaciones de esta y de otras especies comparables, se recomienda la contratación de personal con suficiente experiencia, para lo que se requiere a su vez invertir en el entrenamiento de personal con capacidad y motivación suficientes. En caso contrario, la incidencia de las capturas sobre la población objetivo quedará por debajo del nivel potencial alcanzable y se dificultará o impedirá totalmente la consecución del objetivo de control o de erradicación. Consideramos también que, en futuros trabajos, sería de interés evaluar el rendimiento relativo de diversas técnicas de captura para esta especie y su incidencia sobre diversas clases de edad.

Agradecimientos: A F. Verloove por su ayuda con el resumen en inglés. A los revisores anónimos: sus sugerencias ayudaron a mejorar claramente la versión final del manuscrito.

Bibliografía

- Dana ED, López-Santiago J, García-de-Lomas J, García-Ocaña DM, Gámez V, Ortega F. 2010. Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. *Aquatic Invasions* 5: 317-322.
- Dana ED, García-de-Lomas J, Ceballos G, Ortega F. 2014. Selección y priorización de actuaciones de gestión de especies exóticas invasoras. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- Dana ED, García-de-Lomas J, González R, García-Ocaña D, Gámez V, Ceballos G, Ortega F. 2011. Manual de Gestión de Cangrejos Exóticos Invasores. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Sevilla.
- McClintock BT, Bailey LL, Pollock KH, Simons TR. 2010. Experimental Investigation of Observation Error in Anuran Call Surveys. *Journal of Wildlife Management* 74: 1882-1893.
- Lotz A, Allen CR. 2007. Observer bias in anuran call surveys. *Journal of Wildlife Management* 71: 675-679
- Peay S. 2009. Invasive non-indigenous crayfish species in Europe: Recommendations on managing them. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 394-395: 03.
- Vedia I, Miranda R. 2013. Review of the state of knowledge of crayfish species in the Iberian Peninsula. *Limnetica* 32: 269-286.

CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA MICOBIOTA DEL PARQUE NATURAL SIERRA DE GRAZALEMA (CÁDIZ-MÁLAGA)

Manuel Becerra*, Estrella Robles

Micogest. Gestión, Educación y Turismo Medioambiental. Colonia Monte Algaida calle LL nº 15, 11540 Sanlúcar de Barrameda (Cádiz).

Recibido: 16 de febrero de 2016. Aceptado (versión revisada): 20 de septiembre de 2016. Publicado en línea: 18 de octubre de 2016.

Contribution to knowledge of the mycobiota of Sierra de Grazalema Natural Park (Cádiz-Málaga)

Palabras claves: Hongos, corología, micobiota, Parque Natural Sierra de Grazalema, Cádiz, Málaga, Andalucía.

Keywords: Fungi, chorology, micobiota, Sierra de Grazalema Natural Park, Cadiz, Málaga, Andalusia.

Resumen

Sierra de Grazalema es el decano de los parques naturales andaluces. Su abrupta orografía, compleja geología y peculiar clima son responsables de la presencia de un buen número de formaciones vegetales, entre las que destacan los encinares, alcornoques y pinsapares como hábitats idóneos para la existencia de una rica micobiota. Se comentan 23 taxones de macromicetos recolectados en el Parque Natural Sierra de Grazalema, de los que 22 suponen novedades corológicas para este espacio natural protegido. Destacan seis taxones no citados previamente para las provincias de Málaga y Cádiz y para otros tres no nos constan citas anteriores para Andalucía. Este trabajo forma parte de un proyecto para conocer la micobiota del Parque Natural Sierra de Grazalema.

Introducción

A pesar del enorme potencial micológico del Parque Natural Sierra de Grazalema, hasta la fecha no se ha llevado a cabo ningún estudio serio para conocer su micobiota. Tan sólo, a lo largo de las décadas de los 80 y 90 del siglo pasado se realizaron investigaciones parciales, centradas en conocer la biodiversidad micológica asociada a los bosques de pinsapo que crecen en este espacio natural protegido; nos referimos a los trabajos publicados por los profesores Gabriel Moreno, Antonio Ortega, Mario Honrrubia y Fernando Esteve, entre otros (Ortega et al. 1996; Manjón & Moreno 1983; Tellería 1987; Larios et al. 1988; Ortega et al. 2002). Ya a principios del siglo XXI, durante de los trabajos realizados por la Consejería de Medio Ambiente, se prospectó el parque entre el otoño de 2002 hasta diciembre de 2004 con el objeto de elaborar el Inventario Micológico Básico de Andalucía (Moreno-Arroyo 2004). Más recientemente, dentro de los estudios que hemos

Abstract

Sierra de Grazalema is the dean of the Andalusian natural parks. Its rugged terrain, complex geology and peculiar climate are responsible for the presence of a number of plant formations, among which holm oak, cork oak and pinsapares are suitable habitats for the existence of a rich mycobiota. Twenty-three taxa belonging to the Macromycetes were collected in the Sierra Grazalema National Park, of which 22 represent chorological novelties for this protected natural area. Six taxa included in this work were not previously mentioned for the provinces of Malaga and Cadiz and three additional taxa are new records for Andalusia. This work is part of a project to meet the mycobiota the Sierra de Grazalema Natural Park.

venido desarrollando para estudiar la micobiota de la Serranía de Ronda, hemos centrado varias de nuestras salidas de campo a conocer los encinares del entorno de Benaoján y los alcornoques de Montejaque y Cortes de la Frontera, habiendo dado como resultado dichas campañas algunas novedades taxonómicas para este parque natural (Becerra & Robles 2012; Becerra & Robles 2014; Becerra et al. 2015).

Material y métodos

El Parque Natural Sierra de Grazalema se sitúa a caballo entre las provincias andaluzas de Cádiz y Málaga, ocupando una extensión de 53.411 ha. Su abrupta orografía, marcada por encontrarse en el sector más occidental de la Serranía de Ronda, queda definida por la presencia de dos macizos montañosos bien caracterizados, los de Grazalema y Líbar; su máxima elevación es el Torreón (1.654 m), en la sierra del

Pinar. En su ámbito afloran materiales sedimentarios (calizas, dolomías, margocalizas, margas, arcillas, areniscas y calcarenitas) pertenecientes a las unidades del Subbético, Penibético, Complejo del Campo de Gibraltar y materiales postorogénicos de la meseta de Ronda. El clima es mediterráneo con una marcada influencia oceánica que se muestra en las elevadas precipitaciones (2.223 mm en Grazalema) y unas temperaturas suaves en invierno, siendo la media en el Parque de unos 16º C. Todos estos factores abióticos hacen posible la existencia de una gran biodiversidad, que en el aspecto botánico se ve reflejada en la presencia de un buen número de formaciones vegetales, entre las que podemos destacar pinsapares, encinares, quejigales, alcornocales, pinares, bosques de ribera, acebuchales, matorrales y pastizales de montaña.

Los datos se han obtenido durante el otoño de 2015 con el objeto de realizar su catálogo micológico, para lo que obtuvimos la pertinente autorización por parte de la dirección de este espacio natural protegido.

Las salidas de campo se han centrado en la prospección de los encinares basófilos y alcornocales, aunque también se ha realizado alguna visita a otros ecosistemas como los pastizales de montaña o los pinares de repoblación de *Pinus halepensis*.

A continuación se exponen los datos y comentarios referentes a dichas colectas. Se ha tomado como catálogo de referencia, para conocer el estatus corológico de los taxones tratados el Inventario Micológico Básico de Andalucía (Moreno Arroyo 2004), así como artículos científicos publicados que contienen referencias al Parque Natural Sierra de Grazalema (Becerra & Robles 2012, Becerra & Robles 2014, Becerra et al. 2015). Las muestras han sido estudiadas con un microscopio Optika modelo B-180 y se han empleado los reactivos utilizados tradicionalmente en el estudio microscópico de los hongos. El material se encuentra depositado en el herbario JA-CUSSTA del Centro Andaluz de Micología.

Resultados

Ascomicetos

Helvella crispa (Scop.) Fr. 1822 (Fig. 1a)

Material estudiado: MÁLAGA, Benaoján, La Dehesa. 30STF9965, altitud 460 m. Encinar basófilo. 25-XII-2014. Leg. M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8486.

Observaciones: No nos constan citas previas para la zona malagueña del parque natural (Moreno-Arroyo 2004).

Xylaria sicula Pass. & Beltrani 1882 (Fig. 1b)

Material estudiado: CÁDIZ: El Bosque, El Castillejo, P. N. Sierra de Grazalema. 30S TF7771, altitud 280 m. Sobre hojarasca de acebuche. 21-I-2016. Leg: M. Becerra. JA-Cussta 8524.

Observaciones: Especie que crece sobre hojarasca de *Olea europaea* var. *sylvestris*. Tan sólo se conocía una colecta anterior en el municipio de Ubrique (Moreno-Arroyo 2004).

Aphylophorales s.l.

Sparassis crispa (Wulfen) Fr. 1821 (Fig. 1c)

Material estudiado: MÁLAGA, Cortes de la Frontera, cerro del Rubio, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF8556, altitud 740 m. Sobre tocón de pino. 01-XI-2015. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8502.

Observaciones: Este taxón se identifica por sus lóbulos flabelados que surgen desde una base ramificada, hifas de la trama parcialmente fibuladas y crecer asociada a distintas especies del género *Pinus* (Olariaga 2009). Novedad para la provincia de Málaga (Moreno Arroyo 2004).

Agaricales

Lepiota oreadiformis Velen. 1920 (Fig. 1d)

Material estudiado: MÁLAGA, Montejaque, llanos de Líbar, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF6293, altitud 980 m. Prado. 29-X-2015. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 8520.

Observaciones: Taxón caracterizado por su hábitat y píleo de color crema-ocráceo sin escamas (Bon 1993). No citada para la provincia de Málaga (Moreno-Arroyo 2004).

Amanitales

Amanita crocea var. *subnudipes* Romagn. 1982 (Fig. 1e)

Material estudiado: MÁLAGA, Ronda, El Cupil. UTM: 30S TF9971, altitud 770 m. Alcornocal. 21-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete. JA-CUSSTA 8480.

Observaciones: Taxón caracterizado por su píleo anaranjado, ausencia de anillo y volva membranosa de color blanco, con la cara interna con tonalidades anaranjadas; la ausencia de cebraduras en el estípite lo separan de la variedad tipo. No citada anteriormente para el Parque Natural Sierra de Grazalema (Moreno-Arroyo 2004).

Amanita echinocephala (Vittad.) Quél. 1872 (Fig. 1f)

Material estudiado: MÁLAGA, Benaoján, La Dehesa. UTM: 30S TF9965, altitud 460 m. Encinar basófilo. 12-X-2014. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 7850.

Observaciones: Taxón termófilo que tiene preferencia por terrenos calcáreos. Se caracteriza por su píleo hasta de 15 cm de diámetro cubierto por verrugas piramidales, anillo membranoso persistente y pie con la base bulbosa (Neville & Poumarat 2009). Novedad para la provincia de Málaga; no nos constan citas previas para este espacio natural protegido (Moreno-Arroyo 2004).

Cortinariales

Cortinarius subcaninus Maire 1928 (Fig. 2a)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, monte El Higuerón, P. N. Sierra de Grazalema. 30STF9170, altitud 780 m. Jaral de *Cistus monspeliensis*. 15-IX-2015. Leg: M. Becerra. JA-Cussta 8525.

Observaciones: Especie que micorriza con distintas especies del género *Cistus* sobre terreno ácido. Novedad para la provincia de Cádiz (Moreno Arroyo 2004).



Figura 1. *Helvella crispa* (a), *Xylaria sicula* (b), *Sparassis crispa* (c), *Lepiota oreadiformis* (d), *Amanita crocea* var. *subnudipes* (e) y *Amanita echinocephala* (f) (Fotos: Manuel Becerra).

Russulales

Lactarius tesquorum Malençon 1979 (Fig. 2b)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, monte El Higuierón. UTM: 30S TF9170, altitud 780 m. Bajo *Cistus monspeliensis*, suelo ácido. 24-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete. JA-CUSSTA 8473.

Observaciones: Taxón que micorriza con distintas especies del género *Cistus* en ambiente Mediterráneo; se caracteriza por su cutícula lanoso blanquecino-ocrácea, láminas tonalidad crema-cárnea pálida y estípites cortos (Basso 1999). No nos constan citas previas para este espacio natural protegido (Moreno Arroyo 2004).

Russula insignis Qué. 1988 (Fig. 2c)

Material estudiado: MÁLAGA, Benaolán, La Dehesa. UTM: 30STF9965, altitud 460 m. Encinar basófilo. 12-X-2014. Leg. M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 7835.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por el sabor dulce de su carne y láminas, base del pie teñida de amarillo y reacción de ésta al amoníaco, virando a rojo-anaranjado (Monedero 2011). No nos constan citas previas para la provincia de Málaga (Moreno Arroyo 2004).

Russula maculata Qué. 1978 (Fig. 2d)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, llano de las Encinas y los Laureles, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF8170, altitud 780 m. Encinar basófilo. 17-X-2015. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 8516.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por los tonos rojizo-anaranjados o amarillo-anaranjados de la cutícula, manchas herrumbrosas en las láminas, pardeamiento del estípites con la manipulación, consistencia dura de la carne, olor afrutado-resinoso y esporada amarilla (Monedero 2011). No nos constan citas previas para este espacio natural protegido (Moreno Arroyo 2004).

Russula monspeliensis Sarnari 1987 (Fig. 2e)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, monte El Higuierón. UTM: 30S TF9170, altitud 780 m. Jaguarzal de *Cistus monspeliensis*. 24-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete. JA-CUSSTA 7857.

Observaciones: Especie que micorriza con jaguarzos (*Cistus monspeliensis*, *C. salviifolius*) y que presenta tonalidades verdosas en la cutícula y esporada crema (Monedero 2011). Novedad para la provincia de Cádiz (Moreno Arroyo 2004).

Russula persicina Krombh. 1845 (Fig. 2f)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, llano de las Encinas y los Laureles, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF8170, altitud 860 m. Encinar basófilo. 28-X-2015. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 8519.

Observaciones: Su cutícula rojizo-sanguínea o rojizo-rosácea, carne acre y esporada crema permite identificar este taxón (Monedero 2011). Novedad para la provincia de Cádiz (Moreno Arroyo 2004).

Russula praetervisa Sarnari 1998 (Fig. 3a)

Material estudiado: CÁDIZ, Grazalema, llano de las Encinas y los Laureles, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF8170, altitud 860 m. Encinar basófilo. 28-X-2015. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 8518.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por su cutícula pardo-ocrácea o pardo-grisácea, base del estípites manchada de pardo-herrumbre y carne de olor desagradable y sabor no acre (Monedero 2011). No nos constan citas previas para la comunidad autónoma andaluza (Moreno Arroyo, 2004).

Russula pseudoaeruginea (Romagn.) Romagn. 1967 (Fig. 3b)

CÁDIZ: El Bosque, El Castillejo, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF7171, altitud 370 m. Quejigal basófilo. 19-X-2014. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8465.

Observaciones: Taxón que micorriza con quercíneas en terreno calcáreo y que presenta tonalidades verdosas en el píleo, láminas cremoso-ocráceas a la madurez, esporada crema saturado y reacción positiva de la carne al sulfato de hierro (Monedero 2011). Novedad para la provincia de Cádiz, en Andalucía solo estaba citada para Jaén (Moreno Arroyo 2004).

Russula seperina Dupain 1913

MÁLAGA: Ronda, El Cupil, P. N. Sierra de Grazalema, UTM: 30S TF9971, altitud 770 m; en alcornocal, en suelo; 21-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete; det.: M. Becerra. JA-CUSSTA 8466.

Observaciones: Taxón que se identifica fácilmente por su cutícula rojizo-carmínea, la esporada amarilla y por el cambio de tonalidad de su carne al corte, pasando del blanco al rojo, para más tarde tomar tonos grisáceos y ennegrecer finalmente (Monedero 2011). Novedad para la provincia de Cádiz, en Andalucía solo estaba citada para Jaén (Moreno Arroyo 2004).

Russula seperina f. *luteovirens* Bertault & Malençon 1978 (Fig. 3c)

CÁDIZ: Grazalema, monte El Higuierón, P. N. Sierra de Grazalema, UTM: 30S TF9170, altitud 780 m; quejigar acidófilo con sotobosque de jaguarzos, en suelo; 24-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete; det.: M. Becerra. JA-CUSSTA 7856.

Observaciones: Los tonos verdoso-oliváceos de la cutícula separan a este taxón de la forma tipo. No nos constan citas previas para la comunidad autónoma andaluza (MORENO-ARROYO, 2004).

Boletales

Butyriboletus pseudoregius (Heinr. Huber) D. Arora & J.L. Frank 2014 (Fig. 3d)

= *Boletus pseudoregius* (Heinr. Ruber) Estadès

Material estudiado: MÁLAGA, Montejaque, Los Cucaderos, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30STF9570, altitud 770 m. Alcornocal-quejigal. 12-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete. JA-CUSSTA 8476.

Observaciones: Presenta la cutícula de color pardo-rosada o pardo-rojiza, estípites amarillo, salvo en su mitad inferior donde es ocre-parduzco, y carne amarilla que azulea al corte (Muñoz



Figura 2. *Cortinarius subcaninus* (a), *Lactarius tesquorum* (b), *Russula insignis* (c), *Russula maculata* (d), *Russula monspeliensis* (e), *Russula persicina* (f) (Fotos: Manuel Becerra).

2005). Novedad para la provincia de Málaga.

Butyriboletus regius (Krombhl.) Arora & J.L. Frank 2014 (Fig. 3e) = *Boletus regius* Krombhl.

Material estudiado: MÁLAGA, Montejaque, Los Cucaderos. UTM: 30S TF9570, altitud 770 m. Alcornocal-quejigal. 12-X-2014. Leg: M. Becerra & G. Astete. JA-CUSSTA 7848.

Observaciones: Taxón similar a *Boletus pseudoregius* (Heinr. Ruber) Estadès, del que se distingue por su carne que no azulea. Confirmamos su presencia en la provincia de Málaga; no nos constan citas previas para este espacio natural protegido (Moreno Arroyo 2004).

Suillellus pulchrotinctus (Alessio) Blanco-Dios 2015 (Fig. 3f) = *Boletus pulchrotinctus* Alessio

Material estudiado: CÁDIZ, El Bosque, El Castillejo, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF7771, altitud 440 m. Encinar-quejigal basófilo. 09-X-2014. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 7838.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por presentar cuando joven una cutícula blanquecina, adquiriendo desde el margen una bella tonalidad rosa vivo que llega a predominar en los ejemplares maduros; poros amarillos inicialmente para terminar amarillo-verdosos; estípites amarillo que presenta un retículo poco marcado concoloro; y carne amarillenta salvo bajo la cutícula, donde es rojizo-rosada, que al corte vira a azul, especialmente en el píleo (Muñoz 2005). Novedad para la provincia de Cádiz (Moreno Arroyo 2004). La cita para el Parque Natural Los Alcornocales, por la fotografía que se aporta, donde se ven los poros rojos en uno de los ejemplares, no parece corresponderse con este taxón (Sogorb 2007).

Buchwaldoboletus lignicola (Kallenb.) Pilát (Fig. 4a)

Material estudiado: MÁLAGA, Cortes de la Frontera, cerro del Rubio, P. N. Sierra de Grazalema. UTM: 30S TF8556, altitud 740 m. Sobre tocón de pino resinero. 01-XI-2015. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8501.

Observaciones: Es uno de pocos boletales saprofitos, crece sobre madera de *Pinus* en descomposición, principalmente sobre tocones. Se caracteriza por su píleo ocre-anaranjado o amarillo-anaranjado, estípites de amarillo-ocráceo a pardo-amarillento y poros pequeños, decurrentes y de color amarillo a amarillo-verdoso en la madurez (Muñoz 2005). No nos constan citas previas para la comunidad autónoma andaluza (Moreno Arroyo 2004).

Cyanoboletus pulverulentus (Opat.) Gelardi, Vizzini & Simonini 2014 (Fig. 4b)

Material estudiado: MÁLAGA, Benaolán, La Dehesa, P. N. Sierra de Grazalema. 30STF9965, altitud 460 m. Encinar basófilo. 10-X-2015. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8517.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por su porte xerocomoide, poros anchos y amarillos, estípites cilíndrico de color amarillo en el ápice y carne amarillenta que vira intensamente a azul oscuro al corte (Muñoz 2005); todo el basidioma adquiere tonalidades azul oscura con la manipulación. Novedad para la provincia de Málaga (Moreno Arroyo 2004).

Suillus mediterraneensis (Jacquet. J. Blum.) Redeuilh. 1992

Material estudiado: CÁDIZ, El Bosque, cerro del Albarracín, P. N. Sierra de Grazalema. 30STF7792, altitud 460 m. Pinar de *Pinus halepensis*, terreno calizo. 25-X-2015. Leg: M. Becerra. JA-CUSSTA 8526.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por su superficie pileica lisa de color amarillo pálido, amarillo-ocráceo, ocre-oliváceo o pardo-ocráceo, micelio basal del estípites rosa pálido y carne amarilla (Muñoz 2005) (Fig. 4c). Micorriza preferentemente con *Pinus halepensis* en suelos de naturaleza calcárea. No nos constan citas previas para este espacio natural protegido.

Xerocomellus dryophilus (Thiers.) N. Siegel, C.F. Schwarz & J.L. Frank 2014 (Fig. 4d)

Material estudiado: MÁLAGA, Benaolán, La Dehesa, P. N. Sierra de Grazalema. 30STF9965, altitud 460 m. Encinar basófilo. 10-X-2015. Leg: M. Becerra & E. Robles. JA-CUSSTA 8522.

Observaciones: Taxón que se caracteriza por crecer asociado a quercíneas, preferentemente sobre terrenos calcáreos, y presentar la carne del estípites de un intenso color rojo-vinoso en su base (Laduner & Simonini 2003). No nos constan citas previas para la comunidad autónoma andaluza (Moreno Arroyo 2004).

Agradecimientos: A la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio de la Junta de Andalucía por su colaboración en los estudios que hemos llevado a cabo y por las facilidades prestadas de cara a la obtención de la autorización para la recolecta con fines científico de hongos en Andalucía. A María de la Peña, directora del Parque Natural Sierra de Grazalema, por todas las facilidades que no ha dado para obtener los permisos oportunos para realizar este estudio sobre la micobiota del Parque Natural Sierra de Grazalema. A los compañeros de Micolist por su ayuda en la identificación de alguno de los taxones que se recogen en este trabajo.

Bibliografía

- Basso T. 1999. *Lactarius* Pers. Fungi Europaei volumen 7. Mykoflora, Alassio.
- Becerra M, Robles E. 2012 "Adiciones al catálogo de los macromicetos de la Serranía de Ronda". Boletín Sociedad Micológica de Madrid 33: 115-124.
- Becerra M, Robles E. 2014. "Adiciones al catálogo de los macromicetos de la Serranía de Ronda II". Boletín Sociedad Micológica de Madrid 38: 141-148.
- Becerra M, Robles E, López Pastora A. 2015. "Adiciones al catálogo de los macromicetos de la Serranía de Ronda III". Boletín Sociedad Micológica de Madrid 39: 155-161.
- Bon M. 1993. Lepiotaceae. Documents Mycologiques, Mémoire hors série 3. Lille.
- Candusso M, Lanzoni G. 1990. Lepiota s.l. Fungi europaei volumen 4. Edizioni Candusso, Saronno.
- Laduner H, Simonini G. 2003. *Xerocomus* s.l. Fungi Europaei volumen 8. Edizioni Candusso.
- Larios JM, Honrubia M, Moreno G. 1988. Estudio de los hongos



Figura 3. *Russula praetervis* (a), *Russula pseudoaeruginea* (b), *Russula seperina* f. *luteovirens* (c), *Butyriboletus pseudoregius* (d), *Butyriboletus regius* (e), *Suillellus pulchrotinctus* (f) (Fotos: Manuel Becerra).



Figura 4. *Buchwaldoboletus lignicola* (a), *Cyanoboletus pulverulentus* (b), *Suillus mediterraneensis* (c), *Xerocomellus dryophilus* (d) (Fotos: Manuel Becerra).

que fructifican en la vegeación relicta de *Abies pinsapo* Boiss., en España peninsular.II: Ascomycotina. II. *Acta Botanica Malacitana* 13: 91-110.

Manjón JL, Moreno G. 1983. Estudios sobre Aphyllophorales. III. Fructificaciones en *Abies pinsapo* Boiss. *Cryptog. Mycol.* 4(2):145-156.

Monedero García C. 2011. El género *Russula* en la Península Ibérica. Centro de Estudios Micológicos de Euskadi – Euskadi Mikologia Ikastegia.

Moreno Arroyo B (coord.). 2004. Inventario Micológico Básico de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Córdoba.

Muñoz Sánchez JA. 2005. *Boletus* s.l. *Fungi Europaei* volumen 2. Edizioni Candusso, Italia.

Neville P, Poumarat S. 2004. Amanitae. Amanita, Limacella & Torrendia. *Fungi Europaei* volumen 9. Edizioni Candusso, Alessio.

Olariaga Ibaguren, I. 2009. The order Cantharellales in the Iberian peninsula and Balearic islands. Universidad del País Vasco – Euskal Herriko Unibertsitatea. Tesis doctoral inédita.

Ortega A, Esteve F, Moreno G. 2002. Biodiversidad micoflorística del área de distribución del *Abies pinsapo* en España: aspectos micoecológicos. *Cryptog. Mycol.* 23(1): 51-69.

Ortega A, Esteve F, Horak E, Moreno G. 1996. Aportación al catálogo de los macromicetos del área potencial del *Abies pinsapo* en España. *Boletín Sociedad Micológica de Madrid* 21: 219-249.

Sogorb JR. 2007. Hongos del Parque Natural Los Alcornocales y Campo de Gibraltar. Algeciras.

Tellería MT. 1987. Aphyllophorales (Basidiomycotina) of the Iberian and North African fir woodlands (*Abies pinsapo*). A contribution to their study. *Nova Hedwigia* 44(1-2): 105-120.

TRES ESPECIES NUEVAS PARA LA FLORA DE ANDALUCIA OCCIDENTAL

Íñigo Sánchez García*, Javier Fernández de Bobadilla

¹ Zoobotánico de Jerez. c/ Madre Selva s/n. 11408 Jerez de la Frontera (Cádiz).

Recibido: 13 de octubre de 2016. Aceptado (versión revisada): 26 de octubre de 2016. Publicado en línea: 11 de noviembre de 2016.

Three species new to the Western Andalusia flora

Palabras claves: *Epilobium lanceolatum*, *Pimpinella espanensis*, *Tragopogon pratensis*, corología, Parque Natural Sierra de Grazalema, Cádiz.

Keywords: *Epilobium lanceolatum*, *Pimpinella espanensis*, *Tragopogon pratensis*, chorology, Sierra de Grazalema Natural Park, Cadiz province.

Resumen

Se comunica la presencia de tres especies de flora silvestre que son novedad para la flora de Andalucía Occidental (España): *Epilobium lanceolatum* Sebast. & Mauri. (Onagraceae), *Pimpinella espanensis* Hiroe (Umbelliferae) y *Tragopogon pratensis* L. (Compositae). Todas ellas han sido localizadas en la Sierra del Pinar, en el Parque Natural Sierra de Grazalema, provincia de Cádiz.

Abstract

The presence of three native species new to the Western Andalusia flora: *Epilobium lanceolatum* Sebast. & Mauri. (Onagraceae), *Pimpinella espanensis* Hiroe (Umbelliferae) and *Tragopogon pratensis* L. (Compositae) is communicated. These species have been located in Sierra del Pinar, in Sierra de Grazalema Natural Park, Cádiz province (Spain).

Introducción

El extremo más occidental de la Cordillera Subbética, en el que se encuentran las cumbres más elevadas de la provincia de Cádiz (El Torreón, 1654 msnm) y las zonas con mayor pluviometría de España (2200 mm de media anual en Grazalema), albergan una rica e interesante flora que ha atraído a numerosos botánicos a lo largo de la historia, especialmente a partir de las expediciones naturalísticas de Boissier, entre 1827 y 1837, en las que describió al pinsapo (Boissier 1838). Continuaron numerosos estudios entre los que destacan por su profundidad y rigor los de Pérez Lara (1886-1903), Rigueiro (1978) y, especialmente, Aparicio & Silvestre (1987), que estudiaron en profundidad la flora de este macizo. Esta riqueza florística fue de hecho uno de los motivos que justificó la creación del Parque Natural de Grazalema en 1984, siendo el primer parque natural de Andalucía.

A pesar del elevado grado de conocimiento de su flora antes mencionado, aún quedan aspectos por conocer y especies que añadir a su catálogo, especialmente en las zonas cacuminales de las sierras más elevadas en las que la mayoría de las especies florecen en una época tardía en la que se realizan pocas visitas debido a las altas temperaturas. Por ello la Sociedad Gaditana de Historia Natural ha venido organizando

en los últimos años varias excursiones botánicas a las zonas de crestería a principios del verano que han proporcionado interesante información, destacando el hallazgo en la Sierra del Pinar de tres nuevas especies para la provincia de Cádiz y Andalucía Occidental que citamos a continuación.

Epilobium L. es un género perteneciente a la familia Onagraceae nativo de las regiones templadas y subárticas de ambos hemisferios. Ocupa preferentemente hábitats con una alta humedad edáfica, como bordes de charcas, ríos, arroyos, fuentes o suelos rezumantes. En la península ibérica se han citado hasta el momento dieciocho especies (Nieto-Feliner 1997) de las que sólo cinco se han citado en Andalucía Occidental (Silvestre 1987; Sánchez & Otero 2014).

E. lanceolatum Sebast. & Mauri (Fig. 1) pertenece a la sect. *Epilobium* y se distingue de otras especies próximas presentes en la península por poseer hojas cuneadas con peciolo mayor de 3 mm. Es una planta perenne con tallos de entre 15 y 60 cm de altura, con hojas inferiores opuestas y tallos cubiertos de pelos tomentosos de menos de 0,3 mm. Sus hojas son elíptico-lanceoladas, cuneadas y con los nervios secundarios marcados. Posee escasas flores (habitualmente no más de una docena) de color rosado o, en ocasiones, lila, con pétalos de 5-7 mm y escotadura de 1-2 mm y estigma cuatrífido. Las

cápsulas, de 3 a 7 cm, son lineares y contienen numerosas semillas papilosas con penacho de pelos. Habita en herbazales húmedos y umbríos, especialmente en laderas pedregosas, entre 1100-1800 msnm y florece entre junio y agosto. Se distribuye por el oeste y sur de Europa, el norte de África, Anatolia, el Cáucaso y el norte de Irán. En la península ibérica es frecuente en los sistemas montañosos de la mitad Norte. En el sur es bastante escasa, estando citada en Andalucía en Sierra Nevada y Ronda (Romero 2011).

Curiosamente la presencia de esta especie en la Sierra del Pinar había sido mencionada por Rigueiro (1978) en lugares húmedos de la Senda de los Contrabandistas el 08.07.1975, pero la escasa difusión de su obra unida a la falta de testimonios había hecho desestimar la presencia de esta especie en trabajos posteriores como el catálogo florístico del parque de Grazalema (Aparicio & Silvestre 1987), la Flora Vascular de Andalucía Occidental (Silvestre 1987) o la propia Flora Ibérica (Nieto-Feliner 1997).



Figura 1. *Epilobium lanceolatum* (Foto: José Manuel Amarillo).

Pimpinella L. es un género con unas 150 especies, perteneciente a la familia Umbelliferae. Se distribuye por África, Asia y Europa. Son plantas habitualmente perennes, con una roseta de hojas basales y tallos erectos y ramificados en los que florecen las umbelas con flores pequeñas, normalmente blancas, amarillentas o rojizas.

En España se han citado ocho especies (Velayos 2003), de las que sólo tan una, *P. villosa* Schousboe, se conocía en Andalucía Occidental (García-Martín 1987).

P. espanensis M. Hiroe (Fig. 2) se distingue de otras especies del género por sus pétalos amarillos o amarillentos y hojas basales pinnatisectas, a veces con los segmentos pinnatifidos. Es un hemcriptófito escaposo cuyos tallos no suelen pasar de los 60 cm, aunque llega a alcanzar hasta 120 cm en zonas

favorables. Posee tallos finamente estriados, pelosos, con la base cubierta de restos foliares escamosos, de color castaño y borde hialino. Sus hojas son pelosas, las basales de 5-12 cm, largamente pecioladas y 1-2 pinnatisectas, con segmentos opuestos, ovados e irregularmente dentado-lobulados; las hojas superiores se reducen a un corto limbo linear o incluso a una vaina de borde hialino. Sus umbelas son compuestas, con 3-4 radios y sin bracteolas. Flores actinomorfas, hermafroditas, pentámeras, con pétalos de 0,5-0,7 mm, amarillentos. Frutos de en torno a 2 mm, elipsoideos, lisos y glabros. Vive en bordes y claros pedregosos de bosques, en zonas umbrías y con substrato calizo, entre 600-2000 m de altitud y florece en julio y agosto. Se distribuye por montañas del este y sur de la península ibérica. En Andalucía se conocía de Cazorra, Trevenque-Almijara y Nevada-Filabres (Cueto & Giménez, 2011).



Figura 2. *Pimpinella espanensis*, roseta basal (arriba) y aspecto general de la planta (abajo) (Fotos: José Manuel Amarillo e Iñigo Sánchez).

Tragopogon L. es un género con unas 100 especies, subespecies e híbridos aceptados de plantas herbáceas en la familia Compositae distribuidas principalmente por la región mediterránea, Europa y Asia templada y subtropical. Incluye a plantas herbáceas, bienales o perennes, glabras o flocoso-lanuginosas y caulescentes. Sus tallos son erectos, simples ramificados, con hojas simples y alternas, a menudo agrupadas en una roseta basal, lineares o linear-lanceoladas, enteras, envainadoras y paralelinervias. Los capítulos, solitarios, se disponen sobre pedúnculos largos, generalmente engrosados en la fructificación. Las lígulas son amarillas, lilas o rojizas, con el tubo peloso en el ápice. Sus frutos son aquenios fusiformes, glabros, con 5-10 costillas, atenuados en pico largo, a menudo ensanchado en la parte superior, rematando por un vilano formado por dos filas de pelos plumosos.

En la Península se conocen nueve especies de este género (Díaz de la Guardia & Blanca 2004) de las que sólo dos se conocían de Andalucía Occidental (Talavera 1987) (se excluye de ellas a *T. hybridus* L. al haber sido recientemente transferido al gén. *Geropogon* L.).

T. pratensis L. (Fig. 3) pertenece al grupo de especies que poseen lígulas amarillas en toda su longitud e involucre con 5(7) brácteas. Alcanza de 15 a 35 cm de altura. Tallos ramificados desde la base, flocoso-lanuginosos en la base y en el ápice. Hojas 8-25 x 0,3-0,5 cm, las basales numerosas, lineares, semiamplexicaules, con abundante indumento en la base; las caulinares alternas. Capítulos homógamos, terminales, solitarios; pedúnculos no engrosados en la antesis; involucre con una fila de brácteas; brácteas 5(7), de 17-25 x 3-4 mm en la antesis, lanceoladas, aracnoideo-tomentosas. Lígulas 14-20 mm, tan largas o c. 4/5 de la longitud de las brácteas, amarillas. Aquenios 17-22 mm, ligeramente arqueados, escábridos, atenuados en un pico de 4-7 mm, de ápice claviforme. Vilano 15-25 mm, plumoso. Florece de mayo a julio. Vive en pastizales y taludes subnitrófilos, de 800 a 2500 m. Presenta distribución Mediterránea, estando disperso por toda la Península, principalmente por zonas de montaña. En Andalucía se ha citado en Cazorla, Magina, Trevenque-Almijara, Velez-Baza, Nevada-Filabres, Alpujarras y Ronda (Díaz de la Guardia & Suarez 2011).



Figura 3. *Tragopogon pratensis*. (Foto: Íñigo Sánchez).

Resultados y discusión

Epilobium lanceolatum Sebast. & Mauri, Fl. Roman. Prodr.: 138, tab. 1 (1818)

CADIZ: Grazalema, Sierra del Pinar, Senda de los Contrabandistas, 36° 46' 16,82 N; 5° 25' 15,39" W, 1126 msnm, 07-VII-2013, Leg.: I. Sánchez, J.M. Amarillo & J.C. Soto; Det: I. Sánchez; SEV 286221.

La población que localizamos en torno al Camino de los Contrabandistas, en plena ruta del Pinsapar de Grazalema, se distribuye a lo largo de varios cientos de metros y comprende centenares de ejemplares.

Pimpinella espanensis Hiroe Umbell. World: 833 (1979)

CADIZ: Grazalema, Sierra del Pinar, 36° 46' 22,99 N; 5° 25' 27,30" W, 1088 msnm, 29-VII-2016, Leg.: J. Fernández de Bobadilla, J.M. Amarillo, A. Rivas & I. Sánchez; Det: J. Fernández de Bobadilla & I. Sánchez; SEV 286713.

Se localizan en torno al camino 3 núcleos con un total de 164 ejemplares de los que sólo 17 están en flor/fruto.

Tragopogon pratensis L., Sp. Pl.: 789 (1753)

CADIZ: Grazalema, Sierra del Pinar, 36° 56' 47,56"N; 5° 25' 20,63" W, 1575 msnm, 01-VII-2007, Leg.: I. Sánchez, C. Martínez & J.C. Moreno; Det: I. Sánchez; ibídem, 36° 46' 13,98" N; 5° 25' 40,59" W, 1244 msnm, 09.VII.2016, Leg.: I. Sánchez, D. Matas, J. García & J.L. Merino, Det: I. Sánchez; SEV 286714.

En ambas ocasiones se localizó a un solo ejemplar aislado.

Agradecimientos: A todos los compañeros de la Sociedad Gaditana de Historia Natural que nos han acompañado en estas salidas, especialmente a José Manuel Amarillo por la cesión de sus fotografías. Al Parque Natural de Grazalema y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía por facilitarnos las autorizaciones para el acceso y la colecta de ejemplares.

Bibliografía

Aparicio A, Silvestre S. 1987. Flora del Parque Natural de la Sierra de Grazalema. Junta de Andalucía. Sevilla. 303 p.

Boissier PE. 1838. Notice sur l'*Abies Pinsapo*. Bibliothèque Universelle de Genève. Ginebra, febrero 1838.

Cueto M, Giménez E. 2011. *Pimpinella* L. En: Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Salazar C, Morales-Torres C (eds.). Flora Vasculare de Andalucía Oriental, pp. 1396-1398.

Díaz de la Guardia C, Blanca G. 2004. A new Spanish species of *Tragopogon* (Asteraceae: Lactuceae). *Botanical Journal of the Linnean Society* 146: 505-511.

Díaz de la Guardia C, Suarez VN. 2011. *Tragopogon* L. En: Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Salazar C, Morales-Torres C (eds.), Flora Vasculare de Andalucía Oriental, tomo IV, pp. 311-314.

García Martín F. 1987. *Pimpinella*. En Valdés B, Talavera S. & Fernández Galiano E (eds.), Flora vasculare de Andalucía Occidental, tomo II, p. 301.

Nieto-Feliner G. 1997. *Epilobium* L. En: S. Castroviejo et al. (coords.) Flora Iberica 8: 101-131.

Pérez Lara J M. 1886. Florula Gaditana. Pars prima. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 15: 349-475.

Pérez Lara J M. 1887. Florula Gaditana II. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 16: 273-372.

Pérez Lara J M. 1889. Florula Gaditana III. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 18: 35-143.

Pérez Lara J M. 1891. Florula Gaditana IVa. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 20: 23-94.

Pérez Lara J M. 1892. Florula Gaditana IVb. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 21: 191-280

Pérez Lara J M. 1895. Florula Gaditana Va. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 24: 279-335

Pérez Lara J M. 1895. Florula Gaditana Vb. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 25: 173-222.

Pérez Lara J M. 1898. Florula Gaditana Ve. *Anales de la Sociedad Española de Historia Natural* 27: 21-92.

Pérez Lara J M. 1903. Florula Gaditana. Addenda et Emendanda. *Mem. Soc. Españ. Hist. Nat.* 2: 5-62.

Rigueiro A. 1978. Catálogo florístico de la Serranía de Grazalema. *Trab. Cátedra Botánica de ETSIM*. Madrid.

Romero O T. 2011. Onagraceae. En: Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Salazar C, Morales-Torres C (eds.), Flora Vasculare de Andalucía Oriental, pp. 1099-1105.

Sánchez I, Otero A. 2014. Dos nuevas especies de *Epilobium* L. (Onagraceae) para Cádiz. *Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural* 8: 43-46.

Silvestre S. 1987. Onagraceae. En Valdés B, Talavera S, Fernández-Galiano E (eds.), Flora vasculare de Andalucía Occidental, tomo II, pp. 206-210.

Talavera S. 1987. *Tragopogon* L. en Valdés B, Talavera S. & Fernández-Galiano E (eds.), Flora vasculare de Andalucía Occidental, tomo III, pp. 114-116.

Velayos M. 2003. *Pimpinella* L. En: S. Castroviejo et al. (coords.), Flora Iberica 10, pp. 181-191.

NOTICARIO ORNITOLÓGICO DEL ESTRECHO DE GIBRALTAR. 2010

Carlos A. Torralvo*, Javier Elorriaga, Miguel González, Blanca Pérez,
Andrés de la Cruz y Alejandro Onrubia.

Centro Internacional de Migración de Aves (CIMA). Ctra. N340 Km 85. CP 11380, Tarifa, Cádiz, España.

Recibido: 13 de septiembre de 2016. Aceptado (versión revisada): 16 de noviembre de 2016. Publicado en línea: 27 de diciembre de 2016.

Ornithological news from the strait of Gibraltar. 2010

Palabras claves: Aves, Estrecho, Tingitana, Cádiz, Lista.

Keywords: Birds, Strait, Tingitana, Cádiz, List.

Resumen

Se recopilan todas las observaciones de aves del ámbito del estrecho de Gibraltar durante el 2010. Se reflejan las observaciones de aves escasas, exóticas y los números más destacables. Se recopilan observaciones de 111 especies, incluyendo dos nuevas especies para el ámbito del Estrecho.

En esta tercera edición del noticiario ornitológico del estrecho de Gibraltar se presentan las observaciones más notables del año 2010. El ámbito geográfico comprende el Campo de Gibraltar, la comarca de La Janda, Ceuta, Gibraltar y norte de Marruecos (región de Tánger-Tetuán). Los datos de la Fundación Migres corresponden a los programas de estudio de la migración de las aves por el Estrecho descritos en Programas Migres (2009) y de la Cruz et. al. (2012). Desconocemos si las observaciones de aves raras han sido remitidas o aceptadas por los distintos comités de rarezas del ámbito del noticiario: Comité de Rarezas de SEO/BirdLife, Rarities Panel (GONHS, 2010) y The Moroccan Rare Birds Committee (go-South Bull. <<http://www.go-south.org/>>).

Se destacan las siguientes citas que corresponden a dos especies nuevas para el estrecho de Gibraltar. Se muestran su estatus y los criterios de inclusión que se reflejaron en la lista sistemática de las aves del estrecho de Gibraltar (Torralvo et al. 2009).

Periquito común *Melospittacus undulatus* (Shaw, 1805)
Budgerigar, *Perruche ondulée*

Estatus: Es. (Escape, procedente de individuos en cautividad.)
Criterio: todas citas recibidas.

Avión zapador africano *Riparia paludicola* (Vieillot, 1817)
Brown-throated Martin, *Hirondelle paludicole*

Estatus: r. (Residente escaso, presente a los largo de todo el año con cifras reducidas).
Criterio: todas citas recibidas.

Abstract

Here we present a compilation of bird observations in the Strait of Gibraltar during 2010. We include observations of scarce and introduced species, as well as the most remarkable numbers. We have put together observations of 111 species, two of which are new to the Strait of Gibraltar region.

NOTICIARIO 2010

Ánsar común *Anser anser* (Linneo, 1758)
Greylag Goose, *Oie cendrée*

Tres aves volando al oeste desde la Isla de Tarifa el 15/01 (B. Pérez y C. Torralvo/Fundación Migres). Desde Tráfico, Tarifa, dos aves volando al sur el 27/09 (A. de la Cruz/Fundación Migres), y tres aves en La Janda el 28/12 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Tarro blanco *Tadorna tadorna* (Linneo, 1758)
Common Shelduck, *Tadorne de Belon*

Desde la Isla de Tarifa se observan 21 aves el 12/11 (Fundación Migres).

Negrón común *Melanitta nigra* (Linneo, 1758)
Common Scoter, *Macreuse noire*

Un ave, hembra o joven, en la marisma del río Palmones, Algeciras, el 21/08 (J. Elorriaga/Fundación Migres). En la Isla de Tarifa: dos aves volando hacia el oeste el 13/10 (G. Muñoz/Fundación Migres), una volando hacia el este el 25/10 (Fundación Migres), un ave volando al oeste el 01/11 (C. Torralvo/Fundación Migres) y el 03/11 (Fundación Migres), cuatro hacia el este el 05/11 (J. Roldán/Fundación Migres), un ave hacia el este el 08/11 y cuatro al oeste el 10/11 (B. Pérez/Fundación Migres). En punta Blanca, Ceuta, 5 aves el 11/12 (Guirado y López, 2011).

Serreta mediana *Mergus serrator* (Linneo, 1758)
Red-breasted Merganser, Harle huppé

En el parque del Centenario, bahía de Algeciras, un macho y una hembra el 22/12 (J. Elorriaga/Fundación Migres).

Codorniz común *Coturnix coturnix* (Linneo, 1758)
Common Quail, Caille des blés

Un ave en periodo invernal, el 15/12 en el huerto del Pavero, La Línea de la Concepción (Cuenca/GOES, 2011b).

Colimbo chico *Gavia stellata* (Pontoppidan, 1763)
Red-throated Diver, Plongeon catmarin

Un ave volando hacia el suroeste el 05/02 en la Isla de Tarifa (R. Benjumea y A. de la Cruz/Fundación Migres).

Pardela cenicienta *Calonectris diomedea* (Scopoli, 1769)
Cory's Shearwater, Puffin cendré

Máximo de la migración postnupcial el 03/11 con 17.967 aves desde la Isla de Tarifa (Fundación Migres) y en la playa del Desnarigado, Ceuta, se cuentan 7.730 aves a la hora (López, 2011) (Foto 1).

Pardela sombría *Puffinus griseus* (Gmelin, 1789)
Sooty Shearwater, Puffin fuligineux

Un ave volando hacia el oeste desde la Isla de Tarifa el 18 y el 20/10 (B. Pérez/Fundación Migres) y dos aves volando hacia el este el 27/10 (A. de la Cruz/Fundación Migres).

Pardela balear *Puffinus mauretanicus* (P.R. Lowe, 1921)
Balearic Shearwater, Puffin des Baléares

Durante el seguimiento de la migración postnupcial desde la Isla de Tarifa, el máximo de migración se produce el 29/05 con 1.785 aves volando hacia el oeste (Fundación Migres).



Foto 1. Pardela cenicienta *Calonectris diomedea* (Scopoli, 1769), Cory's Shearwater, en el Estrecho (Foto: M. Gonzalez).

Pardela mediterránea *Puffinus yelkouan* (Acerbi, 1827)
Levantine Shearwater, Puffin yelkouan

Desde la Isla de Tarifa se observa un ave en migración los días 30/05, 06/06, 07/06, 18/06, 21/06 y 17/10 (Fundación Migres).

Pardela chica *Puffinus assimilis* (Gould, 1838)
Little Shearwater, Puffin semblable

Desde punta Benzú, Ceuta, tres aves el 23/10 (Rodríguez, 2011).

Paíño europeo *Hydrobates pelagicus* (Linneo, 1758)
European Storm-petrel, Océanite tempête

Un ave en la torre del Guadalmesí, Tarifa, el 19/01 (Garzón et al./GOES, 2011). Desde la Isla de Tarifa: un ave el 08/03 (C. Torralvo y J. Roldán/Fundación Migres), dos el 01/06, 13 el 13/06 (C. Torralvo/Fundación Migres), 16 el 14/06 (C. Torralvo y A. Onrubia/Fundación Migres), dos el 15/06 (C. Torralvo y J. Roldán/Fundación Migres), 10 el 18/06 y dos aves el 21/06 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Paíño boreal *Oceanodroma leucorhoa* (Vieillot, 1818)
Leach's Storm-petrel, Océanite culblanc

Un ave en el peñón de Gibraltar el 28/01 y el 21/02 (GOHNS, 2010). Un ave muerta en la Cañada, Tarifa, el 25/01 (R. Benjumea/Fundación Migres). En Benyunech, Marruecos, 20 aves volando hacia el oeste el 20/02 (J. Elorriaga/Fundación Migres) y una hacia el oeste en la Isla de Tarifa el 12/10 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Alcatraz atlántico *Morus bassanus* (Linneo, 1758)
Northern Gannet, Fou de Bassan

En la migración postnupcial el máximo se produce el 24/10 con 903 aves (Fundación Migres) (Foto 2).



Foto 2. Alcatraz atlántico *Morus bassanus* (Linneo, 1758), Northern Gannet, joven pescando en la isla de Tarifa (Foto: M. Gonzalez).

Cormorán moñudo *Phalacrocorax aristotelis* (Linneo, 1761)
Shag, Cormoran huppé

Un ave en la Isla de Tarifa volando hacia el este el 05/02 (R. Benjumea y A. de la Cruz/Fundación Migres).

Avetoro común *Botaurus stellaris* (Linneo, 1758)
Great Bittern, Butor étoilé

Un joven el 06/11 en La Janda (J. A. Utrera, M. Harana, J. Conde, M. A. Granado y S. Scire).

Garcilla cangrejera *Ardeola ralloides* (Scopoli, 1769)
Squacco Heron, Cravier chevelu

En la desembocadura del río Guadiaro, Soto Grande, 18 aves volando al anochecer el 20/09 (Cuenca et al./GOES, 2010).

Garcilla bueyera *Bubulcus ibis* (Linneo, 1758)
Cattle Egret, Héron garde-boeufs

En la colonia de La Janda un mínimo de 534 parejas el 05/06, observándose pollos hasta el 17/09 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Garceta grande *Egretta alba* (Linneo, 1758)
Great White Egret, Grande Aigrette

En La Janda se observan cuatro individuos el 07/02 (GOES, 2010) y se constata su presencia el 17/03 (J. Elorriaga). Un ave en Aïn Chouk, Bajo Loukkos, Larache, Marruecos, el 18/04 (Albegger et al. 2011)

Cigüeña negra *Ciconia nigra* (Linneo, 1758)
Black Stork, Cigogne noire

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 11/02, con un ave desde punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres). Por el peñón de Gibraltar pasan en este periodo 128 aves (GOHNS, 2011) y por Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras, 504 aves (Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 2.534 aves y el máximo se observa el 23/09 con 342 aves (Fundación Migres).

Cigüeña blanca *Ciconia ciconia* (Linneo, 1758)
White Stork, Cigogne blanche

En el periodo prenupcial entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras, se contabilizan 8.720 aves y en el postnupcial un total de 165.277 aves; el máximo se observa el 29/07 con 17.041 aves (Fundación Migres).

Morito común *Plegadis falcinellus* (Linneo, 1766)
Glossy Ibis, Ibis falcinelle

Destacan las siguientes observaciones: en el peñón de Gibraltar 27 aves el 19/04 (GOHNS, 2010); en la playa de Calamocarro, Ceuta, 30 aves volando el 19/04 (Guirado, 2011); unas 200 aves en La Janda el 18/08 (A. de la Cruz, C. Torralvo/Fundación Migres y Y. Corrales) y en las marismas de Aïn Chouk, Bajo Loukkos, Larache, Marruecos, 2.200 aves el

03/10 (van den Berg 2011).

Ibis eremita *Geronticus eremita* (Linneo, 1758)
Bald Ibis, Ibis chauve

En punta Carnero, Algeciras, un ave volando al este el 22/03 (R. Benjumea/Fundación Migres) y en la sierra de Enmedio cinco individuos el 01/08 (A. Justo).

Espátula común *Platalea leucorodia* (Linneo, 1758)
Eurasian Spoonbill, Spatule blanche

En la Janda se observan siete aves el 28/12 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Abejero europeo *Pernis apivorus* (Linneo, 1758)
European Honey-buzzard, Bondrée apivore

En la migración prenupcial se produce la primera observación en punta Carnero, Algeciras, el 26/03 (Fundación Migres) y se cuentan 13.183 aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011) y 3.823 aves entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero (Fundación Migres). Desde Cazalla se observan dos aves, que cruzan el Estrecho hacia el norte, una el 21/07 y otra el 31/07 (A. de la Cruz/Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 58.853 aves y el máximo se observa el 01/09 con 11.333 aves (Fundación Migres).

Elanio común *Elanus caeruleus* (Desfontaines, 1789)
Black shouldered Kite, Élanion blanc

La primera observación durante la migración prenupcial se realiza el 06/02 desde Cazalla, Tarifa, y se cuentan un total de cuatro aves en este periodo entre Cazalla y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres) (Foto 3).

Milano negro *Milvus migrans* (Boddaert, 1783)
Black Kite, Milan noir

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 14/01 y se cuentan en dicho periodo 17.655 aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011) y entre Cazalla y punta Carnero un total de 40.391 aves (Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 171.457 aves y el máximo se observa el 16/08 con 17.257 aves (Fundación Migres).

Milano real *Milvus milvus* (Linneo, 1758)
Red Kite, Milan royal

En migración postnupcial se cuenta un total de 35 aves (Fundación Migres).

Alimoche común *Neophron percnopterus* (Linneo, 1758)
Egyptian Vulture, Vautour percnoptère

La primera observación de la migración prenupcial se produjo el 13/02 en punta Carnero, Algeciras, contándose en total para esta migración 388 aves entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero (Fundación Migres) y 58 en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se cuentan un total de 2.243



Foto 3. Joven de elanio común *Elanus caeruleus* (Desfontaines, 1789), Black shouldered Kite (Foto: M. Gonzalez).

aves y el máximo se observa el 01/09 con 297 aves (Fundación Migres). Un joven, en periodo invernal, en el vertedero de Los Barrios el 15/12 (J. Elorriaga, C. Torralvo/Fundación Migres y J. Ramírez) (Foto 4).

Buitre leonado *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783)
Griffon Vulture, Vautour fauve

En la migración primaveral, la primera observación se produce el 21/01 con un ave en el Peñón de Gibraltar (GOHNS, 2010), el total contado para dicho periodo es de 416 aves en el Peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011) y 2.050 aves desde Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres). En Benzú, Ceuta, 22 aves el 22/06 (Cárceles 2011). Una observación en el sur de Marruecos: en el Yebel Ayachí, Midelt, 400 aves pasan la noche el 25/10 (J. L. Paz y P. A. Jodar).

Buitre moteado *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852)
Rüppell's Vulture, Vautour de Rüppell

A lo largo del año 2010 se obtienen 52 registros. En primavera se observa un ave el 16/05 en el mirador del Estrecho procedente del sur (P. Zufiur), otra el 29/05 en punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres), y un ave en el vertedero de Los Barrios el 10/06 (Gilbertson, 2010). En verano se registra en Cazalla, Tarifa, un ave el 30/07 (B. Pérez/Fundación Migres) y el 13/08 (Fundación Migres), un ave en el vertedero de Los Barrios el 20/08 (Chantler y Chantler, 2010), un inmaduro en el Algarrobo, Algeciras, el 25/08 (J. Elorriaga y C. Torralvo) y se observa repetidamente un ejemplar entre el 01/08 y 26/11 en la sierra de Enmedio, Tarifa (A. Justo). En septiembre: en el Algarrobo un ave el 02/09 (J. Roldán/Fundación Migres), el 04/09 (J. Elorriaga, B. Pérez y T. L. Oetersen/Fundación Migres), el 08/09 (Fundación

Migres) y el 15/09 (C. Torralvo/Fundación Migres); en Bolonia un inmaduro el 05/09 (B. Yañez y M. Gonzalez); en Cazalla tres aves el 18/09 (Kratzer, 2010) y el 24/09 (Fundación Migres) y una el 24/09 (Fundación Migres), 25/09 (Lockood, 2010), 27/09 (J. Elorriaga/Fundación Migres) y 28/09 (Daly, 2010); un ave en la Sierra del Cabrito, Tarifa, el 19/09 (Kratzer, 2010); un inmaduro en el vertedero de Los Barrios el 20/09 (Labrador, Llorente y Díaz, 2010) y un ave en La Janda el 27/09 (Daly 2010). En octubre y noviembre: en Cazalla un ave el 01/10 (P. Zufiur) y el 02/10 (Fundación Migres); en Algarrobo una el 01/10 (Fundación Migres); en la Hoya, Algeciras, una el 21/10 (J. Elorriaga, J. Wright y J. Peter/Fundación Migres) y el 17/11 (J. Elorriaga/Fundación Migres); un ave en el Bujeo, Algeciras, y otra en el vertedero de Los Barrios el 21/10 (J. Elorriaga/Fundación Migres y D. Delgado); y un ave en el Guadalmesí, Tarifa, el 01/11 (Cuenca/ GOES, 2010).

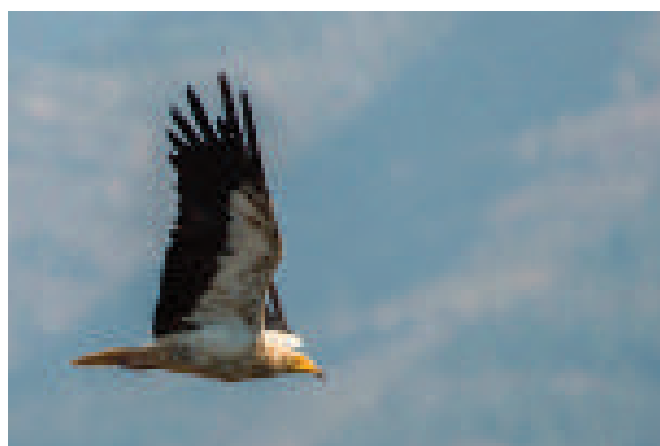


Foto 4. Subadulto de alimoche común *Neophron percnopterus* (Linneo, 1758), Egyptian Vultur (Foto: M. Gonzalez).



Foto 5. Inmadura de buitre moteado *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852), Rüppell's Vulture, en el vertedero de Los Barrios (Foto: D. Delgado).



Foto 6. Buitre negro *Aegypius monachus* (Linneo, 1766), Monk Vulture, en el vertedero de Los Barrios (Foto: D. Delgado).

Buitre negro *Aegypius monachus* (Linneo, 1766)
Monk Vulture, Vautour moine

A lo largo del año 2010 se obtienen 13 registros. En el vertedero de Los Barrios: un ave el 20/02 (Colorado y Colorado/GOES, 2010), el 12/03 (M. González y J. Roldán/Fundación Migres) y el 21/10 (J. Elorriaga/Fundación Migres y D. Delgado), dos jóvenes el 25/11 (C. Torralvo/Fundación Migres y P. Zufiaur), dos aves el 14/12 (J. Elorriaga, C. Torralvo/Fundación Migres y J. Ramírez) y tres el 24/12 (Sarmiento/GOES 2011). Un ejemplar el 10/03 en el puerto del Rayo, Tarifa (B. Yañez/Fundación Migres). En La Hoya, Algeciras, en migración prenupcial dos observaciones de aves entrando desde el sur (Fundación Migres) y un ejemplar de 2ª año (P. Zufiaur y M. Guerrero), un ave el 12/11 y una cruzando al sur (J. Elorriaga/Fundación Migres) y cuatro aves más volando por la zona el 18/11 (J. Elorriaga/Fundación Migres y P. Zufiaur). En la sierra de Enmedio, Tarifa, un ave el 20/10 y el 19/11 (A. Justo). En El Pelayo un ave el 25/11 (Campos/GOES 2011).

Culebrera europea *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788)
Short-toed Eagle, Circaète Jean-le-blanc

Una observación invernal el 14/01 en Barbate (C. Azahara). En la migración prenupcial, la primera observación se produce el 06/02 y se cuenta un total 9.393 aves entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres), y de 1.011 aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se cuenta un total de 13.411 aves y el máximo se observa el 21/09 con 1.225 aves (Fundación Migres).

Aguilucho lagunero occidental *Circus aeruginosus* (Linneo, 1758) *Marsh Harrier, Busard des roseaux*

Primera observación de migración prenupcial el 06/02, un ave desde Cazalla, Tarifa (Fundación Migres), y para este periodo en el peñón de Gibraltar se cuenta un total de 218 aves (GONHS, 2011) y en Cazalla y punta Carnero, Algeciras, 217 aves (Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 410 aves y el máximo se observa el 06/09 con 47 aves (Fundación Migres).

Aguilucho pálido *Circus cyaneus* (Linneo, 1766)
Hen Harrier, Busard Saint-Martin

En el paso prenupcial seis aves por el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se cuentan dos aves (Fundación Migres).

Aguilucho cenizo *Circus pygargus* (Linneo, 1758)
Montagu's Harrier, Busard cendré

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 04/03 y se cuenta un total de 139 entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres), y de 80 aves por el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En un dormitorio premigratorio en La Janda se censan 53 aves el 06/09 (M. González, J. Elorriaga, C. Torralvo/Fundación Migres y Y. Seminario). En migración postnupcial se cuenta un total de 664 aves y el máximo se observa el 02/09 con 95 aves (Fundación Migres).

Gavilán común *Accipiter nisus* (Linneo, 1758)
Eurasian Sparrowhawk, Épervier d'Europe

La primera observación prenupcial se realiza el 04/02 y pasa un total de 718 aves por el peñón de Gibraltar (GONHS, 2011). En migración postnupcial se cuenta un total de 2.113 aves y el máximo se observa el 14/09 con 155 aves (Fundación Migres).

Busardo ratonero *Buteo buteo* (Linneo, 1758)
Common Buzzard, Buse variable

Para la migración prenupcial la primera observación se produce en Cazalla, Tarifa, el 04/02, contándose en dicho periodo 40 aves (Fundación Migres) y un total de 12 en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se cuentan un total de 70 aves y el máximo se observa el 29/09 con 11 aves (Fundación Migres).

Busardo moro *Buteo rufinus* (Cretschmar, 1829)
Long-legged Buzzard, Buse féroce



Foto 7. Adulto de culebrera europea *Circaetus gallicus* (Gmelin, 1788), Short-toed Eagle (Foto: M. Gonzalez).

A lo largo del año 2010 se obtienen 25 registros. Se vuelve a confirmar la cría, pero esta vez se trata de una pareja compuesta por un macho de busardo ratonero *Buteo buteo* (Linneo, 1758) y una hembra de busardo moro, sacando adelante tres pollos (Elorriaga y Muñoz, 2013). En la estación de Los Barrios un adulto los días 15/01, 30/01 y 07/02, un joven el 21/03 (J. Elorriaga/Fundación Migres), un ejemplar el 13/11 (J. Elorriaga/Fundación Migres), el 15/11 (J. Elorriaga/Fundación Migres y D. Delgado) y el 05/12 (J. Elorriaga/Fundación Migres). En Cazalla, un ave el 11/03 cruzando hacia el sur (J. Elorriaga y C. Torralvo/Fundación Migres), el 25/03 (C. Torralvo/Fundación Migres, P. Lovage y D. Vanhoecke) y el 12/04 (B. Pérez/Fundación Migres) y un adulto el 27/08 (J. Elorriaga y C. Torralvo/Fundación Migres). Un ave en migración en punta Carnero el 02/04 (P. Ortega). En Depósitos, Tarifa, un subadulto el 02/09 (J. Elorriaga, A. de La

Cruz, C. Torralvo/Fundación Migres, K. Lausten y T. L. Petersen). Dos adultos en el observatorio de Algarrobo, Algeciras, el 18/09 y dos aves en la sierra del Cabrito, Tarifa, el 19, 20 y 21/09 (Kratzer, 2010b). En la sierra de Enmedio, Tarifa, un individuo los días 16/08, 14/09, 28/09, 06/10, 11/10, 26/10 y 03/11 (A. Justo).

Águila pomerana *Aquila pomarina* (CL Brehm, 1831)
Lesser Spotted Eagle, Aigle pomarin

Un ave en el peñón de Gibraltar el 01/04 (GONHS, 2010). Un individuo en migración prenupcial (Fundación Migres) y un joven en La Hoya, Algeciras, el 12/11 (J. Elorriaga/Fundación Migres y P. Zufiur) (Foto 8).



Foto 8. Joven de águila pomerana *Aquila pomarina* (CL Brehm, 1831), Lesser Spotted Eagle, observado en La Hoya, Algeciras (Foto: J. Elorriaga).

Aquila pomarina/clanga (sin determinar especie)

Un ave no juvenil el 01/09 en Cazalla/Bujeo, Tarifa (Fundación Migres y K. Lausten).

Águila moteada *Aquila clanga* (Pallas, 1811) *Spotted Eagle, Aigle criard*

Un ave en el peñón de Gibraltar el 01/04 (GONHS, 2011).

Águila imperial ibérica *Aquila adalberti* (CL Brehm, 1861) *Spanish Imperial Eagle, Aigle ibérique*

Primera reproducción desde el año 1954, cuando se extinguió como reproductor: una pareja procedente del proyecto de reintroducción en la provincia de Cádiz cría dos pollos (Junta de Andalucía). Se observa un joven con emisor entre el 20/09 y 27/09 en Cazalla/Tráfico, Tarifa (A. de la Cruz y B. Pérez/Fundación Migres), un 4º año el 03/09 en Algarrobo, Algeciras (A. Onrubia/Fundación Migres), un joven el valle de la Luz, Tarifa, el 06/10 (A. de la Cruz/fundación Migres) y un ave el 12/11 en La Hoya, Algeciras (J. Elorriaga/Fundación Migres).

Águila real *Aquila chrysaetos* (Linneo, 1758) *Golden Eagle, Aigle royal*

Un inmaduro el 20/12 en la Janda (A. de la Cruz, J. Elorriaga, B. Pérez y C. Torralvo/Fundación Migres).

Águililla calzada *Hieraetus pennatus* (Gmelin, 1788) *Booted Eagle, Aigle botté*

Se cuentan en migración prenupcial entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras, 5.927 aves (Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 29.074 aves y el máximo se observa el 12/09 con 4.373 aves (Fundación Migres).

Águila pescadora *Pandion haliaetus* (Linneo, 1758) *Osprey, Balbuzard pêcheur*

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 19/02 en punta Carnero, Algeciras, contándose un total de 48 aves entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero (Fundación Migres) y 38 aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). Un ave melánica cruzando desde el sur por punta Carnero, Algeciras, el 07/03 (A. de la Cruz/Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 82 aves (Fundación Migres).

Cernícalo primilla *Falco naumanni* (Fleischer, 1818) *Lesser Kestrel, Faucon crécerellette*

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 05/02 en Cazalla, Tarifa (Fundación Migres), contándose en total 398 aves desde Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres), y 20 aves desde el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se cuenta un total de 218 aves y el máximo se observa el 30/09 con 56 aves (Fundación Migres).

Cernícalo vulgar *Falco tinnunculus* (Linneo, 1758) *Common Kestrel, Faucon crécerelle*

En el paso prenupcial se observa un total de 22 aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011) y 13 aves entre Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres). En el peñón de Gibraltar se censó una población reproductora de 11 parejas (GOHNS, 2011). En Ceuta, en el mirador de Isabel II se cuentan 22 aves el 11/08 (Carrillo et al. 2011).

Esmerejón *Falco columbarius* (Linneo, 1758) *Merlin, Faucon émerillon*

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 10/03 en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). Un ave en la Janda el 18/11 (Cuenca y Delgado/GOES 2010) y otra en la Zarzuela, Tarifa, el 19/11/10 (M. González/Fundación Migres).

Alcotán europeo *Falco subbuteo* (Linneo, 1758) *Hobby, Faucon hobereau*

En el peñón de Gibraltar la primera observación del paso prenupcial se produce el 31/03 y se cuenta un total de 38 individuos (GONHS 2011), y por Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras, se cuentan seis aves (Fundación Migres). Un ave el 05/09 en Pelayo, Algeciras (C. Torralvo/Fundación Migres). En migración postnupcial se cuenta un total de 37 aves y el máximo se observa el 07/10 con 8 aves (Fundación Migres).

Halcón de Eleonora *Falco eleonora* (Gene, 1839) *Eleonora's Falcon, Faucon d'Éléonore*

En el periodo prenupcial, dos aves desde Cazalla y punta Carnero (Fundación Migres) y dos aves en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011). Un ave en el mirador del Estrecho, Tarifa, el 17/05 (P. Zufaur), otra el 06/08 (A. de la Cruz/Fundación Migres), un ave en el mirador de Isabel II, Ceuta, el 11/08 (Cambelo 2011), dos aves en Mendicuti, Ceuta, el 02/09 (Sánchez 2011), cuatro aves en Pelayo, Algeciras, el 19/09 (Cuenca y Delgado 2010a) y un ave en la sierra de Enmedio, Tarifa, el 17/10 (A. Justo). En migración postnupcial se cuentan un total de 3 aves (Fundación Migres).

Halcón borní *Falco biarmicus* (Temminck, 1825) *Lanner Falcon, Faucon lanier*

En el peñón de Gibraltar se observa un adulto el 29/05 y un joven el 01/06 y el 18/09 (GOHNS, 2011). En migración postnupcial se observa un ave el 7/09 (Fundación Migres).

Halcón peregrino *Falco peregrinus* (Tunstall, 1771) *Peregrine Falcon, Faucon pèlerin*

Durante la migración prenupcial se observan en el peñón de Gibraltar 11 aves (GOHNS, 2011) y en Cazalla, Tarifa, y punta Carnero, Algeciras, 29 aves (Fundación Migres). Se estima para Yebel Musa, Marruecos, un mínimo de cinco parejas (A. Onrubia, J. Elorriaga, B. Pérez y C. Torralvo/Fundación Migres) y en el peñón de Gibraltar se cuentan siete parejas (GOHNS, 2011).

Grulla común *Grus grus* (Linneo, 1758)
Common Crane, Grue cendrée

En la migración prenupcial se observan 12 aves hacia el norte desde el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2011) y tres aves el 06/02, una el 26/02, 12 el 08/03, 58 el 10/03, cinco el 10/03 y 12 el 12/03 desde el Estrecho español (Fundación Migres). En la migración postnupcial 30 volando al sur el 08/09 en el Peñón (GOHNS, 2011). Un ave con el ala rota en La Janda el 24/08, presente desde el invierno (J. Elorriaga).

Sisón común *Tetrax tetrax* (Linneo, 1758)
Little Bustard, Outarde canepetière

Dos aves en noviembre de 2010 en El Mastral, Tarifa (J. J. Araujo).

Chorlito carambolo *Charadrius morinellus* (Linneo, 1758)
Dotterel, Pluvier guignard

Dos aves en el P. N. de la playa de Los Lances el 06/09 (B. Pérez/Fundación Migres).

Correlimos de Temminck *Calidris temminckii* (Leisler, 1812)
Temminck's Stint, Bécasseau de Temminck

En las marismas de Barbate, un ave el 18/09 y un joven el 24/09 (J. L. Anguita). Se observa un joven el 30/09 en el P. N. de la playa de Los Lances, Tarifa (G. Muñoz/Fundación Migres y J. Wright). En las marismas de Loukkos, Larache, Marruecos, un ave el 03/10 (van den Berg, 2011).

Correlimos pectoral *Calidris melanotos* (Vieillot, 1819)
Pectoral Sandpiper, Bécasseau tacheté

En las marismas de Barbate se observa un joven el 16/09 y 18/09 (Anguita y Savijn, 2010), un adulto y un joven el 23/09 y un joven el 24/09 (Anguita, 2010).

Vuelvepiedras común *Arenaria interpres* (Linneo, 1758)
Turnstone, Tournepierre à collier

Un grupo de 40 aves en Benzú, Ceuta, el 06/10 (Cárceles, 2011a).

Falaropo picogruoso *Phalaropus fulicarius* (Linneo, 1758)
Grey Phalarope, Phalarope à bec large

Un ave en el P. N. de la playa de los Lances el 07/12 (F. Blanco).

Págalo pomarino *Stercorarius pomarinus* (Temminck, 1815)
Pomarine Skua, Labble pomarin

Desde la Isla de Tarifa, un ave el 29/03 y el 06/04, dos el 13/04, una el 11/05, 08/10 y el 11/10, cinco aves el 20/10, dos el 06/11, un ave el 15/11, tres aves el 20/11 y dos el 21/11 (Fundación Migres). Un ave se observa desde el peñón de Gibraltar el 15/08 y 21/08 (GOHNS, 2011) y otra en el Estrecho el 22/09 (Cuenca y Delgado/GOES, 2010b).

Págalo parásito *Stercorarius parasiticus* (Linneo, 1758)
Arctic Skua, Labbe parasite

Se observan 17 aves a lo largo del año, seis entre enero y marzo y 11 aves entre octubre y noviembre, durante los censos de aves marinas desde la Isla de Tarifa (Fundación Migres).

Págalo grande *Stercorarius skua* (Brunnich, 1764)
Great Skua, Grand Labbe

En Ceuta, desde la playa de punta Blanca se observan 69 aves el 09/01 (Guirado et al., 2011).

Gaviota cabecinegra *Ichthyaetus melanocephalus* (Temminck, 1820)
Mediterranean Gull, Mouette mélanocéphale

El máximo diario de la migración postnupcial que se observa en la Isla de Tarifa es de 61 aves el 15/11 (Fundación Migres).

Gaviota enana *Hydrocoloeus minutus* (Pallas, 1776)
Little Gull, Mouette pygmée

En la Isla de Tarifa un adulto volando al oeste el 28/01 (Fundación Migres) y un ave de 2º invierno en el P. N. de la Playa de Los Lances el 19/02 (B. Pérez, J. Elorriaga, A. de la Cruz y A. Muñoz/Fundación Migres).

Gaviota picofina *Larus genei* (Brème, 1839)
Slender-billed Gull, Goéland railleur

En el P. N. de la Playa de Los Lances, Tarifa, seis adultos en la primavera de 2010 (J. Elorriaga/Fundación Migres). Dos aves de 1er invierno en la playa del Desnarigado, Ceuta, el 05/06 (Navarrete et al. 2011a). Cuatro aves volando en el peñón de Gibraltar el 02/09 (GOHNS, 2011) y en la Isla de Tarifa cuatro aves volando al este el 07/10 y un adulto el 12/10 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Gaviota cana *Larus canus* (Linneo, 1758)
Common Gull, Goéland cendré

Un ave en el P. N. de la playa de Los Lances, Tarifa, el 27/01 (J. Ramírez).

Gaviota tridáctila *Rissa tridactyla* (Stephens, 1826)
Kittiwake, Mouette tridactyle

Desde la Isla de Tarifa un ave el 17/02, un adulto el 23/10, un ave el 25/10, 15 aves el 14/11 y un joven el 22/11 (Fundación Migres).

Pagaza piquirroja *Sterna caspia* (Pallas, 1770)
Caspian Tern, Sterne caspienne

En el P. N. de la playa de Los Lances, tres aves el 14/01 (Cuenca y Delgado/GOES, 2010c).

Charran bengalí *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831)
Lesser Crested Tern, Sterne voyageuse

Se recopilan 666 aves observadas en el área del estrecho de Gibraltar en el periodo del 2009 y 2010 (Figura 1). El mayor número de aves y los grupos de mayor tamaño se observaron en Ceuta. Las fuentes de donde se han recopilado las observaciones son: A. de la Cruz, A. Díaz, Amador et al. 2010a, B. Pérez, Bacallado et al. 2011, C. Torralvo, Cárceles 2010a, Cárceles 2011b, D. Delgado, Fundación Migres, GOHNS 2010, Guirado 2011a, J. Drury, J. Elorriaga, J. Mazón, J. Ramírez, J. Wright, Jerez 2010, López 2010, López 2011a, M. González, M. Labrador, M. Llorente, Moreno y Pequeño 2011, Navarrete 2011, P. Zufiaur, Pequeño 2011, Pérez et al. 2010, Rodríguez 2010b, Rodríguez 2011a, Rouco 2010 y V. García.

Charrán rosado *Sterna dougallii* (Montagu, 1813)
Roseate Tern, Sterne de Dougall

Un ave el 02/09 en el P. N. playa de Los Lances, Tarifa (J. Elorriaga/Fundación Migres).

Fumarel común *Chlidonias niger* (Linneo, 1758)
Black Tern, Guifette noire

Un mínimo de 50 aves en el periodo postnupcial el 04/10 desde la Isla de Tarifa (Fundación Migres).

Alca común *Alca torda* (Linneo, 1758)
Razorbill, Pingouin torda

Observaciones de interés: un ave en la playa de la Ribera, Ceuta, el 13/10 (Amador y Navarrete, 2011), un ave en el Peñón de Gibraltar el 26/05 (GONHS, 2010), un ave en la Isla de Tarifa el 01/06 (C. Torralvo/Fundación Migres) y cuatro

aves volando hacia el este el 23/10 desde la Isla de Tarifa (Cuenca y Delgado/GOES, 2010d).

Frailecillo atlántico *Fratercula arctica* (Linneo, 1758)
Atlantic Puffin, Macareux moine

En migración prenupcial se produce el máximo el 29/03 con 525 aves y en la migración postnupcial el 20/11 con 158 aves (Fundación Migres). Se observan desde la Isla de Tarifa un ave nadando el 15/06 (J. Roldán y C. Torralvo/Fundación Migres) y tres aves el 16/06 (A. Onrubia y J. Roldán/Fundación Migres).

Mochuelo común *Athene noctua* (Scopoli, 1769)
Little Owl, Chevêche d'Athéna

Ocho parejas en el peñón de Gibraltar (GONHS, 2011).

Búho moro *Asio capensis* (Smith, 1834)
Marsh Owl, Hibou du Cap

Se anillan dos adultos el 11/05 en el Bajo Looukkos, Larache, Marruecos. (A. Onrubia/Fundación Migres) (Foto 9).

Vencejo real *Apus melba* (Linneo, 1758)
Alpine Swift, Martinet à ventre blanc

La primera observación de migración prenupcial se produce en el peñón de Gibraltar el 19/02 (GONHS, 2010) y el máximo postnupcial se produce el 08/09 con 251 aves desde Tráfico, Tarifa (Fundación Migres).



Foto 9. Adulto de búho moro *Asio capensis* (Smith, 1834), Marsh Owl, capturado para anillamiento en Larache, Marruecos (Foto: A. Onrubia).

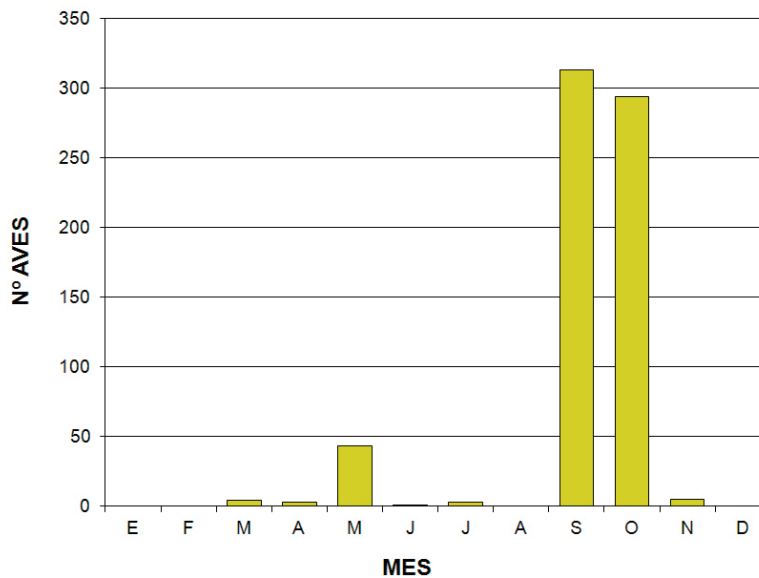


Figura 1: Distribución de los registros de charrán bengalí *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831) en ambas orillas del estrecho de Gibraltar durante 2009 y 2010 (N= 666).

Vencejo común/pálido *Apus apus/pallidus*
Common/Pallid Swift, Martinet noir/pale

El máximo de la migración prenupcial se produce el 04/05 con 13.442 aves desde punta Carnero, Algeciras, y Cazalla, Tarifa, y en el paso postnupcial el máximo se registra el 18/08 en Cazalla con 785 individuos (Fundación Migres).

Vencejo pálido *Apus pallidus* (Shelley, 1870)
Pallid Swift, Martinet pale

Primera observación prenupcial el 22/02 con tres aves desde el peñón de Gibraltar (GONHS, 2010).

Vencejo café *Apus caffer* (Lichtenstein, 1823)
White-rumped Swift, Martinet café

Presencia en la cueva del Moro, sierra de la Plata, Tarifa, el 27/04 (S. de Juan y B. Valcárcel).

Vencejo moro *Apus affinis* (JE Gray, 1830)
Little Swift, Martinet des maisons

En la cueva del Moro dos aves el 03/03 (J. Elorriaga/Fundación Migres), tres el 22/03 (D. Vanhoecke), se observa el 27/04 (S. de Juan y B. Valcárcel), cuatro el 16/06 (J. Elorriaga/Fundación Migres), un ave el 23/07 (R. Benjumea/Fundación Migres, M. Martín y M. Falcón), cinco el 18/08 (Chantler y Chantler, 2010a) y cuatro el 24/09 (Wright y Paterson 2010). En 2010 no llega a criar en este enclave, pero lo hace en otro lugar de la sierra de la Plata (M. González/Fundación Migres). Se observan en Bolonia 13 aves el 07/10 (Wright, 2010). Un ave en Cazalla, Tarifa, el 23/07 (B. Pérez/Fundación Migres).

Abejaruco europeo *Merops apiaster* (Linneo, 1758)
European Bee-eater, Guêpier d'Europe

Máximo de la migración prenupcial el 27/03 con 503 aves, entre Cazalla y punta Carnero, y de la postnupcial el 28/08 con 1.122 aves desde Tráfico (Fundación Migres).

Pito real *Picus viridis* (Linneo, 1758)
Green Woodpecker, Pic vert

Un ave en época de cría en la sierra de Fates, Tarifa, el 12/06, por lo que se considera su posible reproducción en la cuadrícula UTM TF61 (J. Elorriaga, M. González y B. Yáñez/Fundación Migres). Un ave volando al este en Cazalla, Tarifa, el 23/07 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Avión zapador africano *Riparia paludicola* (Vieillot, 1817)
Brown-throated Martin, Hirondelle paludicole

En la marismas de Aïn Chouk, Bajo Loukkos, Larache, Marruecos, un ave anillada el 20/01 (A. Onrubia/Fundación Migres), un ave el 18/04 (Albegger et al., 2011) y de 10 a 15 aves el 03/10 (van den Berg, 2011) (Foto 10).

Avión roquero *Ptyonoprogne rupestris* (Scopoli, 1769)
Crag Martin, Hirondelle des rochers

Máximo de la migración prenupcial el 05/02 con 497 aves en punta Carnero, Algeciras (Fundación Migres). En el playa El Burgo, La Línea de la Concepción, 300 aves volando el 14/12 (Cuenca/GOES, 2011).

Golondrina común *Hirundo rustica* (Linneo, 1758)
Barn Swallow, Hirondelle rustique

La primera observación prenupcial corresponde a un ave el 20/01 en La Línea de la Concepción (Delgado/GOES, 2010a), con máximo de 802 aves en punta Carnero el 15/04 (Fundación Migres). Desde la Isla de Tarifa se observan tres



Foto 10. Avión zapador africano *Riparia paludicola* (Vieillot, 1817), Brown-throated Martin, anillado en el bajo Loukkos, Larache, Marruecos (Foto: A. Onrubia).

aves volando al sur el 07/06 (C. Torralvo /Fundación Migres) y en la migración postnupcial máximo de 3.457 aves el 20/09 desde Algarrobo, Algeciras y Tráfico, Tarifa (Fundación Migres).

Golondrina dáurica *Hirundo daurica* (Linneo, 1771)
Red-rumped Swallow, Hirondelle rouselline

Tres aves en el P. N. de la playa de Los Lances el 01/12 (B. Pérez y C. Torralvo/Fundación Migres).

Avión común *Delichon urbicum* (Linneo, 1758)
House Martin, Hirondelle de fenêtre

La primera observación de la migración prenupcial se produce el 14/01 en el P. N. de la playa de los Lances, Tarifa (Cuenca y Delgado/GOES, 2010e), y un ave en el mismo lugar el 01/12 (B. Pérez y C. Torralvo/Fundación Migres). Nueva cuadrícula de reproducción segura para la especie en Tarifa, UTM TE68, dos nidos ocupados en la primavera (R. Benjumea/Fundación Migres). Aunque hay que hacer constar que esta especie ha pasado desapercibida al encontrarse en varios puntos de Tarifa nidos abandonados. En la década de 1980 había una colonia numerosa en un edificio junto a la Alameda, que desapareció al caerse el alero que la sustentaba (C. Torralvo/Fundación Migres)

Bisbita pratense *Anthus pratensis* (Linneo, 1758)
Meadow Pipit, Pipit farlouse

El máximo del paso postnupcial se produce el 24/10 con 269 aves desde la Isla de Tarifa (Fundación Migres).

Lavandera blanca *Motacilla alba* (Linneo, 1758)

White Wagtail, Bergeronnette grise

Una hembra de la subespecie *yarrellii* en el P. N. de la playa de los Lances, Tarifa, el 01/12 (J. Elorriaga/Fundación Migres).

Acentor alpino *Prunella collaris* (Scopoli, 1769)
Alpine Accentor, Accenteur alpin

En el Yebel Musa, Marruecos, 11 aves el 06/02 (M. González y B. Yáñez/Fundación Migres).

Collalba desértica *Oenanthe deserti* (Temminck, 1829)
Desert Wheatear, Traquet du désert

Se observa un macho el 11/09 en La Janda (S. Corrales, A. Serrano, A. Ternerero, A. Vázquez y A. Palomo) (Foto 11).



Foto 11. Macho de collalba desértica *Oenanthe deserti*, Desert Wheatear, en La Janda (Foto: S. Corrales).



Foto 12. Carricerín real *Acrocephalus melanopogon* (Temminck, 1823), Moustached Warbler, de aspecto más grisáceo que lo normal anillado en el Bajo Loukkos, Larache, Marruecos (Foto: A. Onrubia).

Roquero rojo *Monticola saxatilis* (Linneo, 1766)
Rock Thrush, Monticole de roche

En la cueva del Moro, sierra de la Plata, Tarifa, un macho el 22/03 (P. Lovage y D. Vanhoecke), y otro macho el 30/10 en el cerro del Tesoro, Tarifa (E. Aleu).

Carricerín real *Acrocephalus melanopogon* (Temminck, 1823)
Moustached Warbler, Lusciniole à mostaches

Se anilla un individuo con aspecto grisáceo y de mayor tamaño que los de la zona el 21/01 en el Bajo Loukkos, Larache, Marruecos (A. Onrubia/Fundación Migres) (Foto 12).

Carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (Vieillot, 1817)
Aquatic Warbler, Phargmite aquatique

Se anilla un adulto en las marismas de Aïn Chouk, Bajo Loukkos, Larache, Marruecos, el 11/05 (A. Onrubia/Fundación Migres) y otro el 25/08 en el río Pícaro, Algeciras (F. Enrique y P. Ortega) (Foto 13).

Curruca carrasqueña *Sylvia cantillans* (Pallas, 1764)
Salbapine Warbler, Fauvette passerinette

Observación temprana en el Monte de la Torre, Los Barrios, el 06/02 (Campos et al./GOES, 2010).

Mosquitero silbador *Phylloscopus sibilatrix* (Bechstein, 1793)
Wood Warbler, Pouillot siffleur

Un ave anillada el 11/04 en el peñón de Gibraltar (GOHNS, 2010).

Mosquitero ibérico *Phylloscopus ibericus* (Ticehurst, 1937)
Iberian Chiffchaff, Pouillot ibérique



Foto 13. Carricerín cejudo *Acrocephalus paludicola* (Vieillot, 1817), Aquatic Warbler, anillado en el río Pícaro, Algeciras, el 25 de agosto. Foto: F.E. Navarrete.



Foto 14. Se observa la diferencia entre las dos subespecies de Mosquitero común *Phylloscopus collybita* (Vieillot, 1817) ssp. *abietinus* arriba y ssp. *collybita* abajo, anillados en San Roque (Foto: D. Cuenca).

La primera observación del año se produce en el peñón de Gibraltar el 07/02 (GONHS 2010).

Mosquitero común *Phylloscopus collybita* (Vieillot, 1817)
Common Chiffchaff, Pouillot véloce

Se captura un ave para anillamiento de la subespecie abietinus el 23/09 en E. M. Madre Vieja, San Roque (Cuenca y Delgado/GOES, 2010f), y se observa otra de la subespecie tristis en el huerto del Pavero, La línea de la Concepción, el 14/12 (Cuenca/GOES, 2011c).

Urraca común *Pica pica* (Linneo, 1758)
Magpie, Pie bavarde

Un ave en el peñón de Gibraltar el 02/04 y el 04/04 (GOHNS, 2010) y siete aves el 28/12 en el Mediana, La Janda (C. Torralvo/Fundación Migres).

Chova piquigualda *Pyrhocorax graculus* (Linneo, 1766)
Yellow-billed Cough, Chocard à bec jaune

En el Yebel Musa, Marruecos, se observan 40 aves el 30/01 (C. Torralvo, J. Elorriaga, B. Pérez, V. Mogrovejo y A. Mostazo) y 30 aves el 06/02 (C. Torralvo, Y. Corrales, J. L. Moreno, A. Onrubia, M. León, M. González y B. Yáñez.).

Gorrion común *Passer domesticus* (Linneo, 1758)
House Sparrow, Moineau domestique

Desde la Isla de Tarifa, el máximo del paso postnupcial se produce el 16/10 con 2.570 aves cruzando al sur (Fundación Migres).

Gorrion moruno *Passer hispaniolensis* (Temminck, 1820)
Spanish Sparrow, Moineau espagnol

Nueva cuadrícula de invernada, UTM TF80; de 40 a 50 individuos en la huerta del Pavero, La Línea de la Concepción, el 14/12 (Cuenca/GOES, 2011a).

Pinzón real *Fringilla montifringilla* (Linneo, 1758)
Brambling, Pinson du Nord

Se anilla un ave en la Isla de Tarifa el 16/10 (Espinosa et al., 2010) y otra en la huerta del Pavero, La Línea de la Concepción, el 02/11 (Cuenca et al./GOES, 2010a).

Serín verdicillo *Serinus serinus* (Linneo, 1766)
European serin, Serin cini

En la Isla de Tarifa, máximo del paso postnupcial el 24/10 con 583 aves (Fundación Migres) y tres aves volando al sur el 12/06 (C. Torralvo/Fundación Migres).

Jilguero europeo *Carduelis carduelis* (Linneo, 1758)
Goldfinch, Chardonneret elegant

El máximo de la migración postnupcial en la Isla de Tarifa se obtiene el 29/10 con 2.238 aves (Fundación Migres).

Jilguero lúgano *Carduelis spinus* (Linneo, 1758)
Siskin, Tarin des Aulnes

Primer registro de reproducción en África: en Ceuta, dos adultos y tres pollos en el azud del Infierno el 02/05 (Peña, 2011).

Camachuelo común *Pyrrhula pyrrhula* (Linneo, 1758)
Common Bullfinch, Bouvreuil pivoine

Un macho en el arroyo de Calamocarro, Ceuta, el 14/11

(Navarrete y Gaona, 2011) y dos aves en migración el 16/11 en la sierra de Enmedio, Tarifa (A. Justo).

Especies exóticas

Cisne negro *Cygnus atratus* (Latham, 1790)
Black Swan, Cygne noir

Primera observación en marzo del 2007 en La Janda correspondiente a tres individuos, observándose el mismo número en febrero del 2010 (S. Daly). En las marismas del río Palmones, Algeciras, un individuo el 02/10 (J. Wright).

Aura gallipavo *Cathartes aura* (Linneo, 1758)
Turkey Vulture, Urubu à tête rouge

Un ave en la localidad de Tarifa el 20/10 (Y. Seminario), el 23/10 (J. Sevilla) y el 27/10 (A. de la Cruz).

Periquito común *Melospittacus undulatus* (Shaw, 1805)
Budgerigar, Perruche ondulée

Un ave volando en punta Carnero, Algeciras, el 05/05 (C. Torralvo/Fundación Migres y M. F. Cruz).

Aratinga cabeciazul *Aratinga acuticaudata* (Vieillot, 1818)
Blue-crowned Conures, Conure à tête bleue

En el peñón de Gibraltar se confirma su reproducción el 20/07 al observarse una pareja con tres pollos (GONHS 2011).

Bibliografía

Albegger E, Götsch S, Kräuter H, Ringert S. 2011. Trip report Morocco and western Shara. Go-South. Birds and Nature in Morocco. <<http://www.go-south.org/>>

Amador JJ, Guirado MA, López J. 2010a. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Amador JJ, Navarrete J. 2011. *Alca torda* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Anguita JL. 2010. *Calidris melanotos* (Vieillot, 1819). En: Gutierrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>

Anguita JL, Savijn A. 2010. *Calidris melanotos* (Vieillot, 1819). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>

Bacallado JJ, López J, Jiménez J, Navarrete J. 2011. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Cambelo AJ. 2011. *Falco eleonora* (Gene, 1839). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Campos R, Delgado D, Jiménez P. 2010. *Sylvia cantillans* (Pallas, 1764). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES.



Foto 15. Tres individuos de cisne negro *Cygnus atratus* (Latham, 1790), Black Swan, observados en La Janda (Foto: S. Daly).



Foto 16. Individuo de cisne negro *Cygnus atratus* (Latham, 1790), Black Swan, en la marisma del río Palmones (Foto: J. Wright).

<www.grupoornitologicodelestrecho.org>

Campos R. 2011. *Aegypius monachus* (Linneo, 1766). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>

Cárceles JM. 2010a. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 7 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Cárceles JM. 2011. *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Cárceles JM. 2011a. *Arenaria interpres* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>

Cárceles JM. 2011b. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831).



Foto 17. Aura gallipavo *Cathartes aura*, Turkey Vulture, observado en Tarifa (Foto: J. Seminario).

- Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca, D. Delgado D, Garzón JL. 2010a. *Fringilla montifringilla* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010. *Falco columbarius* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010a. *Falco eleonora* (Gene, 1839). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010c. *Sterna caspia* (Pallas, 1770). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010b. *Stercorarius pomarinus* (Temminck, 1815). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010d. *Alca torda* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010e. *Delichon urbicum* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D. 2010f. *Phylloscus collybita abietinus*. Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D, Delgado D, Garzón JL. 2010. *Ardeola ralloides* (Scopoli, 1769). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Daly S. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852). En: Gutiérrez R. (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- De la cruz A, Arroyo GM, Onrubia A. Barrios L, Muñoz AR. 2012. Migración primaveral de aves planeadoras en el estrecho de Gibraltar. Diseño de un programa de seguimiento a largo plazo. *MIGRES 2*: 79-88.
- Delgado D. 2010a. *Hirundo rustica* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Elorriaga J, Muñoz AR. 2013. Hybridisation between the Common Buzzard *Buteo buteo buteo* and the North African race of Long-legged Buzzard *Buteo rufinus cirtensis* in the Strait of Gibraltar: prelude or preclude to colonisation? *Ostrich* 84: 41-45.
- Espinosa J, Campos R, Delgado F, Cuenca D, Delgado D. 2010. *Hydrocoloeus minutus* (Pallas, 1776). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. www.grupoornitologicodelestrecho.org Consulta 13/01/2010.
- Espinosa J, Campos R, Colorado A, Grazón JL, González J, Jiménez JM, Pérez JM. 2010. *Fringilla montifringilla* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 7 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Cárceles JM. 2011. *Gyps fulvus* (Hablizl, 1783). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Cárceles JM. 2011a. *Arenaria interpres* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Cárceles JM. 2011b. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Carrillo J, Espinosa A, Cambelo AJ. 2011. *Falco tinnunculus* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8 <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Chantler P, Chantler J. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Chantler P, Chantler J. 2010a. *Apus affinis* (JE Gray, 1830). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Colorado M, Colorado A. 2010. *Aegypius monachus* (Linneo, 1766). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852) Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D. 2011. *Ptyonoprogne rupestris* (Scopoli, 1769). /GOES Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D. 2011a. *Passer hispaniolensis* (Temminck, 1820). /GOES Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D. 2011b. *Coturnix coturnix* (Linneo, 1758). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Cuenca D. 2011c. *Phylloscopus collybita tristis*. Grupo

- Garzón JL, Quero JE, Gonzales C. 2011. *Hydrobates pelagicus* (Linneo, 1758) *pelagycus*. Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>
- Gilbertson A. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- GONHS. 2010. The Gibraltar Ornithological and Natural History Society. <www.gonhs.org>
- GONHS. 2011. The Gibraltar Ornithological and Natural History Society. <www.gonhs.org>
- Guirado MA. 2011. *Plegadis falcinellus* (Linneo, 1766). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Guirado MA. 2011a. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Guirado MA, Amador JJ, López S, López J. 2011. *Stercorarius skua* (Brunnich, 1764). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; www.telefonica.net/web2/avesceuta/
- Guirado MA., López, J. 2011. *Melanitta nigra* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Jerez D. 2010. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). En: Gutierrez R (ed) Rare Birds in Spain. <www.rarebirdspain.net>
- Kratzer D. 2010b. *Buteo rufinus* (Cretzschmar, 1829). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Kratzer D. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852) in Gutiérrez, R. (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Labrador M, Llorente M, Díaz A. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Lockwood M. 2010. *Gyps rueppellii* (Brehm, 1852). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- López J. 2010. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 7; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- López J. 2011. *Calonectris diomedea* (Scopoli, 1769). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- López J. 2011a. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Moreno A, Pequeño F. 2011. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Navarrete J. 2011. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Navarrete J, Gaona FJ. 2011. *Pyrrhula pyrrhula* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Navarrete J, López, J, García S. 2011a. *Larus genei* (Brème, 1839). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Onrubia A, Arroyo AM, Barrios L, Muñoz AR, de la Cruz A, Ramírez J, González M. Cuenca D. 2009. Migración diurna visible de pequeñas aves en el estrecho de Gibraltar. Año 2008. MIGRES 1: 65-72.
- Peña J. 2011. *Carduelis spinus* (Linneo, 1758). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Pequeña F. 2011. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Pérez AM, Lage G. 2010. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). in Gutierrez, R. (ed) Rare Birds in Spain. Retrieved from <www.rarebirdspain.net>; Consulta el 16/03/2010.
- Programa Migres 2009. Seguimiento de la migración de las aves en el estrecho de Gibraltar: resultados del Programa Migres 2008. MIGRES 1: 83-101.
- Rodríguez MV. 2010b. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 7; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Rodríguez MV. 2011. *Puffinus assimilis* (Gould, 1838). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Rodríguez MV. 2011a. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Rouco M. 2010. *Sterna bengalensis* (Lesson, 1831). in Gutierrez, R. (ed) Rare Birds in Spain. Retrieved from <www.rarebirdspain.net>; Consulta el 16/03/2010.
- Sánchez J. 2011. *Falco eleonora* (Gene, 1839). Noticiario Ornitológico; Revista Alcaudón 8; <www.telefonica.net/web2/avesceuta/>
- Sarmiento A. /GOES 2011. *Aegypius monachus* (Linneo, 1766). Grupo Ornitológico del Estrecho. GOES. <www.grupoornitologicodelestrecho.org>; Consulta 14/01/2011.
- Torralvo CA, Cuenca D, Ramírez J. 2009. Lista sistemática de las aves del Estrecho de Gibraltar. MIGRES 1: 137-167.
- van den Berg A. 2011. Lates records. Go-South. Birds and Nature in Morocco. <<http://www.go-south.org/>> Consulta el 24/01/2011.
- Wright B. 2010. *Apus affinis* (JE Gray, 1830). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>
- Wright B, Paterson A. 2010. *Apus affinis* (JE Gray, 1830). En: Gutiérrez R (ed) Recent Reports. Rare Birds in Spain. <<http://www.rarebirdspain.net>>

