SGHN

REVISTA
DE LA
SOCIEDAD GADITANA
DE
HISTORIA NATURAL

VOLUMEN VI
2012

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

Dibujo portada:
"*Ischnocolus* sp.", fotografía de Íñigo Sánchez sombreada con trazos de pincel.

SOCIEDAD GADITANA DE HISTORIA NATURAL

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

JUNTA DIRECTIVA

Presidente
Juan José Mier-Terán Franco

Vicepresidente
Enrique Emberley Moreno

Secretario
Juan García de Lomas

Tesorero
Juan Belmonte Rodríguez-Pascual

Vocales
Íñigo Sánchez García
Carlos M. García Jiménez
José María Fernández Zapata
José Carlos Moreno Fernández
Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

COMITÉ EDITORIAL

Editor
Íñigo Sánchez García
Coeditores
Carlos M. García Jiménez
Francisco Hortas Rodríguez-Pascual
Juan García de Lomas Latín

REVISORES

Antonio Melic
Antonio Verdugo
Laura Capdevilla
Mariano Cuadrado
Juan García de Lomas
Carlos M. García
Francisco Hortas
Iñigo Sánchez

ÍNDICE

In memoriam
José María Fernández Zapata. *A nuestro amigo Fernando* v

Nuevas citas y observaciones
Manuel Becerra Parra, Estrella Robles Domínguez. *Ramaria subbotrytis* (Coker) Corner., un nuevo taxón del género *Ramaria* para Andalucía 1

Gestión de la naturaleza
Juan García-de-Lomas, Elías D. Dana, Rubén González, Guillermo Ceballos. Ejemplos de gestión de especies exóticas invasoras en la provincia de Cádiz 3

Gestión de la naturaleza
Ricardo Reques. Programas de conservación de anfibios en la provincia de Cádiz 13

Nuevas citas y observaciones
Pablo Barrena, Alberto Álvarez. Uso de fanerógamas marinas en la construcción de nidos por la golondrina común (*Hirundo rustica*) 21

Nuevas citas y observaciones
Javier Hernández-Ortiz, Francisco Vasallo. Redescubrimiento de *Lavatera trimestris* var. *brachypoda* 23

Nuevas citas y observaciones
Francisco Vasallo, Javier Hernández-Ortiz. *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti (Plumbaginaceae), novedad florística para Andalucía 25

Artículo
Íñigo Sánchez. Adiciones y correcciones al catálogo de las arañas (Araneae) de Cádiz (España) 31

A nuestro amigo Fernando

por José María Fernández Zapata

Homenaje realizado durante las V Jornadas de Historia Natural de Cádiz

Sin lugar a dudas este acto es lo más difícil que he hecho por un amigo, no solo desde la amistad que nos unía sino desde el respecto y admiración como naturalista.

Cuando falleció, pensé que éste era el foro ideal donde rendirle un pequeño homenaje, pero nada ostentoso ya que Fernando era un tipo que le gustaba pasar desapercibido y mucho menos ser protagonista. Mira por donde lo vas a ser aunque ya no estés con nosotros.

Nada más comenzar a escribir, los problemas me surgieron de inmediato. Y pensé, conozco a Fernando desde 1980 he pasado con el horas y horas preparando actividades, salidas, campamento, compartiendo nuestro tiempo libre pero en el fondo que sé de él como ser humano, que se de su vida. En Fernando se manifestaban los dos extremos. Por un lado una persona abierta, didáctica, social, y en el lado opuesto un ser introvertido para sus cosas personales, para mostrar sentimiento, sus vivencias…

Fernando fue lo que podemos llamar un biólogo de afición. Y digo esto porque a pesar de haber estudiado biología en Córdoba se quedó a las puertas de la licenciatura. El motivo era bien sencillo. Él no entendía como en la mejor época del año, la primavera, debía estudiar y no estar en el campo. Pero a él le daba igual. Jamás manifestó contrariedad por ello. No sé exactamente si era por ese aspecto introvertido o porque él era simplemente feliz con los conocimientos adquiridos en la naturaleza, que por cierto no eran pocos. Lo que si fue un punto de inflexión en su vida y que le marcaría para siempre, al igual que a muchos de nosotros, fue la participación en la creación de un grupo ecologista. Unos años antes, en 1973 conoce por casualidad viendo pájaros en la punta de San Felipe a José María Lubián, que a la postre se convirtió en su mejor e más íntimo amigo. En 1977 juntos entran en contacto con Purificación González la cual les propone crear un grupo de estudio y defensa de la naturaleza en Cádiz. En ese momento es cuando Fernando en un acto visionario decide no acabar la carrera y entregarse a lo que realmente le gustaba. Y sin dudas así fué. En ese instante surgió AGADEN que tanto buenos y malos momento le dió pero no podemos olvidar que lo hizo desde la capacidad de elegir su futuro.

Sus primeros pasos en la ornitología los realizó pisando fuerte, participo durante dos años en el proyecto GEMRA (Grupo español de estudio de las migraciones de aves rapaces en el estrecho de Gibraltar a las órdenes de Don Francisco Bernis. No se podía empezar un afición, a la postre su vida, de mejor manera.

A partir de ahí y durante toda la década de los 80` participó de forma indispensable, junto con otro de sus viejos amigos, José Luis Paz, en censos nacionales. A modo de pincelada os diré que participaron en:

- Censos nacionales de invernada de Láridos tanto de coordinador para la Bahía de Cádiz como de participante.
- Coordinador del censo nacional de Grullas en córdoba y sureste de Badajoz. 1980.
- Censos nacionales de aves limícolas. Coordinador Bahía de Cádiz durante 6 años.
- Censo nacional de nidificación de Láridos. Coordinador de Andalucía en 1982.
- Realizó el Atlas de nidificantes de las aves de España en las Provincia de Córdoba y sur de Ciudad Real, para la SEO.
- Censo nacional de Avutarda para la provincia de Córdoba.
- Colabora en el proyecto "seguimiento de las áreas de dispersión de Águila Imperial en la provincia de Cádiz" 1994 para la entonces Agencia de Medio Ambiente.
- Diseña y desarrolla el proyecto "Seguimiento del Torillo". Dentro del programa de la Agencia de Medio Ambiente sobre especies en peligro de extinción. 1994
- Censo nacional de Cormorán grande para la provincia de Cádiz. 1996
- Censo nacional de Aguilucho lagunero 2006.
- Fundador en 1996 de SGHN de la que fue vocal desde su inauguración y durante los primeros años de andadura.

En el aspecto profesional podemos destacar su enorme actividad en temas relacionados con el Tiempo Libre en el área de Medioambiente habiendo trabajado para:

- Ayuntamiento, Diputación de Cádiz y Junta de Andalucía.
- Como Asesor Técnico para empresa de filmación, consultorías medioambientales, empresas de actividades al aire libre.
- Diseñó y desarrollo un programa de Educación Medioambiental contra los incendios en los municipios del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla para la Diputación.
- Colaboró con el IES San Juan de Dios de Medina durante dos cursos académicos impartiendo clases de Conservación de la Naturaleza.
- Participó en el Plan de Ordenación y puesta en uso de las vías pecuarias que discurren por el denominado Parque de las Cañadas en el Término de Puerto Real por encargo de la Junta de Andalucía, Ayto. de Puerto Real e IMA Bahía de Cádiz.

Pero retomando de nuevo a lo que fue vida y su dedicación, AGADEN, podemos decir sin temor a equivocarnos que fue el "alma mater" del grupo naturalista. Fuente sin fondo de conocimientos que nos transmitía a todos los que empezábamos en este mundillo. Pero aún así, no era suficiente para él, por lo que diseño, desarrolló y dirigió programas medioambientales como:

- Iniciación a la observación y estudio de la naturaleza.
- Campamento al Paso de las Aves Migratorias.
- Coordinación del Centro de Información Medioambiental de Cádiz, financiado por Ayuntamiento y Junta de Andalucía.
- Coordinación del Centro de Voluntariado Ambiental.

In Memoriam

Con una mirada retrospectiva, hablar de voluntariado, hablar de cuestiones medioambientales en nuestros días es algo muy común y accesible a todo el mundo pero hace más 30 años estamos hablando de ser pioneros en la provincia.

Hasta donde llegaba el punto de desconocimiento que os puedo contar una anécdota graciosa, a la que yo le tengo mucho cariño: cuando llegamos al Barrio del Pópulo en 1980, decidimos alquilar un pequeño local en la misma plaza de San Martín. Sin dinero pero con mucha voluntad, cada día al terminar en el Instituto nos íbamos al "local" medio en ruinas a repararlo, pintarlo, en fin a adecentarlo. Los personajes mayores del Barrio de los que nos hicimos amigos con posterioridad nos preguntaban: "pero ¿esto para que es?", nosotros le contábamos que éramos un grupo ecologista, "¿un que?, "nosotros somos verdes". A lo que ellos con cara de satisfacción exclamaban, ¡Ah, que vais a abrir de nuevo el puticlub!

Fernando no fue persona de publicar, algunas notas breves para la revista Ardeola de la SEO, colaboraciones con editoriales en la que le desarrollaba el capítulo correspondiente a la Bahía de Cádiz o a su serranía, pero poca cosa con respecto a lo que sus conocimientos que el atesoraba. Siempre decía lo mismo cuando alguno de nosotros le increpábamos para que escribiese: "No puedo, no tengo tiempo", "Yo soy el parado más ocupado de España".

Otra de sus facetas como naturalista de campo, como el se definía, fue la Botánica a la que le dedicó innumerable horas y que compartió con algunos de vosotros. Pero quizás lo más desconocido y no por ello menos atendido era la Malacología. Fernando era un ser noctámbulo. Con asiduidad permanecía hasta altas horas de la madrugada en una pequeña buhardilla de su casa en la que en algunos lugares tocaba con la cabeza en el techo. Era allí donde tenía sus cosas de naturalista, sus libros, sus cuadernos de campo, plumas, sus cráneos pero sobre todo sus conchas y su inseparable lupa binocular. Cientos o miles de caracolillos del tamaño de la cabeza de un alfiler iban cada noche siendo catalogado. Llegando a poseer una magnífica colección.

Pero de lo que sí podía presumir y lo hacía era de salir al campo los 365 días del año, por lo que discutir con él de fenología eran ganas de perder el tiempo o no, eran ganas de aprender.

Para terminar quiero hacerlo de la misma manera que empecé, preguntándome "¿quién era Fernando"?. Creo que la mejor forma de ilustrado es recordando las palabras de su hermano pequeño Ignacio cuando durante el homenaje que le realizamos los amigos más íntimos después de la incineración, tomó la palabra para agradecernos al apoyo mostrado a la familia pero sobre para contarnos una preocupación que siempre les había embargado. Nos decía que en ocasiones su madre y sus hermanos comentaban lo raro que era Fernando pero que después de vernos allí reunidos tan solo podía pensar que los raros eran ellos.

Amigo Fernando siempre estarás presente en cada jornada de campo.
Descansa en paz

RAMARIA SUBBOTRYTIS (COKER) CORNER., UN NUEVO TAXÓN DEL GÉNERO *RAMARIA* PARA ANDALUCÍA

Manuel Becerra Parra*, Estrella Robles Domínguez

Micogest. Gestión, Educación y Turismo Ambiental. Colonia Monte Algaida calle LL 15, 11540 Sanlúcar de Barrameda (Cádiz).

Recibido: 18 de agosto de 2011. Aceptado (versión revisada): 26 de octubre de 2011.Publicado en línea: 3 de mayo de 2012

Palabras claves: *Ramaria*, Gomphales, corología, Andalucía, Cádiz, Parque Natural Los Alcornocales.
Keywords: *Ramaria*, Gomphales, chorology, Andalusia, Cádiz, Los Alcornocales Natural Park.

Durante el otoño de 2010 prospectamos diversas zonas del Parque Natural Los Alcornocales con la intención de aumentar el catálogo micológico de la provincia de Cádiz, una aproximación del cual ya habíamos publicado anteriormente con un total de 1.030 Taxones diferentes (Becerra y Robles 2009).

Durante una de estas salidas recolectamos una especie del género *Ramaria* que no había sido observada durante nuestras excursiones por Los Alcornocales y que tras consultar la bibliografía de la que disponíamos identificamos como *Ramaria subbotrytis* (Coker) Corner (Fig. 1).

El material fue remitido a un especialista en este género que nos confirmó la correcta identificación de nuestra colecta. Tras buscar citas previas de este taxón para la provincia de Cádiz y Andalucía comprobamos que no se encontraba citado para nuestra comunidad autónoma (Moreno-Arroyo et al. 2004; Sogorb 2007) (Figs. 2, 3).

Este taxón se caracteriza por su carpóforo de un color rojo-rosado a rosa-salmón, sus hifas no fibuladas y sus esporas cilíndricas (Pérez Daniëls 2007).

Los datos de nuestra colecta son los siguientes:
Ramaria subbotrytis (Corker) Corner
CÁDIZ. Jerez de la Frontera, carretera del mojón de la Víbora al puerto de Gáliz, proximidades de la venta de Lleja. 30S TF75. En bosque de *Quercus suber*, sobre suelo, 640 m. Leg. M. Becerra. 04/12/2010. El material se encuentra depositado en el herbario JA-cussta, aunque por causas ajenas a nosotros aún no disponemos de número de registro.

Fig. 1. *Ramaria subbotrytis* (Foto: M. Becerra).

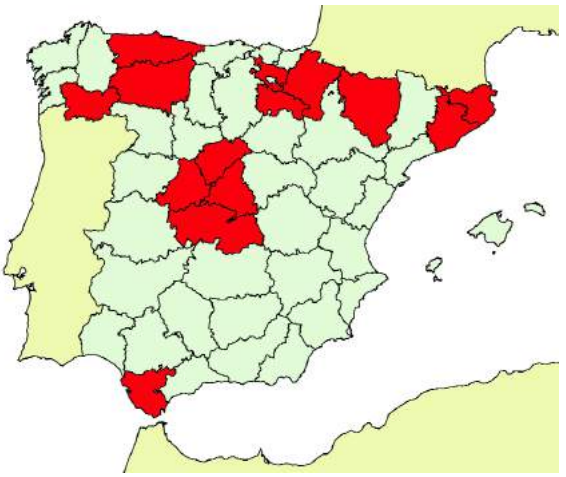

Fig. 2. Mapa de distribución de *Ramaria subbotrytis* en la Península Ibérica.

Agradecimientos

A Pablo Pérez Daniëls por confirmarnos la correcta identificación de esta especie.

Bibliografía

Becerra Parra M, Robles Domínguez E. 2009. Las setas de la provincia de Cádiz. 100 especies para conocer su riqueza micológica. Editorial La Serranía. Ronda.

*Autor para correspondencia. Email: libarense@yahoo.es

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

Pérez Daniëls P, Tellería MT. 2007. Notas sobre el orden Gomphales (III): taxones de Castilla y León. Boletín Micológico de FAMCAL 2: 23-38.

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

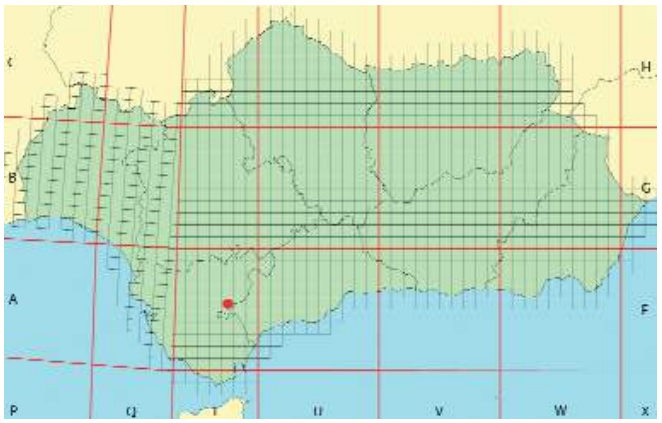

Fig.3. Distribución en Andalucía de *Ramaria subbotrytis*.

EJEMPLOS DE GESTIÓN DE ESPECIES EXÓTICAS INVASORAS EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Juan García-de-Lomas[1]*, Elías D. Dana[1], Rubén González[1], Guillermo Ceballos[2]

[1]*Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras, Agencia de Medio Ambiente y Agua, Consejería de Medio Ambiente, C/Johan G. Gutenberg 1, E-41092 Sevilla, Spain*

[2]*Dirección General de Gestión del Medio Natural, Consejería de Medio Ambiente, Avda, Manuel Siurot 50, E-41013 Sevilla, Spain*

Recibido: 7 de marzo de 2012. Aceptado (versión revisada): 14 de marzo de 2012. Publicado en línea: 14 de mayo de 2012

Palabras claves: invasión, eliminación, control, Cádiz, Andalucía, dunas, humedales.
Keywords: invasion, management, control, Cádiz, Andalusia, coastal dunes, wetlands

Resumen

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y un problema de creciente magnitud que demanda una gestión cada vez más eficaz . Se presentan algunos ejemplos de gestión de especies exóticas invasoras llevados a cabo en la provincia de Cádiz entre 2009-2011 por parte de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Los casos representan diferentes estrategias de gestión, incluyendo actuaciones de detección precoz, erradicación, contención y control poblacional de especies invasoras reconocidas (p.ej., Carpobrotus *spp,* Asparagus asparagoides*,* Arctotheca calendula*,* Oenothera drummondii*,* Tradescantia fluminensis*,* Procambarus clarkii *y* Gambusia holbrookii*). Los hábitats escogidos (preferentemente dunas y acantilados costeros y humedales) constituyen espacios protegidos, hábitats de interés comunitario, están amenazados o escasamente representados en el territorio. Se apuntan los métodos utilizados en cada caso y la valoración del grado de éxito y eficacia de las actuaciones en base a la medición de indicadores durante seguimientos periódicos. Con carácter general, la eliminación de flora invasora ha motivado un incremento de la diversidad y cobertura de la flora nativa en las parcelas tratadas respecto a las invadidas, siendo la uña de león (*Carpobrotus *spp.) la que ha mostrado mejores resultados de recuperación tras las actuaciones. Respecto a la fauna, el uso novedoso de rejones (en el caso de cangrejos) y de redes horizontales (para la gambusia) se han mostrado útiles y eficaces para maximizar las capturas por unidad de esfuerzo. Estos ejemplos pueden servir de guía para planificar futuros trabajos de gestión de invasoras.*

Abstract

Biological invasions are a major cause of biodiversity loss and a problem of increasing magnitude that demands effective and efficient management actions. Some examples of invasive alien species management conducted in the province of Cadiz in 2009-2011 by the Ministry of Environment are presented here. The cases represent different management strategies, including early detection, eradication, containment and control of well-known invasive species such as Carpobrotus *spp,* Asparagus asparagoides*,* Arctotheca calendula*,* Oenothera drummondii*,* Tradescantia fluminensis*,* Procambarus clarkii *and* Gambusia holbrookii*. The selected habitats (preferably coastal dunes and cliffs, and wetlands) are protected areas, habitats of EU interest, threatened or scarce environments. We here describe the methods used, the assessment of the degree of success and effectiveness of actions based on the analysis of indicators measured during monitoring. In general, removal of invasive plants led to increased diversity and the returned coverage of native vegetation in the treated plots compared to the invaded ones. Elimination of* Carpobrotus *spp. showed the best recovery results. Regarding the fauna, the novel use of keepnets (in the case of crayfish) and horizontal nets (for mosquitofish) have been proved to be useful and effective to maximize the catch-per-unit effort. These examples may guide future actions concerning invasive species management.*

Introducción

Las invasiones biológicas constituyen una de las principales causas de pérdida de biodiversidad y un problema creciente como consecuencia del intercambio de personas y mercancías a escala global. Casos paradigmáticos como la invasión del mejillón cebra (*Dreissena polymorpha*) en la Cuenca del Ebro (p.ej. Durán y Anadón 2008), el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) en el río Guadiana (Ruiz-Téllez et al. 2008) o el mosquito tigre (*Aedes albopictus*) en Cataluña (Aranda et al. 2006) han puesto de manifiesto la repercusión ambiental, social, económica o sanitaria de las invasiones biológicas y la necesidad de una gestión adecuada. Desde 2004, la Consejería de Medio Ambiente lleva trabajando en la gestión de invasiones biológicas a través del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Se han realizado trabajos de diversa índole, incluyendo actuaciones de diagnóstico, prevención y gestión poblacional en campo. La problemática creciente ha exigido la puesta en marcha de herramientas de ayuda a la toma de decisiones y optimización en el uso de los recursos públicos. Esto incluye, por ejemplo, el análisis del riesgo de invasión de nuevas especies exóticas, la evaluación del coste-ecobeneficio de actuaciones nuevas o en marcha y un enfoque de gestión adaptativa que incluye el seguimiento de las actuaciones y análisis de indicadores para evaluar el grado de éxito o fracaso en la consecución de los objetivos planteados (Dana et al. 2010a).

Los escenarios de invasión en Andalucía son numerosos. La Consejería de Medio Ambiente recibe avisos y propuestas de distintas fuentes (particulares, agentes de medio ambiente, administraciones locales, prospección en campo, etc.) y recopila esta información como base para priorizar la gestión en

*Autor para correspondencia. Email: juan.garciadelomas@uca.es

los casos más graves. La decisión de actuar o no hacerlo y con qué prioridad es el resultado de una valoración previa en base a criterios técnico-científicos objetivos y medibles. Factores como la presencia de especies amenazadas en las zonas invadidas, su inclusión en espacios protegidos o en hábitats de interés comunitario o la viabilidad técnica y económica de diferentes alternativas son criterios útiles en la selección y priorización de las actuaciones.

La provincia de Cádiz, con aproximadamente el 30% de su territorio protegido y una nutrida presencia de endemismos, especies amenazadas y hábitats de interés comunitario, ha sido objeto de varias actuaciones de gestión de especies invasoras (tanto plantas como animales). El objetivo de este artículo es dar a conocer algunos casos paradigmáticos de gestión de especies invasoras en la provincia de Cádiz, valorar la eficacia de los métodos empleados y poner de manifiesto las limitaciones observadas durante el desarrollo de los trabajos. Las actuaciones seleccionadas representan diferentes estrategias de gestión, incluyendo detección precoz, erradicación, contención y control poblacional. Estos ejemplos pueden servir de guía para la puesta en marcha en el futuro de trabajos similares por parte de diferentes entidades.

Material y métodos

Detección precoz de focos potenciales de invasión

La Consejería de Medio Ambiente lleva a cabo el diagnóstico y la detección precoz de nuevos focos de invasión a través de tres vías complementarias. En primer lugar, se reciben y evalúan los avisos realizados por parte de diferentes sectores de la población. Entre otras vías para facilitar la recepción de información por parte de los sectores implicados o afectados por las especies exóticas invasoras, se ha puesto a disposición del público un correo electrónico: exoticas.invasoras.cma@juntadeandalucia.es. En segundo lugar, se recopilan las nuevas citas de flora y fauna exóticas presentes en la provincia a través de la consulta de diversas fuentes, como revistas especializadas (p.ej., Acta Botanica Malacitana, Lagascalia, Biological Invasions, Bouteloua, Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural, Almoraima,…), bases de datos o informes oficiales de entidades o asociaciones. Adicionalmente, la Consejería de Medio Ambiente realiza trabajos específicos de prospección en campo, que suelen concentrarse en hábitats especialmente sensibles como el litoral o los humedales, con mayor grado de amenaza y menor representación en el territorio. Los registros procedentes de las tres vías mencionadas son georreferenciados (idealmente coordenadas exactas o cuadrículas UTM en su defecto) y almacenados en el sistema de referencia ED-50 y huso 30 extendido para su posterior valoración y priorización por parte de los técnicos del Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras.

Trabajos de gestión de poblaciones en campo: flora

En la provincia de Cádiz se han atendido varios escenarios de invasión, principalmente en arenales y acantilados costeros de los municipios de Tarifa (Isla de Tarifa y Cabo Camarinal), Chiclana (Coto de San José) y Rota (Punta Candor), afectados por, entre otras plantas, uña de león (*Carpobrotus* spp, Aizoaceae), margarita africana (*Arctotheca calendula*, Asteraceae), esparraguera africana (*Asparagus asparagoides*, Asparagaceae), galenia (*Galenia pubescens*, Aizoaceae) (todas ellas de origen sudafricano) y onagra costera (*Oenothera drummondii*, Onagraceae), de origen norteamericano (Fig. 1). También se han realizado labores de control de amor de hombre (*Tradescantia fluminensis*, Commelinaceae), de origen sudamericano, en los arroyos Guadalmesí y Marchenilla (El Pelayo, Algeciras). Todas estas especies, a excepción de *G. pubescens* y *O. drummondii*, están incluidas en el Real Decreto 1628/2011, por el que se regula el listado y catálogo español de especies exóticas invasoras, en vigor desde el 13 de diciembre de 2011. No obstante, las evidencias del potencial invasor de estas dos últimas (Campos et al. 2004; Sánchez-Gullón et al. 2006; García de Lomas et al. 2009, 2010) antes de la entrada en vigor del RD 1628/2011, recomendaron la realización de trabajos encaminados a su contención (en el caso de *G. pubescens*) o erradicación local (en el caso de *O. drummondii*).

En todos los casos se priorizó la eliminación manual, acompañada en el caso de *Galenia pubescens* de un empleo local y

Figura 1. Algunas de las especies invasoras objeto de trabajos de gestión poblacional en campo: *Carpobrotus* spp (a), *Asparagus asparagoides* (b), *Arctotheca calendula* (c), *Tradescantia fluminensis* (d), *Galenia pubescens* (e) y *Oenothera drummondii* (f).

y selectivo de herbicida (glifosato, 36% p/v, Roundup plus®), cuyos tallos tienen capacidad de rebrote (García-de-Lomas et al. 2010). La biomasa vegetal se retiró del medio natural en sacos de basura o contenedores, trasladándose posteriormente a vertedero. En el caso de uña de león, para favorecer la reducción del peso y volumen, los restos se dejaron acopiados durante aproximadamente 1 mes antes de su traslado. No se abandonaron indefinidamente en el medio para evitar su agarre o la eutrofización de los suelos.

Para evaluar el grado de recuperación de la comunidad vegetal en las zonas tratadas y responder ante una eventual reinvasión, se realizaron seguimientos anuales, analizando varios indicadores de manera comparada entre parcelas invadidas (I), control (C, sin presencia de la invasora) y tratadas (T) a diferentes tiempos (Andreu et al. 2010). Las parcelas (n = entre 3 y 5 para cada tipo) tenían un tamaño de 5 m × 5 m, en base a un análisis previo del área mínima para la que se asintotizaba la curva especies-área (Knapp 1984). Entre estos indicadores, se midió la riqueza y el índice de diversidad de Shannon (Shannon-Weaver 1949) de plantas nativas, la cobertura de plantas nativas e invasoras, los tipos funcionales (anual/bianual/perenne), el porcentaje de especies ruderales y la similaridad (SIMPER) de la composición de especies, tanto en base a la presencia/ausencia (índice de Jaccard) como de la abundancia (índice de Morisita-Horn) (Magurran 2004). La comparación de indicadores entre parcelas control y tratadas, por su parte, permite evaluar las consecuencias de la retirada de la especie invasora sobre la comunidad vegetal y detectar precozmente una posible reinvasión. Este seguimiento es muy útil para planificar los repasos, ajustando su frecuencia en base a los datos observados y se ha mostrado como una pieza clave de la gestión adaptativa (Groom et al. 2006).

Trabajos de control de fauna exótica invasora

Se ha realizado una campaña de control poblacional de cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) y gambusia (*Gambusia holbrooki*) (Fig. 2) en un arroyo mediterráneo discontinuo en Conil de la Frontera. Los trabajos duraron dos semanas en septiembre de 2011. Estas especies están incluidas en el RD 1628/2011 y amenazan directa o indirectamente a la conservación de los hábitats y la comunidad acuática en general provocando, por ejemplo, la desaparición de macrófitos, invertebrados y peces autóctonos (p.ej., Garcia-Berthou 1999; Meiro et al. 2001; Rincón et al. 2002; Caiola y De Sostoa 2005; Geiger et al. 2005). A pesar de que estas especies invasoras se encuentran ampliamente extendidas en el territorio, hay un escaso conocimiento de métodos eficaces para abordar su erradicación o control en diferentes escenarios. Con carácter general, las posibilidades de erradicación o control eficaz son mayores en medios confinados (balsas, lagunas pequeñas), siendo la desecación (en el caso de peces) (Such-Sanz et al. 2009) o la aplicación de biocidas (en ambos) los métodos más eficaces para erradicar poblaciones aisladas (Holdich et al. 1999; Peay 2001; Peay et al. 2006). En ríos y arroyos la erradicación es realmente complicada, habiéndose desarrollado experiencias de contención mediante la instalación de barreras artificiales (Dana et al. 2011). Una estrategia alternativa consiste en controlar poblaciones de manera mantenida en el tiempo, manteniendo a la población por debajo de un umbral de daño y al mismo tiempo reducir el riesgo de detección y traslocación por parte de particulares. Sin embargo, esta estrategia conlleva una inversión de tiempo y recursos elevada (Dana et al. 2010b). En el caso que nos ocupa, y para salvar la limitación que supone mantener los trabajos de control en el tiempo, se valoró la eficacia de varios métodos aplicados de manera puntual (una o dos campañas intensivas anuales) en un arroyo que, en ausencia de lluvias, forma pozas aisladas, y por tanto se comporta (aunque sea temporalmente) como una secuencia de ambientes confinados. La hipótesis de partida es que la realización de campañas intensivas de captura podría

Figura 2. Fauna invasora objeto de trabajos de control: *Procambarus clarkii* (a) y *Gambusia holbrooki* (b).

resultar eficaz para reducir las poblaciones invasoras respecto a otros arroyos permanentes.

Para la captura de cangrejo rojo se emplearon nasas cangrejeras y anguileras (Fig. 3a-c). Las nasas cangrejeras tienen una longitud de 0,6 m, un diámetro de 0,3 m, con 2 embudos opuestos de 0,1 m de diámetro. La luz de malla es de 5 mm. Por su parte, las nasas anguileras cuentan con un paño de 1,5 m de longitud, dos muertes con embudos de 0,15 m de diámetro. Considerando que las nasas pueden atrapar especies no objetivo, se dejó una cámara de aire y se revisaron cada 24 h, retirándose en cualquier caso durante el fin de semana. Adicionalmente, se realizaron pasadas sucesivas mediante rejoncillo (Fig. 3d) de 0,45 m de diámetro de boca, 5 m de largo y 2 × 3 mm de luz de malla. Las capturas se transportaron en frío y se sacrificaron siguiendo protocolos establecidos para minimizar el sufrimiento de los animales (RSCPA 2003).

Fig. 3. Artes de pesca utilizadas en la captura de cangrejo rojo y gambusia: nasas cangrejeras antes (a) y después de la colocación en una poza (b, flechas blancas), rejón (c), nasa anguilera (d), *minnow trap* (e) y red horizontal (f). Nótese en las fotografías b y d que se ha dejado una cámara de aire para mantener con vida eventuales capturas de especies autóctonas hasta la revisión de las nasas (cada 24 h). Nótese en (a) que las artes utilizadas están debidamente identificadas mediante una placa plastificada para evitar la confusión con artes ilegales por parte de la guardería ambiental.

Para la captura de gambusia, se utilizaron nasas tipo minnow traps, sacaderas y redes horizontales (Fig. 3e-f). Las minnow traps eran de 0,43 m de largo x 0,22 m de ancho y 2 embudos opuestos de entrada con una boca de 2,25 cm de diámetro. La sacadera tenía una sección prácticamente cuadrada de 0,6 m de lado. La red horizontal tenía 5 m de longitud y 2 m de anchura. Ambas tenían una luz de malla de 1 mm, que permitía la captura de juveniles. Se anotó el tiempo dedicado con cada tipo de arte, comparando posteriormente las capturas por unidad de esfuerzo (CPUE; nº indiv h^{-1}) como estimador de la eficiencia. Todos los peces capturados eran volcados en bandejas blancas, lo que permitía reconocer y devolver inmediatamente al medio las especies autóctonas que eventualmente caían en las diferentes artes de pesca. Dado el alto número de ejemplares de gambusia capturados, se estimó el número de ejemplares a partir de una recta de calibración, pesando (resolución = 1 g) un número conocido de gambusias tomadas al azar (mezclando diferentes tallas) a intervalos de 50 individuos. Ambas variables mostraron una correlación lineal significativa: nº indiv. = 4,2319 + 5,8771 x peso (g) (R^2 = 0,997, P < 0,001).

Finalmente, para valorar la incidencia de los trabajos de control en la población invasora, se estimó en tamaño de la población de cangrejo rojo y gambusia mediante el método de capturas sucesivas (Junge y Libosvárský 1965; Zamora et al. 2009). Posteriormente, se comparó el número de capturas con el tamaño de la población estimado.

Análisis estadístico

En cuanto a los trabajos de flora, se exploró la existencia de diferencias significativas en los diferentes indicadores medidos (riqueza, índice de diversidad, cobertura…) entre parcelas invadidas, tratadas y control mediante el test de Mann-Whitney. Previamente se comprobó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov que los datos no eran paramétricos. Las comparaciones se realizaron para cada año por separado. En el caso de la fauna, para comparar la eficacia de las diferentes artes de pesca en base a las CPUE, se utilizó el test de Kruskal-Wallis. Se asumieron diferencias significativas con valores de P < 0,05.

Resultados y discusión

Detección precoz de focos potenciales de invasión

Se han recibido más de 25 correos con información relacionada a las especies invasoras por parte de particulares y administraciones locales o provinciales. Se han documentado nuevas citas de flora y fauna, siendo destacable la detección de nuevas poblaciones de galápagos exóticos en humedales litorales.

Adicionalmente, la revisión bibliográfica ha permitido reunir, por el momento, 112 citas nuevas correspondientes a un total de 56 especies (Apéndice 1), que se añaden a los 274 rodales de 37 especies invasoras reconocidas cartografiadas en el litoral (Fig. 4). En total, se tiene constancia en el medio natural y seminatural de la provincia de un total de 91 plantas exóticas diferentes con poblaciones espontáneas, naturalizadas o invasoras (sensu Richardson et al. 2000). Por su parte, se ha iniciado la recopilación de citas de fauna exótica, encontrándose referencias a invasoras reconocidas (p.ej. Artemia americana *Artemia franciscana*, o Malvasía canela *Oxyura jamaicensis*) (Green et al. 2005), y de otras de status incierto (p. ej. Cisne negro *Cygnus atratus*, Marabú africano *Leptoptilos crumeniferus*) (Noticiario de aves exóticas de la SEO 2003-2008). Considerando que muchas de las especies registradas han llegado recientemente al territorio (o al menos se tiene constancia de su presencia desde hace poco tiempo), son casuales o naturalizadas y se desconoce su potencial de invasión para el medio natural, el paso siguiente es valorar el riesgo de invasión de estas especies y priorizar la gestión en los casos que puedan suponer una mayor amenaza por sus impactos y dispersión potencial.

Como puede observarse en la fig. 4, la distribución de nuevas citas está relativamente concentrada en el litoral, especialmente en los municipios de El Puerto de Santa María (9 especies de flora y 5 de fauna exóticas), Tarifa (12 especies de flora y 4 de fauna) y Algeciras (13 especies de flora exótica). En el interior, Jerez registra la mayor densidad de especies exóticas (16 especies de flora y 2 de fauna) (Fig. 4). Este sesgo en la distribución de especies exóticas (sin considerar el sesgo evidente en el esfuerzo de muestreo por la prospección del litoral) puede responder a varios factores. Por un lado, las zonas litorales han experimentado una mayor tasa de urbanización respecto a las zonas interiores, lo que supone una mayor presión de propágulos (a través, por ejemplo, de la jardinería en áreas urbanizadas) (Lonsdale 1999; Pyšek et al. 2002; Rouget y Richardson 2003) y un efecto negativo sobre las comunidades nativas que puede favorecer a las invasoras (Fraver 1994; Hobbs y Yates 2003; Parendes y Jones 2000). También puede responder a sesgos en el esfuerzo de muestreo en las distintas áreas del territorio por parte de naturalistas e investigadores.

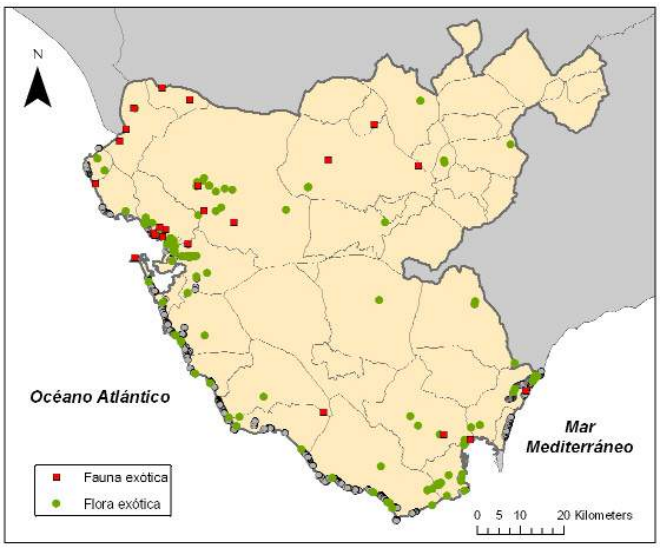

Fig. 4. Distribución de nuevas citas de flora (círculos verdes) y algunas preliminares de fauna (cuadrados rojos) exóticas en la provincia de Cádiz recogidas de la bibliografía entre 1998-2010 (sólo se incluyen los registros que han podido ser georreferenciados con exactitud). En gris se muestran los registros de especies invasoras reconocidas obtenidos durante trabajos de prospección en campo realizados por la Consejería de Medio Ambiente.

Trabajos de gestión de poblaciones en campo: flora

En total se han tratado más de 6,39 ha, retirando más de 970 Tm de biomasa vegetal entre 2008-2011. La uña de león concentra la mayor proporción de superficie tratada (>90%) y de la biomasa eliminada (99%). Esto está en consonancia con la mayor extensión de las superficies invadidas por Carpobrotus y de las características de la planta. La mayor parte de las actuaciones, a excepción de *Tradescantia fluminensis*, se ejecu-

taron sobre arenales y acantilados costeros. La gestión de *Galenia pubescens* (734 kg eliminados entre 2008 y 2011) y *Oenothera drummondii* (29 kg en 2011) se corresponden con trabajos a menor escala y dirigidos a la contención o erradicación, respectivamente, de poblaciones locales aisladas. Los trabajos de *A. asparagoides* en Chiclana (15 Tm eliminadas en 2010), inicialmente planteados para erradicar la población, están en fase de replanificación debido a la complejidad que supone eliminar físicamente la espesa capa de bulbos que ocupa todo el horizonte superior del suelo, en una superficie creciente (en noviembre de 2011 se determinó una extensión de ocurrencia (sensu IUCN 2001) de 46.700 m^2, con una cobertura media del 10%). Respecto a *T. fluminensis*, sólo en 2011 se retiraron 29 m^3 (ca. 2,17 Tm), aunque la repetida reactivación de la invasión observada puede deberse a: (i) el agarre de restos de tallos, (ii) la germinación de semillas acumuladas o (iii) el escape repetido de propágulos desde viviendas particulares que usan esta planta como ornamental.

cobertura de especies nativas respecto a las invadidas (Fig. 5), lo que apoya que las plantas invasoras estaban desplazando a las autóctonas. La recuperación de la flora nativa en la Isla de Tarifa tras la eliminación de uña de léon mostró los resultados más espectaculares (Fig. 5d-f), llegándose a duplicar los porcentajes de similaridad (referidos a la abundancia) en 2011 respecto a años anteriores (Tabla 1). En el caso de la margarita africana, los porcentajes de similaridad entre parcelas T-C descendieron respecto a los valores inicialmente obtenidos entre I-C (Tabla 1). Esto puede explicarse por la alteración del suelo acaecida como consecuencia de las obras de encauzamiento del arroyo Alcántara, la instalación de pasarelas y el paso de maquinaria, ya que esta especie parece verse favorecida por las perturbaciones (Hobbs y Atkins 1988). En el caso de galenia, que colonizaba una porción de duna primaria próxima a la carretera, también mostró una recaída de los porcentajes de similaridad entre T-C (Tabla 1). Además de posibles efectos de borde, este resultado se puede explicar por la reactivación de

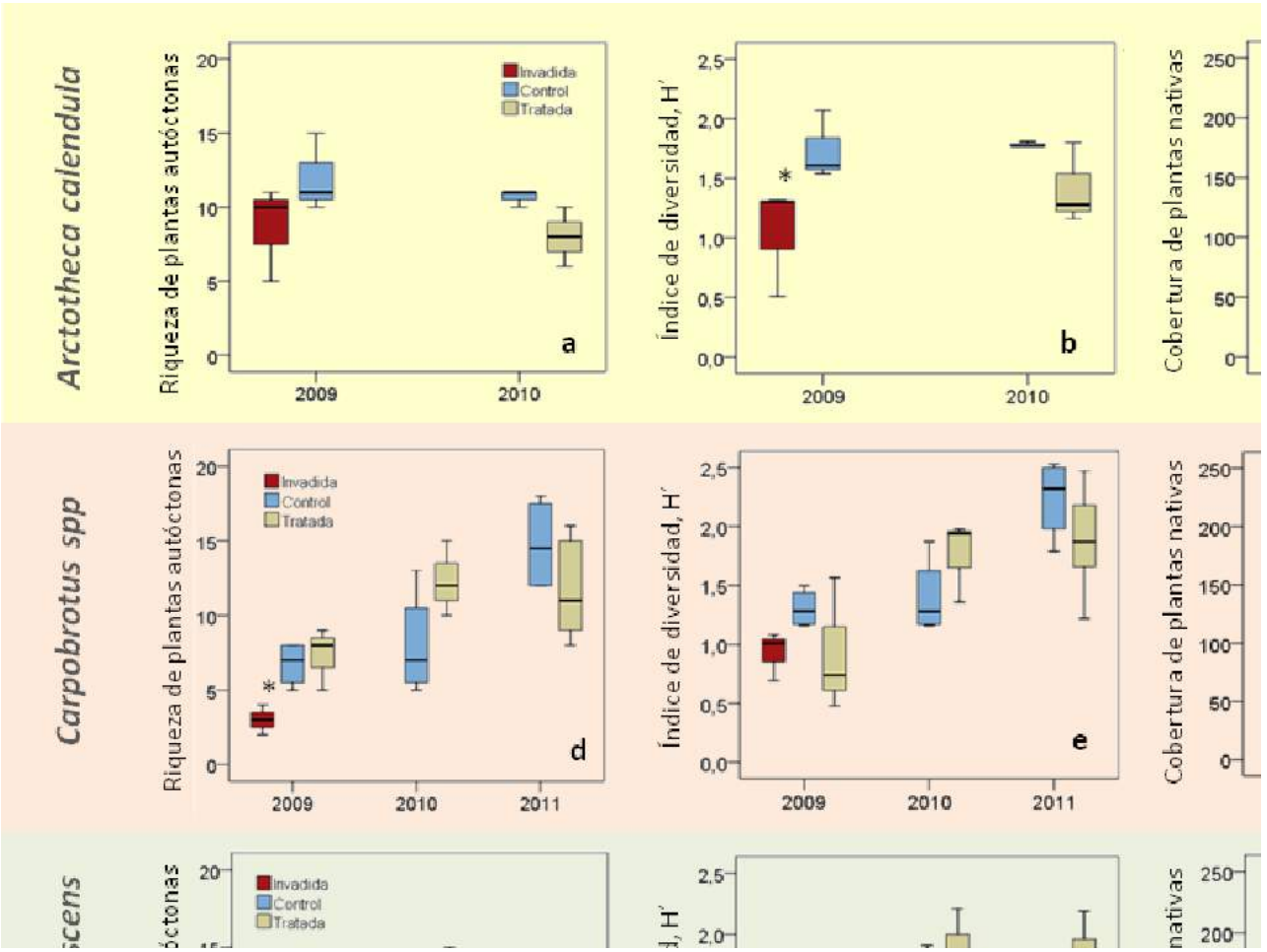

Figura 5. Riqueza, índice de diversidad y cobertura de plantas autóctonas en parcelas invadidas, control y tratadas en diferentes años, medidas en localidades invadidas por Arctotheca calendula en Rota (a-c), Carpobrotus spp en la Isla de Tarifa (d-f) y Galenia pubescens en Rota (g-i). Con el símbolo "*" se indican diferencias significativas.

Los trabajos de eliminación de flora han mostrado diferentes grados de eficacia en función de la especie. En casi todos los casos, las parcelas invadidas mostraron valores de la riqueza, índice de diversidad y tipos funcionales significativamente menores ($p < 0,05$, Mann-Whitney) que las parcelas control. Esto sugiere que la especie invasora podía estar afectando negativamente al desarrollo de la flora nativa, aunque no se puede demostrar la causalidad (Andreu et al. 2010). Las parcelas tratadas mostraron un incremento de la riqueza, diversidad y la invasión durante 2010, lo que llevó a realizar repasos en 2011. Las parcelas tratadas también mostraron un porcentaje de especies ruderales significativamente mayor que en las control (datos no mostrados) lo que sugiere que, además de colonizar zonas relativamente alteradas (García-de-Lomas et al. 2009), esta planta invasora podría provocar algún tipo de modificación del hábitat (p.ej., incremento de la humedad o los nutrientes) que retardara la recuperación del sistema.

Tabla 1. Porcentajes de similaridad en la composición de la flora nativa entre parcelas invadidas y Control -no invadidas- (IvsC) y entre parcelas tratadas y control (TvsC) en tres de las localidades trabajadas. Se muestran los porcentajes de similaridad en función de la presencia/ausencia y de la abundancia de especies nativas en las diferentes parcelas. En estos análisis se excluyó la especie invasora para evaluar los parámetros con independencia de la abundancia de la especie invasora (Wearne y Morgan 2004).

Año	*Arctotheca calendula* (Rota)		*Galenia pubescens* (Rota)		Carpobrotus spp (Tarifa)	
	Pres/Aus	Abund.	Pres/Aus	Abund.	Pres/Aus	Abund.
2009	IvsC: 43	IvsC: 22	IvsC: 25	IvsC: 5	IvsC: 49	IvsC: 14
2010	TvsC: 34	TvsC: 14	TvsC: 43	TvsC: 27	TvsC: 52	TvsC: 16
2011	-	-	TvsC: 28	TvsC: 9	TvsC: 47	TvsC: 30

Nota: Pres. =presencia; Aus.= ausencia

Control de cangrejo rojo y gambusia

Durante las dos semanas de actuación, se retiraron un total de 25.348 gambusias (4,3 kg) y 1.546 cangrejos. En el caso de cangrejo rojo, las capturas son similares a las estimas del tamaño poblacional (1.542 cangrejos), lo que sugiere que la combinación de artes ha propiciado un fuerte impacto sobre la población. Las nasas capturaron una mayor proporción de adultos, de acuerdo a su mayor luz de malla (Paillison et al. 2011) mientras que los rejones recogieron una mayor proporción de juveniles del año (Fig. 6a), que llegaron a representar un 59% del total de capturas. Este dato resulta altamente interesante desde el punto de vista de la gestión, ya que las nasas (el método más frecuentemente usado y relativamente selectivas para adultos) infraestiman tanto la población capturable como el tamaño de la población real (Peay 2001; Krzywosz et al. 2006). Por ello, el uso del rejón en este tipo de ambientes confinados y someros se presenta como una alternativa útil para el control de cangrejos exóticos, complementaria al uso de nasas.

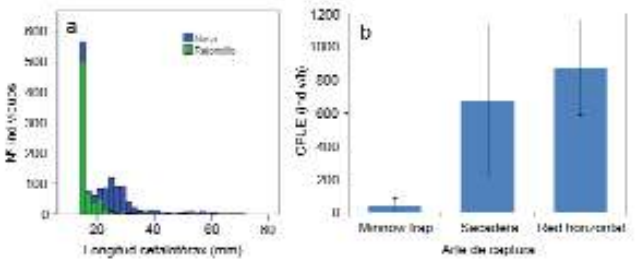

Fig. 6. a) Frecuencia de tallas de cangrejos rojos capturados en Conil con nasas y rejones. b) Capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) de las artes utilizadas para capturar gambusias. Las barras representan la media SD de n = 3 datos obtenidos en diferentes pozas.

En el caso de gambusia, la estimación del tamaño poblacional no resultó realista, ya que no se cumplieron los requerimientos del método (p.ej., el número de individuos capturados en la segunda pasada fue muy superior al 20% de los capturados en la primera pasada) (Zamora et al. 2009), por lo que no se puede asegurar el impacto real que las capturas han tenido sobre el grueso de la población invasora. Sin embargo, la comparación de métodos en base a las CPUE, reveló que tanto sacaderas de malla fina como redes horizontales mostraron una eficacia significativamente mayor (más de un orden de magnitud) que las nasas tipo minnow trap (Fig. 6b). Especialmente interesantes fueron los datos obtenidos con las redes horizontales (CPUE media ± SD = 873 ± 285 indiv h^{-1}), que además requieren muy poco personal y tiempos de inmersión muy cortos (se realizan extracciones cada 5-10 min). Las sacaderas (con luz de malla fina, adaptada a la captura de gambusias de cualquier tamaño) también han mostrado una CPUE relativamente elevada (679 ± 462 indiv h^{-1}) pero tienen una aplicabilidad más limitada (cuerpos de agua muy someros y de pequeño tamaño). Por tanto, las nasas tipo minnow, si bien han sido ampliamente utilizadas para fines científicos o de investigación (p.ej., Peck y Walton 2008), nuestros resultados sugieren que resultan relativamente ineficaces para trabajos de control encaminados a retirar el mayor número posible de ejemplares.

No obstante, el efecto que los trabajos de control han tenido en las poblaciones invasoras debe ser valorado con cautela, ya que a las posibles desviaciones derivadas del método de pasadas sucesivas hay que sumar las fluctuaciones en las poblaciones debidas a la variabilidad intra- e interanual en el régimen de avenidas, sequías, etc. (Labbe y Faush 2000; Magalhães et al. 2003) y que reduce a este tipo de arroyos mediterráneos a pequeñas pozas durante un periodo variable (Clavero et al. 2002). Por ello, es preciso repetir las capturas y estimas del tamaño poblacional para comprobar el efecto que el control de cangrejo y gambusia ha tenido sobre las propias especies invasoras y algunas autóctonas que sirvan como indicadoras.

Conclusiones

• Tanto la detección precoz de nuevos focos como el uso de herramientas de ayuda a la toma de decisiones (basadas en el análisis de riesgo y el coste-eficacia) son pilares fundamentales para poder priorizar la gestión ante un problema de creciente magnitud.
• Se tiene constancia en la provincia de Cádiz de 91 plantas exóticas, en distintos grados de asilvestramiento (espontáneos, naturalizados o invasores), que sugieren la necesidad de aplicar criterios científico-técnicos objetivos que permitan al gestor el establecimiento de prioridades.
• Los trabajos de gestión en campo llevados a cabo en el litoral y arroyos mediterráneos de la provincia de Cádiz se han realizado en un marco de gestión adaptativa que ha permitido evaluar la eficacia de las metodologías empleadas, analizar la respuesta de la comunidad vegetal tras las actuaciones y medir el grado de éxito en la consecución de los objetivos inicialmente perseguidos. Este enfoque, basado en el seguimiento y análisis de indicadores, permite también planificar los repasos y controlar a tiempo eventuales focos de reinvasión.
• La eliminación de flora invasora ha permitido, con carácter general, la recuperación de la flora nativa, siendo especialmente favorable en el caso de uña de león.
• Respecto a la fauna, la combinación de métodos en el caso del cangrejo rojo ha mostrado gran eficacia para abarcar a todas las tallas de la población, lo que permite a su vez, mejorar la estima del tamaño de la población invasora. En el caso de gambusia, el uso de redes horizontales resulta más efectivo que otras artes más comunes. En esencia, estas experiencias ofrecen al gestor medioambiental una información valiosa sobre la gestión de invasoras que resultan útiles en la planificación y diseño de futuras actuaciones.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, a través del Programa Andaluz

para el Control de las Especies Exóticas Invasoras. Los autores agradecen a J.M. López, D. Gimeno y J. García-Morilla su incansable apoyo en los trabajos de campo. Asimismo, queremos agradecer la labor de todos aquellos naturalistas y profesionales que documentan sus observaciones de campo a través de diferentes vías (publicaciones, avisos a la administración, correo electrónico, etc.). Esto resulta clave para la detección y gestión tempranas de las invasiones biológicas.

Bibliografía

Altamirano M, Roman A, De la Rosa J, Barrajon-Minguez A, Barrajon-Domenech A, Moreno-Robledo C, Arroyo C. 2008. The invasive species *Asparagopsis taxiformis* (Bonnemaisoniales, Rhodophyta) on Andalusian coasts (Southern Spain): reproductive stages, new records and invaded communitites. Acta Botanica Malacitana 33: 5-15.

Andreu J, Manzano-Piedras E, Bartomeus I, Dana ED, Vilà M. 2010. Vegetation response after removal of the invasive *Carpobrotus* Hybrid Complex in Andalucía, Spain. Ecological Restoration 28: 440-448.

Aranda C, Eritja R, Roiz D. 2006. First record and establishment of the mosquito *Aedes albopictus* in Spain. Medical and Veterinary Entomology 20: 150-152.

Caiola N, de Sostoa A. 2005. Possible reasons for the decline of two native toothcarps in the Iberian Peninsula: Evidence of competition with the introduced Eastern mosquitofish. Journal of Applied Ichthyology 21: 358-363.

Campos JA, Herrera M, Biurrun I, Loidi J. 2004. The role of alien plants in the natural coastal vegetation in central-northern Spain. Biodiversity and Conservation 13: 2275-2293.

Clavero M, Rebollo A, Valle J, Blanco-Garrido F, Narváez M, Prenda J. 2002. Distribución y conservación de la ictiofauna continental en pequeñas cuencas costeras del Campo de Gibraltar. Almoraima 27: 335-342.

Dana ED, García-de-Lomas J, González R, Ortega F. 2011. Effectiveness of dam construction to contain the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in a Mediterranean mountain stream. Ecological Engineering 37: 1607-1613.

Dana ED, Sanz-Elorza M. 2008. Localizaciones de especies alóctonas ornamentales asilvestradas en Andalucia. Bouteloua 3: 14-22.

Dana ED, Ortega F, García-de-Lomas J, Ceballos G, Vivas S. 2010a. El Programa Andaluz para el Control de las Especies Exóticas Invasoras: Hacia una gestión proactiva, adaptativa y basada en la evidencia. En: Ortega F (ed) Especies exóticas invasoras en Andalucía. Talleres provinciales 2004-2006, pp 394-403.

Dana ED, López-Santiago J, García-de-Lomas J, García-Ocaña DM, Gámez V, Ortega F. 2010b. Long-term management of the invasive *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in a small mountain stream. Aquatic Invasions 5: 317-322.

Durán C, Anadón A. 2008. The zebra mussel invasion in Spain and navigation rules. Aquatic Invasions 3: 315-324.

Fraver S. 1994. Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River Basin, North Carolina. Conservation Biology 8: 822-832.

Garcia-Berthou E. 1999. Food of introduced mosquitofish: ontogenetic diet shift and prey selection. Journal of Fish Biology 55: 135-147.

García-de-Lomas J, Hernández I, Sánchez-García I. 2009. Incipient invasion of *Galenia secunda* Sond. (Aizoaceae) in Southern Spain. Biological Invasions 11: 467-472

García-de-Lomas J, Cózar A, Dana ED, Hernández I, Sánchez-García I, García CM. 2010. Invasiveness of *Galenia pubescens* (Aizoaceae): A new threat to Mediterranean-climate coastal ecosystems. Acta Oecologia 36: 39-45.

Geiger W, Alcorlo P, Baltanás A, Montes C. 2005. Impact of an introduced Crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. Biological Invasions 7: 49-73.

Green AJ, Sánchez MI, Amat F, Figuerola J, Hontoria F, Ruiz O, Hortas F. 2005. Dispersal of Invasive and Native Brine Shrimps Artemia (Anostraca) via Waterbirds. Limnology and Oceanography 50: 737-742.

Groom MJ, Meffe GK, Carroll CR (eds). 2006. Principles of conservation biology. Sinauer Associates.

Hobbs RJ, Atkins L. 1988. Effect of disturbance and nutrient addition on native and introduced annuals in plant communities in the Western Australian wheatbelt. Australian Journal of Ecology 13: 171-179.

Hobbs RJ, Yates CJ. 2003. Impacts of ecosystem fragmentation on plant populations: generalizing the idiosyncratic. Australian Journal of Botany 51: 471-488.

Holdich DM, Gydemo R, Roger WD. 1999. A review of possible methods for controlling alien crayfish populations. En: Gherardi F, Holdich DM (eds) Crayfish in Europe as Alien Species: how to make the best of a bad situation. A.A. Balkema, Rotterdam, pp 245-270.

IUCN, 2001. IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Comission. IUCN Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido 30 pp.

Junge CO, Libosvárský J. 1965. Effects of size selectivity on populations estimates based on successive removals with electrical fishing gear. Zoologické Listy 14: 171-178.

Kapp R. 1984. Handbook of vegetation science: Sampling methods and taxon analysis in vegetation science: relevé surveys, “Vegetationsaufnahmen” floristic analysis of plant communities. Dr. W. Junk Publishers, Springer, 388 pp.

Krzywosz T, Ulikowski D, Traczuk P. 2006. Estimated population abundance of catchable signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus* Dana) and spiny-cheek crayfish (Ornonectes limosus Raf.) in lake Pobledzie (Northeastern Poland). Archives of Polish Fisheries 14: 141-146.

Labbe TR, Fausch KD. 2000. Dynamics of intermittent stream habitat regulate persistence of a threatened fish at multiple scales. Ecological Applications 10: 1774-1791.

Lonsdale WM. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. Ecology 50: 1522-1536.

Macias Fuentes FJ. 2002. Nueva amenaza para los canutos del P.N. Los Alcornocales: el neófito invasor "*Tradescantia fluminensis* Velloso" (F. Commelinaceae). Almoraima 27: 93-102.

Magalhães MF, Schlosser IJ, Collares-Pereira MJ. 2003. The role of life history in the relationship between population dynamics and environmental variability in two Mediterranean stream fishes. Journal of Fish Biology 63: 300-317.

Magurran AE. 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell, Oxford.

Meiro CL, Cabral JA, Marqués JC. 2001. Predation pressure of introduced mosquitofish (*Gambusia holbrooki* Girard), on the native zooplankton community. A case-study from representative habitats in the lower Mondego river Valley (Portugal). Limnetica 20: 279-292.

Nieva FJJ, Figueroa ME. 2001. Estado de la invasión de *Spartina densiflora* en el litoral de la provincia de Cádiz. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 2: 23-29.

Paillisson JM, Soudieux A, Damien JP. 2011. Capture efficiency and size selectivity of sampling gears targeting red-swamp crayfish in several freshwater habitats. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 401: 06.

Parendes LA, Jones JA. 2000. Role of light availability and dispersal in exotic plant invasion along roads and streams in the H.J. Andrews experimental forest, Oregon. Conservation Biology 14: 64-75.

Peck GW, Walton W. 2008. Effect of mosquitofish (*Gambusia affinis*) and sestonic food abundance on the invertebrate community within a constructed treatment wetland. Freshwater Biology 53: 2220-2233.

Peay S. 2001. Eradication of alien crayfish populations. Environment Agency and English Nature, R&D Technical Report W1-037/TR1.

Peay S, Hiley PD, Collen P, Martin I. 2006. Biocide treatment of ponds in Scotland to eradicate signal crayfish. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 380-381: 1363-1379.

Pyšek P, Jarosík V, Kucera T. 2002. Patterns of invasion in temperate nature reserves. Biological Conservation 104: 13-24.

Richardson DM, Pysek, P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 6: 93-107.

Rouget M, Richardson DM. 2003. Inferring process from pattern in plant invasions: a semimechanistic model incorporating propagule pressure and environmental factors. The American Naturalist 162: 713-724.

Rincón PA, Correas AM, Morcillo F, Risueño P, Lobón-Cerviá J. 2002. Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps. Journal of Fish Biology 61: 1560-1585.

Romero-Zarco C. 2004. Sobre algunos neófitos y otras citas interesantes para la flora de Andalucía occidental. Acta Botanica Malacitana 29: 305-310

RSCPA. 2003. Humane killing and processing of crustaceans. http://kb.rspca.org.au/What-is-the-most-humane-way-to-kill-lobsters-and-other-crustaceans_79. html. (Acceso el 02/06/2011).

Ruiz-Téllez T, Martín E, Lorenzo G, Albano E, Morán R, Sánchez-Guzmán JM. 2008. The Water Hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). Aquatic Invasions 3: 42-53.

Sánchez I. 1998. Notas sobre algunas especies nuevas para la flora gaditana. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 1: 108-110.

Sánchez I, Clares A. 2001. Nota sobre algunas especies nuevas para la Flora Gaditana. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 2: noticiario.

Sánchez I, Garcia-de-Lomas J, Dana E. 2009. Aportaciones al conocimiento de la xenoflora gaditana. Lagascalia 29: 298-315.

Sánchez-Gullón E, Verloove F. 2009. New records of interesting xenophytes in Spain. II. Lagascalia 29: 281-291

Sánchez-Gullón E, Macias-Fuentes FJ, Weickert P. 2006. Algunas especies adventicias o naturalizadas en la provincia de Huelva (SO de España). Lagascalia 26: 180-187.

Shannon CE, Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana.

Such-Sanz A, Martínez-Martínez D, Malo C, Alas J, Guinart E. 2009. Control de fauna exótica invasora en balsas de Terres de L´Ebre (Tarragona, Catalunya) con presencia de gallipato (*Pleurodeles waltl*). En: GEIB. Libro de Actas del 3er Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras, p 112.

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

Zamora L, Vila A, Naspleda J. 2009. La biota de los ríos: los peces. En: Elosegui A, Sabater S. Conceptos y técnicas en ecología fluvial, pp 271-291.

García-de-Lomas J, Dana ED, González R, Ceballos G. 2012. Ejemplos de gestión de especies exóticas invasoras en la provincia de Cádiz. *Rev. Soc. Gad. Hist. Nat.* 6: 3-11

Apéndice 1. Especies de flora exótica registradas en la provincia de Cádiz como nuevas citas recientes (1998-2011). Se incluyen entre paréntesis el código del municipio donde se ha detectado: Alcalá de los Gazules (AGAZ), Algeciras (ALG), Arcos de la Frontera (ARC), Barbate (BARB), Los Barrios (BARR), Bornos (BOR), El Bosque (BOSQ), Cádiz (CA), Castellar (CAST), Chiclana (CHIC), Conil (CONI), El Puerto de Santa María (EPTO), Grazalema (GRAZ), Jerez de la Frontera (JF), Jimena de la Frontera (JIM), Puerto Real (PRE), Rota (ROTA), San Fernando (SFDO), San José del Valle (SJOV), Sanlúcar de Barrameda (SLU), San Roque (SROQ), Tarifa (TAR), Trebujena (TRE), Vejer (VEJ), Villamartín (VILL). Fuentes: Sánchez 1998; Nieva y Figueroa 2001; Sánchez y Clares 2001; Macias 2002; Romero-Zarco 2004; Altamirano et al. 2008; Dana y Sanz-Elorza 2008; Sánchez et al. 2009; Sánchez-Gullón y Verloove 2009.

Especie	Familia	Municipio
Agave sisalana	Agavaceae	EPTO
Agave tequilana	Agavaceae	EPTO
Ageratina adenophora	Asteraceae	VEJ
Albizzia lophanta	Fabaceae	TAR
Amaryllis belladona	Amaryllidaceae	AGAZ, BARR
Ambrosia artemisiifolia	Asteraceae	JF
Asclepias curassavica	Asclepidaceae	ALG
Asparagopsis taxiformis	Rhodophyta	TAR
Asparagus asparagoides	Liliaceae	EPTO
Bothriochloa bladhii	Poaceae	PRE
Boussingaultia cordifolia	Basellaceae	SJOV, JF, BARR
Calendula officinalis	Asteraceae	JF
Canna indica	Cannaceae	ALG, TAR
Cardiospermum halicacabum	Sapindaceae	SROQ
Chasmanthe floribunda	Iridaceae	CHIC, JF
Cortaderia selloana	Poaceae	SROQ
Cuscuta campestris	Cuscutaceae	CA
Cyclospermum leptophyllum	Apiaceae	CHIP
Cyperus alternifolius	Cyperaceae	ALG, CAST, JF
Desmanthus illinoensis	Fabaceae	ARC
Dichondra micrantha	Convolvulaceae	JIM, JF
Eragrostis virescens	Borraginaceae	CAST
Eschscholzia californica	Papaveraceae	SROQ
Fagopyrum sculentum	Poaceae	JF
Fallopia baldschuanica	Polygonaceae	JF
Hydrocotile verticillata	Apiaceae	CHIP
Ipomoea acuminata = I. indica	Convolvulaceae	GRAZ, BOSQ, CHIC, BARB, ALG, SROQ, JF, VEJ, BARR, EPTO
Lonicera japonica	Caprifoliaceae	JF, BARB, ROTA
Malephora crocea	Aizoaceae	CHIC
Melianthus major	Melianthaceae	SROQ, TAR
Muehelenbeckia sagittifolia	Polygonaceae	JF, TAR
Nephrolepis cordifolia	Lomariopsidaceae	ALG
Nicandra physaloides	Solanaceae	SROQ
Oenothera glazioviana	Onagraceae	ALG, TAR, EPTO
Oenothera speciosa	Onagraceae	EPTO
Opuntia dilenii	Cactaceae	BARB, CHIC, EPTO, PRE, ROTA, SFDO, TAR
Opuntia subulata	Cactaceae	CHIP, CHIC, ALG, SROQ, PRE
Oxalis latifolia	Oxalidaceae	PRE
Parkinsonia aculeata	Fabaceae	JF, EPTO
Pennisetum setaceum	Poaceae	CHIC, BARB, VILL, JIM, SROQ, EPTO, PRE
Persicaria capitata	Polygonaceae	ALG
Phlox drummondii	Polemoniaceae	JF
Phyllostachys aurea	Poaceae	ALG, ARC
Phytolacca americana	Phytolaccaceae	ALG, TAR

Especie	Familia	Municipio
Salvia microphylla	Lamiaceae	CAS
Senecio angulatus	Asteraceae	PRE, ALG, EPTO
Silene pendula	Caryophyllaceae	JF
Solanum cornutum	Solanaceae	BOSQ
Spartina densiflora	Poaceae	CONI, BARR, TAR
Sporobolus indicus	Poaceae	TAR
Taraxacum vulgare	Asteraceae	JF, TAR, PRE, CHIC
Tetragonia tetragonoides	Aizoaceae	ROTA
Tradescantia fluminensis	Commelinaceae	ALG
Tropaeolum majus	Tropaeolaceae	TAR
Veronica peregrina	Plantaginaceae	JF
Vicia villosa	Fabaceae	CHIC
Yucca aloifolia	Agavaceae	SLU
Zantedeschia aethiopica	Araceae	CONI, BARB, ALG, ROTA, BARR, TAR

PROGRAMAS DE CONSERVACIÓN DE ANFIBIOS EN LA PROVINCIA DE CÁDIZ

Ricardo Reques*

OrniTour S.L. Apdo. correos 275, 11.311 Guadiaro, San Roque (Cádiz), Spain

Recibido: 16 de marzo de 2012. Aceptado (versión revisada): 2 de mayo de 2012. Publicado en línea: 31 de mayo de 2012

Palabras claves: Cádiz, anfibios, conservación, creación de charcas, conectividad.
Keywords: Cádiz, amphibians, conservation, pond creation, conectivity.

Resumen

*En los últimos cuatro años (2009-2012), dentro de la provincia de Cádiz, se han llevado a cabo diferentes trabajos de conservación activa de anfibios enmarcados en distintos proyectos tanto públicos como privados. El más importante es el "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", cofinanciado por la Consejería de Medio Ambiente y la Unión Europea. Aunque la gestión de hábitats tuvo como objetivo aumentar la diversidad general de anfibios, la mayoría de las actuaciones estuvieron dirigidas a dos taxones endémicos: la variedad andaluza de salamandra (*Salamandra salamandra longirostris*) y el tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) por haberse visto afectadas gravemente en las últimas décadas debido a la alteración y pérdida de sus hábitats reproductivos. El objetivo principal fue fortalecer las poblaciones y facilitar la conectividad para reforzar el sistema metapoblacional. Las actuaciones se han basado en la mejora de charcas que han sufrido algún tipo de alteración y en la creación de charcas nuevas. A pesar del corto periodo transcurrido desde que se iniciaran las obras, todos los lugares en los que se ha actuado han sido colonizados por, al menos, una especie de anfibio. El manejo de lugares de reproducción preexistentes o la creación de nuevos hábitats cercanos a éstos han tenido una rápida respuesta de colonización. En cambio, cuando los nuevos hábitats se ubicaron en zonas más alejadas para favorecer la conexión entre poblaciones, el proceso está siendo más lento.*

Abstract

*In the last four years (2009-2012), different works for active amphibians conservation in several public and private projects are being carried out inside Cádiz province (S. Spain). The most important is "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", co-financed by the Consejería de Medio Ambiente and the European Union. Although the main objective of the habitats management was to increase the general diversity of amphibians, most of actions were directed to two endemic taxa from South of Spain: the andalusian variety of salamander (*Salamandra salamandra longirostris*) and the pygmy marbled newt (*Triturus pygmaeus*) two of the most endangered species which have been seriously affected by the change and lost of their reproductive habitats in the last decades. The main goal was to reinforce the settlement of new populations and make easy the connectivity with surrounding populations to enforce the metapopulation system. Actions have been based on the improvement of ponds which have suffered any kind of damage or change and the creation of new ones. Despite the short period of elapsed time since this project started, all ponds where colonized by, at least, one amphibian species. The modifications achieved in already existing reproductive sites or the settlement of nearby habitats have favored the rapid colonization by amphibians. However, in cases where distance between ponds was large, the colonization of the new sites has been delayed.*

Introducción

Los anfibios actualmente son los vertebrados más amenazados del Planeta (Stuart et al. 2004, Wake and Vredenburg 2008, Collins and Crump 2009), con aproximadamente un 40 % de las especies amenazadas en todo el mundo según los criterios de la UICN (Hoffmann et al. 2010). Este grupo, caracterizado por tener un complejo ciclo vital, es especialmente susceptible a la degradación ambiental debido a algunas características particulares como son: su tamaño relativo pequeño, su fisiología ectoterma, su piel permeable, su limitada capacidad de actividad y su dependencia a ambientes húmedos (Murphy et al. 2000). Por eso, con frecuencia, los anfibios son considerados como buenos indicadores de los cambios ambientales que se producen tanto en el medio acuático como en el terrestre (Beebee 1996, Mendelson et al. 2006, Sinsch et al. 2007). Algunas de estas características son compartidas con otros grupos, como algunos invertebrados acuáticos, que utilizan los mismos hábitats y que sufren igualmente amenazas a nivel regional o local; en este sentido, el declive de las poblaciones de anfibios debería ser visto en el contexto de una mayor crisis de diversidad (Chapin et al. 2001, Novacek 2001, Saunders et al. 2001, Halliday 2005, Wells 2007).

Las causas principales del declive de anfibios en la provincia de Cádiz son la destrucción, alteración y fragmentación de hábitats, especialmente por cambios de usos de suelo (deforestación, construcciones, usos agrícolas, etc.), contaminación de los medios acuáticos (vertidos químicos, pesticidas, usos ganaderos, etc.) y la introducción de especies exóticas invasoras (p. ej. cangrejo rojo americano, peces, galápagos exóticos, etc.) (Blanco et al. 1995, Reques 2002, Tejedo et al. 2003, Reques 2004, Reques 2005, Reques et al. 2006b, Reques 2009).

*Autor para correspondencia. Email: reques@ornitour.com

En la provincia de Cádiz las poblaciones de anfibios se conservan en buen estado dentro de los espacios naturales protegidos pero, en las dos últimas décadas, ha habido un importante declive en la zona de la campiña y del litoral (Reques 2009). Las especies más afectadas han sido el tritón jaspeado pigmeo (*Triturus pygmaeus*) y la variedad andaluza de salamandra común (*Salamandra salamandra longirostris*). *Triturus pygmaeus* es una especie endémica del cuadrante suroccidental de la Península Ibérica. En Andalucía su límite oriental está en la provincia de Granada donde quedan poblaciones aisladas y amenazadas (Reques 2006; Reques et al. 2006a). Por su parte *Salamandra s. longirostris* ha sido descrita recientemente como una especie independiente (Dubois y Raffaëlli 2009) y su distribución está prácticamente restringida a las provincias de Cádiz y Málaga, presentando una regresión muy acusada en sus poblaciones orientales que se diferencian ligeramente, a nivel genético, del núcleo occidental gaditano y malagueño (Tejedo et al. 2003). Dentro de la provincia de Cádiz se han diferenciado dos haplotipos, uno que tendría una amplia distribución por el Parque Natural Los Alcornocales y otro localizado en el término municipal de Los Barrios (Tejedo et al. 2003).

A partir de los resultados obtenidos en un estudio de catalogación de charcas de la provincia de Cádiz (Reques 2002), donde se valoró el estado de los hábitats y de las poblaciones de anfibios, se han diseñado diferentes programas de conservación activa con financiación tanto pública como privada. El más importante es el "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía", cofinanciado por la Consejería de Medio Ambiente y la Unión Europea con cargo al Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural (FEADER), pero también se han realizado actuaciones derivadas de las medidas compensatorias del gasoducto que atraviesa parte del Parque Natural Los Alcornocales (ENAGAS), mejoras ambientales en la Estación Medioambiental de Madrevieja en San Roque (CEPSA) y actuaciones en Ornipark que forma parte del Complejo Ecoturístico de Huerta Grande, en Pelayo (Algeciras) gestionado por ORNITOUR S.L. Todas las actuaciones realizadas han tenido como objetivo fortalecer las poblaciones y facilitar su conectividad para reforzar el sistema metapoblacional.

Cuando los hábitats naturales desaparecen, la construcción de nuevas charcas puede ser una buena medida de conservación (Semlitsch y Rothermel 2003; Shulse et al. 2010). Sin embargo, estos nuevos hábitats no son sustitutos de los hábitats naturales (National-Research-Council 2001; Shulse et al. 2010) y tardan varios años en conseguir una funcionalidad ecológica similar a la natural (Semlitsch 2002; Kettlewell et al. 2008).

El diseño de los elementos que se han incorporado al paisaje para probar un nuevo modelo de gestión de hábitats está basado en el conocimiento de las bases biológicas y ecológicas de las distintas especies de anfibios en los diferentes ecosistemas. En este sentido, la fase acuática es crucial en la regulación del tamaño de sus poblaciones (Wilbur 1980; Berven 1995) y los medios en los que esto sucede son elementos fundamentales en los que han de fijarse los programas de conservación. Por otro lado, varios trabajos señalan la importancia de la etapa terrestre de los juveniles en la estabilidad demográfica (Biek et al. 2002; Vonesh y De la Cruz 2002). En esta fase de post-metamorfosis los individuos permanecen en el medio terrestre en el que han de encontrar refugio y alimento para su crecimiento hasta llegar a la madurez sexual para reproducirse (Wells 2007); además, la mayoría de los individuos se concentran alrededor de varios cientos de metros de las charcas de reproducción (Semlitsch 1998) aunque algunos grupos pueden dispersarse y unirse a otras poblaciones formando grandes metapoblaciones (Gill 1978). Si la creación de charcas no incluye la protección de una superficie terrestre adecuada alrededor de éstas, las poblaciones podrían disminuir drásticamente (Semlitsch 1998; Semlitsch y Rothermel 2003). La deforestación y otras formas de degradación de hábitats terrestres pueden afectar a los anfibios incluso aunque las charcas no se vean directamente alteradas (Wells 2007).

Es fundamental conocer bien la relación entre poblaciones cercanas para asegurar su persistencia. La dinámica de las metapoblaciones de anfibios está controlada por dos factores: 1) el número de individuos que se dispersan entre las distintas poblaciones (flujo genético) y 2) la distribución y densidad de charcas en el territorio que determinan las distancias de dispersión y la probabilidad de que estos individuos encuentren una de estas charcas (Marsh y Trenham 2001). Este movimiento de individuos y de genes entre poblaciones locales puede constituir un factor decisivo para la persistencia de estas especies (Hanski 1999; Stevens et al. 2006).

Material y métodos

Diseño

Para el diseño de charcas se han tenido en cuenta los resultados de un estudio precedente realizado en Sierra Morena Central derivado de las medidas compensatorias por la ampliación del embalse de la Breña (Almodóvar del Río, Córdoba) (Reques y Tejedo 2008). En este proyecto se ha realizado un seguimiento durante cinco años de 68 charcas de las cuales 53 fueron de nueva construcción. El diseño general se basó en la creación de un conjunto de charcas de pequeñas dimensiones y carácter temporal (charcas satélite) distribuidas en forma de mosaico alrededor de una charca principal de mayor tamaño (SEPA 2000). Con la aplicación de SIG fue posible establecer las relaciones espaciales con otras charcas naturales más o menos próximas que han sido los centros de origen y dispersión de los individuos que han colonizado las nuevas charcas. Con los parámetros recogidos sobre las características de las charcas y las especies presentes, se analizaron las variables que mejor explicaban la presencia de determinadas especies mediante análisis de regresión logística (Reques y Tejedo, datos no publicados). En concreto, se vio que *Triturus pygmaeus* colonizaba con mayor probabilidad charcas con una superficie superior a 90 m^2, una profundidad máxima de entre 60 y 120 cm y en las que se desarrollaban comunidades de macrófitos acuáticos (Reques y Tejedo, datos no publicados). El perfil de charca más adecuado para esta especie se presenta en la Figura 1 y se caracteriza por tener una zona de suaves pendientes en la que puedan crecer macrófitos sobre los que realizan las puestas y una zona más profunda que utilizan las larvas en su desarrollo. Para otras especies como *Salamandra salamandra* no fue posible establecer estas relaciones debido a su preferencia por arroyos y fuentes.

Elección de lugares de actuación

Para la ubicación de las charcas se ha tenido en cuenta la singularidad de las poblaciones de anfibios y las características propias de cada uno de los proyectos. Se han realizado actuaciones en cinco localidades diferentes de la provincia de Cádiz.

Trafalgar (Barbate): Desde le década de los años setenta se conocía el interés de esta zona para los anfibios (Busack, com pers.). Se trata de un sistema de charcas interdunares situadas

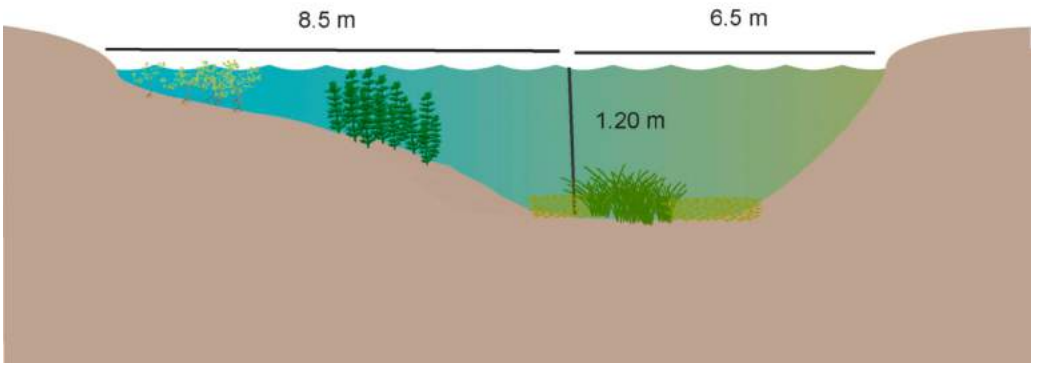

Figura 1. Esquema de la charca más adecuada para *Triturus pygmaeus* (Reques y Tejedo, datos no publicados).

en el tómbolo de Trafalgar cuyo interés está en su singularidad, ya que prácticamente han desaparecido estos sistemas en el litoral andaluz, y en la presencia de especies de gran relevancia desde el punto de vista de su conservación (Reques 2004), entre las que destaca *Triturus pygmaeus*. Actualmente las charcas naturales sufren procesos de colmatación y desecación prematura. Para mejorar el estado de las poblaciones de *Triturus pygmaeus* se han construido cuatro charcas de algo más de 100 m^2 y una profundidad superior a los 90 cm. A su alrededor se han instalado cerramientos para evitar la entrada de ganado y proteger un amplio perímetro de medio terrestre. Estas actuaciones se concluyeron en otoño de 2009 dentro del "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía".

Los Barrios: *Salamandra s. longirostris* tiene una distribución muy reducida y, en las últimas décadas, está desapareciendo de muchas localidades gaditanas. En unos análisis genéticos se detectó que las poblaciones de Los Barrios tienen un haplotipo distinto al del resto de Alcornocales (Tejedo et al. 2003) lo cual pone de manifiesto su aislamiento genético. Con el proyecto de medidas compensatorias de ENAGAS, se construyeron tres charcas con el objetivo de aumentar la disponibilidad de hábitats para este taxón. Las charcas se terminaron de construir en otoño de 2010 y fueron valladas para evitar la entrada de ganado.

Madrevieja (San Roque): Las actuaciones se han realizado en una finca propiedad de CEPSA que limita de Norte a Sur por el arroyo de la Madre Vieja (Ríos et al. 2012) como parte de un amplio proyecto de mejoras ambientales para aumentar la diversidad general de especies. Entre éstas, en verano de 2009 se construyeron dos charcas temporales especialmente diseñadas para la comunidad de anfibios. Además, se ha recuperado una laguna que, en periodos de máxima inundabilidad, ocupa una amplia pradera encharcadiza que constituye un lugar de reproducción para algunas especies de anfibios. De forma paralela se han realizado trabajos dirigidos a mejorar el medio terrestre circundante favoreciendo lugares de refugio y alimentación para este grupo en fase de postmetamorfosis.

Ornipark: Se encuentra ubicado en el Centro de Visitantes de Huerta Grande (Algeciras). En verano de 2008 Ornitour construyó una charca que cumple una función educativa y es, además, un lugar de reproducción para varias especies de anfibios entre las que se encuentran *Triturus pygmaeus* y *Salamandra s. longirostris*, presentes hace una década en hábitats artificiales del recinto que se fueron colmatando hasta desaparecer.

Alcornocales: Dentro del "Programa para la Conservación de los Anfibios Amenazados de Andalucía" se han realizado actuaciones, localizadas en el término municipal de Alcalá de los Gazules, en dos fases. Las primeras se iniciaron en otoño de 2009 y su objetivo fue mejorar el hábitat de Las Lagunetas de Alcalá y su entorno, restituir pequeños humedales colmatados (Albina Mogea, Albina del Camino y Charca de la Molineta) para que sirvan como lugares de reproducción de anfibios y consolidar un sistema metapoblacional en esa zona. En la segunda fase, llevada a cabo en verano de 2011, se ha trabajado cerca de la Laguna del Picacho. En este caso se han construido tres charcas y, al igual que en el sistema anterior, se pretenden formar nuevas poblaciones de *Triturus pygmaeus* y consolidar un sistema metapoblacional. El objetivo último es conseguir la conexión entre ambas poblaciones (figura 2) y asegurar un sistema que garantice la conservación de esta especie a medio y largo plazo dentro de uno de los espacios de mayor interés en toda su área de distribución. Todas las charcas han sido valladas para evitar la entrada de ganado.

Seguimiento

Para comprobar la efectividad de las actuaciones y la colonización natural de especies de anfibios, se realizó un seguimiento periódico. En ningún caso se hicieron introducciones de especies de fauna o flora, optando siempre por la colonización natural y el autodiseño. El modelo adaptable propuesto en este trabajo permite hacer modificaciones al diseño de charcas en función de los resultados obtenidos si aparecen efectos imprevistos no deseados (Downs y Kondolf 2002).

Paralelamente, y siguiendo el protocolo de estudios precedentes, se realizaron muestreos periódicos de larvas en cada una de las charcas con ayuda de una manga de red. El barrido por los diferentes microhábitats de las charcas se realizaba durante un periodo de unos tres minutos. Las larvas capturadas eran identificadas, medidas y contadas para su posterior análisis de abundancia relativa y conocer su tasa de desarrollo. Tras el muestreo de cada charca todo el material era desinfectado para evitar la difusión de posibles patógenos (especialmente hongos quitridios).

Resultados y discusión

El tiempo transcurrido desde la realización de las actuaciones (a partir de 2009) hasta la actualidad (inicios de 2012) es

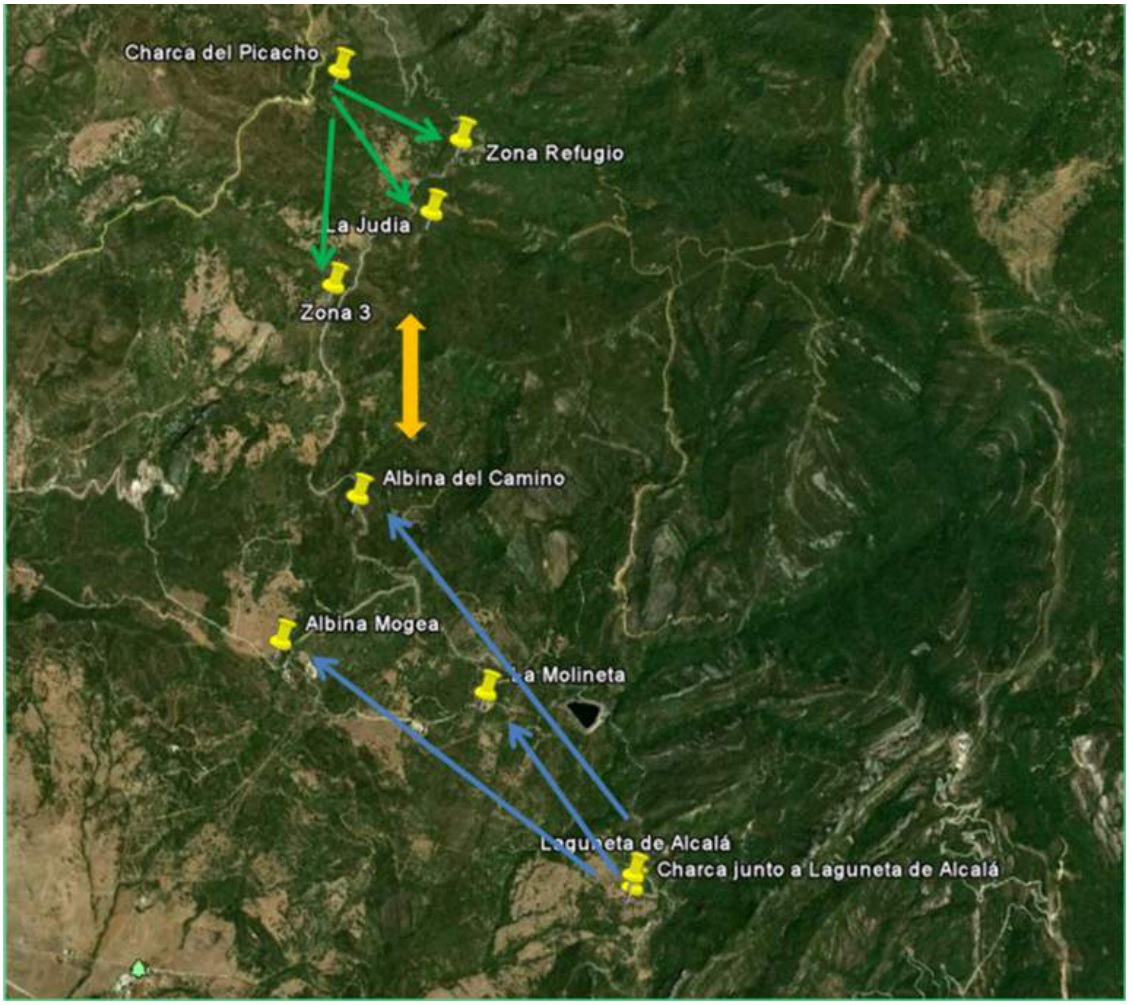

Figura 2. Lugares de actuación entre la laguna de El Picacho y las Lagunetas de Alcalá.

insuficiente para hacer una valoración sobre la efectividad de las actuaciones. Sin embargo, se puede avanzar el buen funcionamiento hídrico de las charcas construidas y la rápida colonización que han tenido por parte de distintas especies de macrófitos e invertebrados acuáticos y algunos anfibios. Con las herramientas estadísticas disponibles para poder detectar cambios en las poblaciones de anfibios y descartar falsos negativos es necesario un estudio de seguimiento exhaustivo y continuado durante varios años consecutivos (Hayes y Steidl 1997). Un poder estadístico bajo o insuficiente no nos permitiría evidenciar la existencia de un declive real (Tejedo 2003). Según Hayes y Steidl (1997) un poder estadístico aceptable sólo se encontraría para tendencias muy claras en siete años pero se necesitan al menos trece años de seguimiento para tendencias de declive menos evidentes. A continuación se describe la evolución de la efectividad de las medidas realizadas.

Trafalgar: las cuatro charcas construidas en este enclave han tenido un hidroperiodo significativamente más prolongado que las charcas temporales adyacentes, aunque el tiempo de permanencia con agua varió entre ellas. Una de las charcas no ha llegado a secarse desde que se llenó en 2009, si bien es cierto que el periodo de estudio ha sido anormalmente lluvioso. El aumento del hidroperiodo garantiza que en la mayor parte de los años las especies de anfibios con un ciclo larvario más prolongado (p.ej. *Pleurodeles waltl*, *Triturus pygmaeus* o *Pelobates cultripes*) puedan completar la metamorfosis. Además, la protección del medio terrestre alrededor de las charcas asegura que los anfibios puedan encontrar lugares de refugio y alimento adecuados y no se vean amenazados por posibles perturbaciones. La consolidación de estas charcas se está produciendo gracias al crecimiento de vegetación acuática. Las charcas han sido utilizadas hasta el momento por *Pelobates cultripes*, *Bufo calamita*, *Pelophylax perezi* y, en la última temporada, *Triturus pygmaeus*.

Los Barrios: en sólo una temporada las charcas han sido colonizadas por *Bufo bufo, Discoglossus jeanneae* y *Salamandra s. longirostris* por lo que se han conseguido nuevos hábitats idóneos para el desarrollo larvario del haplotipo específico de la zona de la variedad andaluza de salamandra. No obstante, aunque la vegetación acuática está empezando a crecer, aún no se han consolidado las charcas. Se espera que en las próximas temporadas sean colonizadas por otras especies de anfibios que se reproducen en puntos cercanos.

Madrevieja: La creación de charcas temporales está teniendo un rápido efecto en las comunidades acuáticas asociadas a medios temporales. Con anterioridad a las actuaciones había encharcamientos con una comunidad de macrófitos e invertebrados acuáticos residual que ha facilitado una rápida colonización de los nuevos hábitats. Además de las dos charcas temporales, la nueva laguna es también utilizada por estas comunidades y, muy especialmente, las zonas encharcadizas y prados inundables adyacentes que, desde su restitución,

permanecen con agua desde finales de otoño hasta el verano. En las dos temporadas de seguimiento las charcas y praderas inundables fueron ocupadas por: *Pleurodeles waltl, Pelodytes ibericus, Discoglossus jeanneae, Hyla meridionalis* y *Pelophylax perezi*.

Ornipark: Esta charca ha sido utilizado por las especies: *Salamandra s. longirostris, Triturus pygmaeus, Hyla meridionalis, Discoglossus jeanneae, Bufo bufo* y *Pelophylax perezi*.

Alcornocales: La primera fase ya se puede considerar consolidada en cuanto al funcionamiento hídrico de los nuevos microhumedales. Las actuaciones han servido para fortalecer las poblaciones de *Triturus pygmaeus* en Las Lagunetas de Alcalá en donde, tras la exclusión del ganado, se ha apreciado un incremento del éxito de metamorfosis de esta especie (cerca de un 40 % en 2011 con respecto a la media de los años 2008 y 2009). También se ha incrementado el hidroperiodo de una charca satélite cercana a la principal y eso ha facilitado que *Triturus pygmaeus* completase en 2010 y 2011 su fase larvaria, cosa que no ocurría allí al menos desde 2004. En la Albina del Camino (figura 3) también ha habido reproducción de *Triturus pygmaeus* con éxito de metamorfosis en 2011. En el resto de los lugares de actuación, de momento, no se ha detectado reproducción de esta especie. Por otro lado, las charcas construidas en la segunda fase están en periodo de consolidación y se espera que tengan un funcionamiento hídrico adecuado en los próximos años y sean paulatinamente colonizadas por diferentes especies de anfibios. Si en las próximas temporadas se establecen nuevas poblaciones de *Triturus pygmaeus* en estas charcas, se logra la conexión de las poblaciones y se consolida el sistema metapoblacional (Beebee 1996; Hanski 1999; Scali et al. 2002), el Parque Natural Los Alcornocales tendrá el núcleo poblacional más importante para esta especie en toda su área de distribución y se garantizará con ello su persistencia a medio y largo plazo. Además, con esto se consigue un hábitat más continuo que puede redundar en una mayor biodiversidad general (Williams et al. 2004).

Una de las variables más importantes en la regulación del tamaño de las poblaciones de anfibios en su fase larvaria es el hidroperiodo de las charcas. No todas las especies de anfibios se reproducen en las mismas fechas y la duración del periodo larvario puede llegar a ser muy diferente según las especies y las condiciones del hábitat (temperatura, densidad larvaria, disponibilidad de recursos, etc.). La existencia de charcas con distintos hidroperiodos en un mismo lugar contribuye a mantener una mayor diversidad de anfibios (SEPA 2000; Reques 2008). Por otro lado, la sequía natural de las charcas juega un papel decisivo al evitar la colonización de especies piscícolas depredadoras (Bronmark y Edenhamn 1994; Braña et al. 1996; Diamond 1996) o del cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) (Cruz et al. 2006a; Cruz et al. 2006b) que no logran adaptarse bien a estas fluctuaciones. En otoño de 2011 se encontraron restos de cangrejo rojo americano en el entorno de las Lagunetas de Alcalá. Si la población de esta especie invasora aumenta podría poner en peligro a las poblaciones de anfibios tal y como se ha visto en numerosos estudios (Bermejo Garcia 2006; Cruz et al. 2006a; Cruz et al. 2006b; Portheault et al. 2007).

En general, a pesar del poco tiempo transcurrido desde la construcción de las charcas los resultados han sido positivos y han beneficiado de forma notable al aumento de la diversidad

Figura 3. Estado de la charca Albina del Camino (Alcalá de los Gazules) en febrero de 2012.

general. Los resultados preliminares son similares a los de otros proyectos análogos realizados en Andalucía (Reques y Tejedo 2008; Reques et al. 2010). Por otro lado, también es importante preservar el medio terrestre circundante a las masas de agua (Biek et al. 2002; Semlitsch y Rothermel 2003) y esto se ha conseguido protegiendo del ganado los pastizales y las zonas de matorral donde los anfibios pueden encontrar refugio y alimento. En estudios similares se ha estimado que tras la creación del nuevo hábitat acuático es necesario proteger, mediante un vallado, un perímetro amplio alrededor de la charca donde se limiten al máximo actuaciones silvícolas y ganaderas (Rudolph y Dickson 1990; McComb et al. 1993; DeMaynadier y Hunter 1995; Semlitsch y Rothermel 2003). Además, esto minimiza el riesgo de colmatación de las charcas (DeMaynadier y Hunter 1995).

Para contribuir al aumento de la disponibilidad de hábitats idóneos para la reproducción de anfibios, en la provincia de Cádiz se podría hacer compatible la creación de charcas o el acondicionamiento de otras preexistentes dentro de áreas diseñadas para actividades de recreo humano, como por ejemplo los campos de golf, tal y como se ha puesto de manifiesto en estudios realizados en otros lugares (Boone et al. 2008). Esto contribuye a reducir los impactos negativos de alteración y destrucción de hábitats. Estas charcas deberían de estar próximas a islas de vegetación que actúen como áreas de refugio y alimentación para los juveniles y adultos.

El invierno de 2011-2012 ha sido especialmente seco con ausencia de precipitaciones importantes y eso ha puesto de manifiesto la importancia de estos nuevos hábitats no sólo para la comunidad de anfibios sino para el resto de las especies vinculadas a estos medios. Todos los encharcamientos naturales del Cabo de Trafalgar han permanecido secos durante este periodo y, en cambio, las charcas nuevas construidas se han mantenido con agua, incluso alguna no ha llegado a secarse durante la temporada estival. Lo mismo ha ocurrido en el entorno de la laguna del Picacho, donde tanto los arroyos como la propia laguna han permanecido secos mientras que todas las charcas de nueva construcción han mantenido agua. Todo esto tiene gran importancia si se cumplen las predicciones de cambio climático según las cuales el área del mediterráneo estaría entre las más afectadas (IPCC 2007; Moreira 2008; Moreira y Rodríguez 2008). Los anfibios son los vertebrados más amenazados a nivel mundial debido principalmente a la pérdida de hábitats y a la emergencia de enfermedades infecciosas, dos causas que pueden verse agravadas por el calentamiento global (Pounds et al. 2006; Bosch et al. 2007; Piha et al. 2007; Hof et al. 2011). Por tanto, la creación de nuevos hábitats para anfibios, con un diseño que permita un mayor hidroperiodo, es una forma económica de asegurar la conservación de sus poblaciones en el futuro, anticipándonos con ello a los nuevos escenarios ecológicos previstos para las próximas décadas en los que los cambios de patrones climáticos podrían acelerar el proceso de extinción de sus poblaciones.

Agradecimientos

Agradezco a David Ríos, David Barros, Steven Busack, David Peláez, José María Torres y Mari Paz Rodríguez su ayuda en la recogida de información. Antonio Luna, David Sánchez, Miguel León, David Gimeno, José Manuel López, Fernando Ortega y Eugenia San Emeterio han participado en el diseño y ejecución de las actuaciones y dos revisores anónimos han contribuido a mejorar el manuscrito. Este trabajo ha sido financiado por la Consejería de Medio Ambiente (con fondos de la Unión Europea) y las empresas privadas CEPSA, ENAGAS y ORNITOUR.

Bibliografía

Beebee TJC. 1996. Ecology and conservation of amphibians. Chapman & Hall, London.

Beebee TJC. 2002. Amphibian Phenology and Climate Change. Conservation Biology 16: 1454-1454.

Bermejo Garcia A. 2006. New data on aggression of Procambarus clarkii on Pleurodeles waltl. Boletin de la Asociacion Herpetologica Espanola 17: 82-85.

Berven KA. 1995. Population regulation in the wood frog, Rana sylvatica, from three diverse geographic localities. Australian Journal of Ecology 20: 385-392.

Biek R, Funk WC, Maxell BA, Mills S. 2002. What is missing in amphibian decline research: insights from ecological sensitivity analysis. Conservation Biology 16: 728-734.

Blanco JM, Márquez A, Sáez J, Sánchez B, Sánchez I. 1995. Anfibios y reptiles de la provincia de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente, Cádiz.

Blaustein AR, Belden LK, Olson DH, Green DM, Root TL, Kiesecker JM. 2001. Amphibian Breeding and Climate Change. Conservation Biology 15: 1804-1809.

Boone MD, Semlitsch RD, Mosby C. 2008. Suitability of Golf Course Ponds for Amphibian Metamorphosis When Bullfrogs Are Removed. Conservation Biology 22: 172.

Bosch J, Carrascal LM, Duran L, Walker S, Fisher MC. 2007. Climate change and outbreaks of amphibian chytridiomycosis in a montane area of Central Spain; is there a link? Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B 274: 253-260.

Carey C, Alexander MA. 2003. Climate change and amphibian declines: is there a link? Diversity and Distributions 9: 111-121.

Collins JP, Crump ML. 2009. Extinction in our times. Global amphibian decline. Oxford University Press, Oxford.

Cruz MJ, Pascoal S, Tejedo M, Rebelo R. 2006a. Predation by an exotic crayfish, Procambarus clarkii, on Natterjack Toad, *Bufo calamita*, embryos: Its role on the exclusion of this amphibian from its breeding ponds. Copeia 2006: 274-280.

Cruz MJ, Rebelo R, Crespo EG. 2006b. Effects of an introduced crayfish, *Procambarus clarkii*, on the distribution of south-western Iberian amphibians in their breeding habitats. Ecography 29: 329-338.

Chapin FS, Sala OE, Huber-Sanswald E. 2001. Future scenarios of global biodiversity. Springer-Verlag, New York.

DeMaynadier PG, Hunter ML. 1995. The relationship between forest managenment and amphibian ecology: A review of the North American literature. Environmental Reviews 3: 230-261.

Denton JS, Hitchings SP, Beebee TJC, Gent A. 1997. A recovery program for the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Britain. Conservation Biology 11: 1329-1353.

Diaz-Paniagua C, Gómez-Rodríguez C, Portheault A, de Vries W. 2005. Los anfibios de Doñana. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

Ministerio de Medio Ambiente.

Downs PW, Kondolf GM. 2002. Post-Project Appraisals in Adaptive Management of River Channel Restoration. Environmental Management 29.

Dubois A, Raffaëlli J. 2009. A new ergotaxonomy of the family Salamandridae Goldfuss, 1820 (Amphibia, Urodela). Alytes 26: 1-85.

Gibbs JP. 1998. Amphibian movements in response to forest edges, roads, and streambeds in southern New England. Journal of Wildlife Management 62: 584-589.

Gill DE. 1978. The metapopulation ecology of the red-spotted newts, *Notophthalmus viridescens* (Rafinesque). Ecological Monographs 48: 145-166.

Halliday T. 2005. Diverse phenomena influencing amphibian population declines. En: Lannoo MJ (ed). The conservation status of United Stetes species, pp. 3-6. University of California Press, Berkeley.

Hanski I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, New York.

Hayes JP, Steidl RJ. 1997. Statistical power analysis and amphibian population trends. Conservation Biology 11: 273-275.

Hof C, Araújo MB, Jetz W, Rahbek C. 2011. Additive threats from pathogens, climate and land-use change for global amphibian diversity. Nature 480: 516-519.

Hoffmann M, Hilton-Taylor C, Angulo A, Böhm M, Brooks TM, Butchart SHM et al. 2010. The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates. Science 330: 1503-1509.

IPCC. 2007. Climate Change 2007. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri RK, Reisinger A (eds)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

Kettlewell C, Bouchard V, Porej D, Micacchion M, Mack J, White D, Fay L. 2008. An assessment of wetland impacts and compensatory mitigation in the Cuyahoga River Watershed, Ohio, U.S.A. Wetlands 28: 57-67.

Marsh DM, Trenham PC. 2001. Metapopulation dynamics and amphibian conservation. Conservation Biology 15: 40-49.

McComb WCK, McGarigal K, Anthony RG. 1993. Small mammal and amphibian abundance in streamside and upslope habitats of mature Douglas-fir stands, western Oregon. Norhwest Science 67: 7-15.

Mendelson JR III, Lips KR, Gagliardo RW, Rabb GB, Collins JP, Diffendorfer JE et al. 2006. Biodiversity - confronting amphibian declines and extinctions. Science (Washington D C) 313: 48.

Moreira JM. 2008. El cambio climático en Andalucía. Ma Medioambiente 59: 33-39.

Moreira JM, Rodríguez M. 2008. Escenarios climáticos y desertificación en Andalucía. Ma Medioambiente 62: 16-21.

Murphy JE, Phillips CA, Beasley VR. 2000. Aspects of amphibians ecology. En: Sparling DW, Linder G, Bishop CA (eds). Ecotoxicology of amphibians and reptiles, pp. 141-178. SETAC Press, Pensavola, FL.

National-Research-Council. 2001. Compensating for Wetland Losses under the Clean Water Act. . National Academy Press. , Washington, D.C.

Novacek MJ. 2001. The biodiversity crisis: losing what counts. New Press, New York.

Piha H, Luoto M, Piha M, Merila J. 2007. Anuran abundance and persistence in agricultural landscapes during a climatic extreme. Global Change Biology 13: 300-311.

Pleguezuelos JM, Feriche M. 2003. Anfibios y Reptiles. Granada, Guías de la Naturaleza. Diputación de Granada.

Portheault A, Diaz-Paniagua C, Gomez-Rodriguez C. 2007. Predation on amphibian eggs and larvae in temporary ponds: The case of Bufo calamita in Southwestern Spain. Revue d-Ecologie-La Terre et la Vie 62: 315-322.

Pounds JA, Bustamante MR, Coloma LA, Consuegra JA, Fogden MPL, Foster PN, La Marca E, Masters KL, Merino-Viteri A, Puschendorf R, Ron RS, Sanchez-Azofeifa GA, Still CJ, Young BE. 2006. Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. Nature 439: 161-167.

Reques R. 2000. Anfibios, ecología y conservación. Recursos Naturales de Córdoba. Diputación de Córdoba, Córdoba.

Reques R. 2002. Estudio para la Catalogación de Charcas con Interés Herpetológico en la Provincia de Cádiz. Informe técnico. Delegación Provincial de Cádiz. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, Cádiz.

Reques R. 2004. Hábitats reproductivos de anfibios en la provincia de Cádiz: perspectivas para su conservación. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural IV: 83-103.

Reques R. 2005. Conservación de la Biodiversidad en los humedales de Andalucía (2ª edición). Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Reques R. 2006. Tritón pigmeo – *Triturus pygmaeus*. Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Carrascal, L. M., Salvador, A. (Eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales http://www.vertebradosibericos.org/, Madrid.

Reques R. 2008. Establecimiento de nuevos micro-humedales en el Corredor Verde del Río Guadiamar para la conectividad de poblaciones de anfibios. En: CMA (ed). Restauración Ecológica del Río Guadiamar y el Proyecto del Corredor Verde. La Historia de un Paisaje Emergente, pp. 415-423. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, Sevilla.

Reques R. 2009. Biodiversidad de los humedales gaditanos: Anfibios. En: Reques R, Barros D (eds). Humedales de Cádiz: veinte años de conservación, pp. 55-68. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.

Reques R, Caro J, Pleguezuelos JM. 2006a. Parajes importantes para la conservación de anfibios y reptiles en Andalucía. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía (no publicado), Sevilla.

Reques R, Tejedo M. 2008. Crear charcas para anfibios: una herramienta eficaz de conservación. Quercus 273: 15-20.

Reques R, Tejedo M, González de la Vega JP, J. A. M. Barnestein, D. Donaire, and L. García-Cardenete. 2006b. Estudio de las poblaciones de anfibios del Parque Natural Los Alcornocales. Consejería de Medio Ambiente. Informe Inédito, Sevilla.

Ríos D, Barros D, García JA, Ruiz-Llopis P, Mota J, Reques R. 2012. Mejoras ambientales para la creación de la Estación Ambiental Madrevieja. Almoraima In press.

Rudolph DC, Dickson JG. 1990. Streamside zone width and amphibian and reptile abundance. Southwestern Naturalist 35: 472-475.

Saunders DL, Meeuwig JJ, Vincent CJ. 2001. Freshwater protected areas: Strategies for conservation. Conservation Biology 16: 30-41.

Scali S, Gentilli A, Barbier F, Bernini F, Vercesi A. 2002. An integrated project for conservation of amphibians in some protected areas in Northern Italy. Pages 151-158 in Proceedings of Third Conference safeguard the amphibians. Lugano, June 23-34, 2000. Penne (Pescara).

Semlitsch RD. 1998. Biological delineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. Conservation Biology 12: 1113-1119.

Semlitsch RD. 2002. Critical Elements for Biologically Based Recovery Plans of Aquatic-Breeding Amphibians. Conservation Biology 16: 619-629.

Semlitsch RD, Bodie JR. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? Conservation Biology 12: 1129-1133.

Semlitsch RD, Rothermel BB. 2003. A foundation for conservation and managenment of amphibians. En: Semlitsch RD, Wake DB (eds). Amphibian Conservation, pp. 242-259. Smithsonian Institution, Washington and London.

SEPA. 2000. Ponds, pools and lochans. Guidance on good practice in the management and creation of small waterbodies in Scotland. Scottish Environmental Protection Agency.

Shulse CD, Semlitsch RD, Trauth KM, Williams AD. 2010. Influences of Design and Landscape Placement Parameters on Amphibian Abundance in Constructed Wetlands. Wetlands 30: 915-928.

Sinsch U, Leskovar C, Drobig A, Konig A, Grosse WR. 2007. Life-history traits in green toad (Bufo viridis) populations: indicators of habitat quality. Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie 85: 665-673.

Skelly DK, Werner EE, Cortwright SA. 1999. Long-term distributional dynamics of a Michigan amphibian assemblage. Ecology (Washington D C) 80: 2326-2337.

Stevens VM, Verkenne C, Vandewoestijne S, Wesselingh, Baguette M. 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. Molecular Ecology 15: 2333-2344.

Stuart SN, Chanson JS, Cox NA, Young BE, Rodrigues ASL, Fischman DL, Walter RW. 2004. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. Science (Washington D C) 306: 1783-1786.

Stuart SN, Hoffmann M, Chanson JS, Cox N, Berridge R, Ramani P, Young BE. 2008. Threatened Amphibians of the world. Lynx edition. IUCN, Gland, Switzerland; and Conservation International, Arlington, Virginia, USA, Barcelona (Spain).

Tejedo M. 1986. Biología de la Conservación. Un ejemplo y un modelo para el control de los anfibios. Tesis de Licenciatura. Universidad de Córdoba, Córdoba.

Tejedo M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variacones naturales del cambio global. Munibe 16: 20-43.

Tejedo M, Reques R, Gasent JM, González de la Vega JP, Morales-Barnestein J, García-Cardenete L, González-Miras E, Donaire D, Sánchez- Herráiz MJ, Marangoni F. 2003. Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía: estudio genético y ecológico de las poblaciones. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía y Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Sevilla.

Vonesh JR, De la Cruz O. 2002. Complex life cycles and density dependence: assessing the contribution of egg mortality to amphibian declines. Oecologia 133: 325-333.

Wake DB, Vredenburg V. 2008. Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. Proceedings of the National Academy of Science 105: 11466–11473.

Wells KD. 2007. The Ecology and Behavior of Amphibians. The University of Chicago Press, Chicago and London.

Wilbur HM. 1980. Complex life cycles. Annu.Rev.Ecol.Syst 11: 67-93.

Williams P, Whitfield M, Biggs J, Bray S, Fox G, Nicolet P, Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. Biological Conservation 115: 329-341.

USO DE FANERÓGAMAS MARINAS EN LA CONSTRUCCIÓN DE NIDOS POR LA GOLONDRINA COMÚN (*HIRUNDO RUSTICA*)

Pablo Barrena Pavón*, Alberto Álvarez Pérez

Asociación Ornitológica Ardea. Sequero Glorieta, 12, 1º, 11100 San Fernando (Cádiz), Spain

Recibido: 4 de mayo de 2012. Aceptado (versión revisada): 6 de julio de 2012. Publicado en línea: 19 de julio de 2012

Palabras claves: *Hirundo rustica*, fanerógamas marinas, ornitología, construcción de nido, Andalucía, Parque Natural Bahía de Cádiz.

Keywords: Barn Swallow, *Hirundo rustica*, seagrass, ornithology, nest construction, Andalusia, Bahía de Cádiz Natural Park.

En la primavera de 2010 se detecta en el Centro Comercial Bahía Sur (29S; 750061-4039722 UTM; 0 m.s.n.m.; San Fernando, Cádiz) la presencia de una pequeña colonia de cría de golondrina común (*Hirundo rustica*), de apenas seis nidos ocupados. Este taxón, cuya subespecie nominal cuenta en España con no menos de un millón de parejas (SEO/Birdlife 2008), está ligado a ambientes humanizados y nidifica asiduamente en construcciones urbanas, elaborando sus nidos en forma de copa abierta de barro reforzado con materiales vegetales (De Juana y Varela 2005; Svensson et al. 2009) y aportes de plumas.

Es en el reforzamiento con material vegetal donde reside la peculiaridad de la mencionada colonia de cría, puesto que está integrado en su totalidad por fanerógamas marinas (Fig. 1), encontrándose éstas presentes en todos y cada uno de los seis nidos ocupados, así como en los seis nidos no ocupados y con evidencias de abandono en años precedentes. *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* y, en menor medida, *Zostera marina* son los tres taxones que conforman las praderas marinas de la Bahía de Cádiz (Hernández et al. 2010) y que debido a las mareas, corrientes y vientos acaban por tapizar las orillas fangosas del entorno más próximo a la colonia de cría. Sin duda esta disponibilidad cercana y la prácticamente inexistente cobertura vegetal en un entorno muy antropizado, incentivan a los adultos reproductores a elaborar o reparar sus nidos con fangos del intermareal y con las anteriormente citadas especies de angiospermas marinas.

De manera complementaria, cabe destacar que durante el seguimiento y marcado que se viene desarrollando, se ha verificado la presencia de pequeñas valvas (<1 cm. de diámetro) de Cerastoderma edule. También se han identificado algunas de las plumas aportadas al nido como pertenecientes a *Numenius phaeopus*, *Calidris* sp. y *Columba livia* (doméstica).

Paralelamente se tiene constancia de aportes similares de vegetación marina en nidos establecidos en construcciones del Polígono de Casines (Puerto Real, Cádiz) (Fernández Zapata, com. pers.), por lo que cabe pensar que se trata de una conducta habitual de estos hirundínidos en el entorno de la Bahía de Cádiz, donde existe una elevada disponibilidad de estos elementos.

Figura 1. Nido de golondrina común (*Hirundo rustica*) con aportes de fanerógamas marinas.

*Autor para correspondencia. Email: pablo.barrena@gmail.com

La utilización de este tipo de materiales como componentes reforzantes en la construcción de nidos por la golondrina común es una conducta escasamente descrita. Ni Cramp y Simmons (1988), ni Del Hoyo et al. (2004) hacen referencia y sólo Duffin (1973) menciona aportes similares en colonias presentes en cuevas a lo largo de la Costa de California, si bien éstos se basaban en algas del género *Schizomeris*, no en angiospermas, aunque su origen fuera igualmente marino.

Agradecimientos

A la gerencia del Centro Comercial Bahía Sur, por facilitarnos el acceso a sus instalaciones.

Bibliografía

Cramp S, Simmons K (eds.). 1988. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. Volume V: Tyrant Flycatchers to Thrushes. Oxford University Press, Oxford.

De Juana E, Varela JM. 2005. Aves de España. Lynx Edicions, Bellaterra, Barcelona.

Del Hoyo J, Elliot A, Christie D. 2004. Handbook of the Birds of the World. Volume 9: Cotingas to Pipits and Wagtails. Lynx Edicions, Barcelona.

Duffin K. 1973. Barn swallows use freshwater and marine algae in nest construction. Wilson Bulletin.

Hernández I, Morris E, Vergara JJ, De los Santos CB, González-Ortiz V, Villazán B, Peralta G, Olivé I, Brun FG, García-Marín P, Lara M, Pérez-Lloréns JL. 2010. Praderas de fanerógamas marinas en la bahía de Cádiz: conservación y gestión. Comunicación Técnica. CONAMA10.

SEO/Birdlife 2008. La enciclopedia de las aves de España. http://www.enciclopediadelasaves.es/originales/datasheetsolo.asp?IdFicha=377. Consultado el 4 de mayo de 2012.

Svensson L, Mullarney K, Zetterström D. 2009. Collins Bird Guide. HarperCollins Publishers Ltd, 77-85 Fullham Palace Road, London W6 8JB.

REDESCUBRIMIENTO DE *LAVATERA TRIMESTRIS* VAR. *BRACHYPODA*

Javier Hernández Ortiz[1]*, Francisco Vasallo López

[1]*C/ García de Sola 19, 1º B, 11008, Cádiz, Spain*

Recibido: 3 de junio de 2012. Aceptado (versión revisada): 6 de julio de 2012. Publicado en línea: 26 de julio de 2012

Palabras claves: *Lavatera trimestris* var. *brachypoda*, Malvaceae, Cádiz
Keywords: *Lavatera trimestris* var. *brachypoda*, Malvaceae, Cadiz

Lavatera trimestris L., Sp. Pl.: 692 (1753), planta anual perteneciente a la familia Malvaceae, puede encontrarse en campos cultivados o incultos y aparece también como ruderal sobre terrenos arcillosos, arenosos y calcáreos, evitando los suelos de carácter ácido. Habita la región mediterránea y el sur y oeste de la Península Ibérica. Es una planta que florece en la provincia de Cádiz durante los meses de mayo y junio.

Se reconocen actualmente dos variedades: la var. *trimestris*, que se caracteriza sobre todo por el indumento de pelos simples o paucifasciculados, más o menos denso en tallos y ramas, largos, fuertes, brillantes, de patentes a retrorsos y subaplicados, excepto en la parte apical, y la var. *brachypoda* Pérez Lara in Anales Soc. Esp. Hist. Nat. 24: 329 (1896) [*Stegia trimestris* var. *brachypoda* (Pérez Lara) Luque & Devesa in Lagascalia 14: 238 (1986)] (Fig. 1), de indumento formado por pelos estrellados pequeños más o menos esparcidos, y ramas delgadas y aplicadas en toda su extensión (Fernandes 1993).

Figura 1. *Lavatera trimestris* var. *brachypoda*. Foto: Javier Hernández.

Esta última variedad fue citada por Pérez Lara (1896) en dos localidades cercanas a Jerez de la Frontera , en concreto en el Cortijo del Pino (29SQA56) y el Cortijo del Alijar (29SQA46), y se encuentra representada en los herbarios solo por un espécimen procedente de la primera de éstas (Pérez Lara 4235, MAF 35596). Al no haber sido encontrada posteriormente, Fernandes (1993) sugiere en Flora Iberica su posible extinción.

Pérez Lara la distingue de la variedad típica por la presencia exclusiva de pelos estrellados en el tallo, por los cortos pedúnculos y por los tallos flexuosos, aunque estos dos últimos caracteres no son considerados como firmes por Fernandes (1993).

Hemos localizado dos poblaciones, la primera en el año 2006 al borde de un camino en la Cañada de los Marchantes (29SQA6729), en el término municipal de Chiclana de la Frontera, de unos pocos ejemplares, y una segunda población en el año 2009 bastante más extensa y compartiendo hábitat con la variedad trimestris en los campos incultos que rodean Peña Arpada (30STF4943), en el término municipal de Alcalá de los Gazules.

De acuerdo con nuestras observaciones no es fácil distinguir entre ambas variedades en el campo. Sin duda, la característica más diagnóstica la constituyen los pelos del indumento (Fig. 2), que con lupa se aprecian claramente, aunque quizás las propiedades más visibles sobre el terreno sean los pedúnculos más cortos y el color rosa pálido en la variedad brachypoda, aspecto éste también observado por Pérez Lara (1896) y que puede apreciarse en la Fig. 3.

Flora Vascular de Andalucía Occidental incluye la variedad *brachypoda* (Pérez Lara) bajo la denominación específica *Stegia trimestris* (L.) Luque & Devesa, en base a las observaciones del eminente botánico jerezano (Devesa 1987), mientras que Flora Vascular de Andalucía Oriental no distingue taxones intraespecíficos en *Lavatera trimestris* (L.), indicando que la especie presenta tallos hirsutos con setas simples y

*Autor para correspondencia. Email: egnande@gmail.com; santolin0610@gmail.com

pelos estrellados (Morales-Torres 2009).

Figura 2. *Lavatera trimestris* var. *trimestris* (izq), *L. t.* var. *brachypoda* (der). Foto: Javier Hernández.

Sabiendo que ambas variedades pueden ocupar el mismo hábitat y que son difíciles de distinguir, es de suponer que la variedad brachypoda no sea tan rara, por lo que habría que continuar con la búsqueda de más localidades. Asimismo sería recomendable la realización de estudios genéticos que confirmen o revisen su actual clasificación taxonómica.

Bibliografía

Devesa, JA. 1987. Malvaceae. En: Talavera S, Valdés B, Fernández-Galiano E (eds). Flora Vascular de Andalucía Occidental. Tomo I. Ketres editora, Barcelona, pp 319-333.

Fernandes RB. 1993. Lavatera L. En: Castroviejo Bolibar S & al. (eds). Flora Iberica. Vol. III, Plumbaginaceae (partim)-Capparaceae. Real Jardín Botánico CSIC, 1ª ed. Madrid, pp 232-243.

Luque T, Devesa JA. 1986. Contribución al estudio citotaxonómico del género Lavatera (Malvaceae) en España. Lagascalia 14 (2): 227-239.

Morales-Torres, C. 2009. Malvaceae. En: Blanca G, Cabezudo B, Cueto M, Fernández-López C, Morales-Torres C. (eds). Flora Vascular de Andalucía Oriental. Volumen 3, Rosaceae-Lentibulariaceae. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla, pp 177-179.

Pérez Lara JM. 1896. Florula Gaditana seu recensio celer omnium plantarum in provincia gaditana hucusque notarum. Pars Quinta. En: Anales de la Sociedad Española de Historia Natural. Serie II. Tomo cuarto (XXIV): 279-335.

Figura 3. *Lavatera trimestris* var. *trimestris* (izq), *L. t.* var. *brachypoda* (der). Foto: Javier Hernández.

LIMONIUM DENSISSIMUM (PIGNATTI) PIGNATTI (PLUMBAGINACEAE), NOVEDAD FLORÍSTICA PARA ANDALUCÍA

Francisco Vasallo López[1]*, Javier Hernández Ortiz

[1]*Avda Los Naranjos 3, 4º Dcha, 11510 Puerto Real, Cádiz, Spain*

Recibido: 28 de agosto de 2012. Aceptado (versión revisada): 12 de septiembre de 2012. Publicado en línea: 21 de octubre de 2012

Palabras claves: *Limonium densissimum*, Plumbaginaceae, Cádiz
Keywords: *Limonium densissimum*, Plumbaginaceae, Cadiz

El género *Limonium* Mill. (Plumbaginaceae), está muy diversificado en la Península Ibérica y Baleares, con más de cien especies y un número aún mayor de híbridos descritos (Erben 1993). La mayor parte de las especies tienen una distribución espacial muy reducida y una gran variabilidad y capacidad de hibridación, por lo que el género es rico en endemismos. Esto, unido a lo laborioso que resulta frecuentemente distinguirlos entre sí, hace que en fechas recientes se sigan descubriendo nuevos taxones (se puede ver una relación de los mismos en la web de Flora iberica) y añadiendo nuevas localidades a los ya conocidos (Gómez & Mayoral 2004, Erben & Arán 2005).

En la provincia de Cádiz han sido citadas hasta la fecha once especies del género *Limonium* (Devesa 1987, Erben 1993). A estas vamos a añadir una más, no citada tampoco en el resto de Andalucía: *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti in Bot. J. Linn. Soc. 64: 367 (1971), de la que hemos encontrado un buen número de ejemplares distribuidos en varios rodales situados en el entorno de la Bahía de Cádiz.

La necesidad de identificar con exactitud estas plantas surgió de las observaciones realizadas en dichos núcleos durante varios años, que evidenciaron una serie de diferencias entre las características de las mismas y las descripciones de otras especies cercanas ya citadas previamente en la región. No habiéndose conseguido una identificación satisfactoria basada en la bibliografía disponible, a finales de 2011 se enviaron varios pliegos al profesor Erben, autor del género *Limonium* en el volumen III de Flora iberica, quien no dudó en afirmar que pertenecían a *L. densissimum*, taxón de distribución mediterránea cuya localidad más cercana se sitúa en la provincia de Castellón (Gómez & Mayoral 2004). La clave de identificación presente en Flora iberica incluye una dicotomía entre dos zonas geográficas: “Plantas de la costa atlántica” y “Plantas de la costa mediterránea o del interior de España” (Erben 1993) que, seguida estrictamente para los ejemplares estudiados, conduce a un callejón sin salida en lugar de a la identificación de *L. densissimum*. El propio autor (Erben, com. pers.) admite lo problemático de incluir una referencia geográfica en una clave de identificación de especies, aunque reconoce que el caso de *L. densissimum* en la Bahía de Cádiz es la primera excepción que se ha presentado desde que se publicó el volumen III de Flora iberica en 1993.

Este taxón fue descrito inicialmente por Pignatti (1953) como *Limonium confusum* subsp. *densissimum* a partir de material recolectado en el Delta del Ebro, y posteriormente el mismo autor lo diferenció como especie independiente, adjudicándole su actual nombre en 1971.

Es una especie de distribución muy dispersa, citada en la desembocadura del Po y Golfo de Trieste (Italia) y en la Camarga (Francia). En España se localiza en el Delta del Ebro, provincia de Tarragona, y en puntos del litoral de la de Castellón, como Torreblanca o Benicàssim, donde hasta ahora se ubicaban las citas más meridionales (Erben 1978 y 1993, Gómez & Mayoral 2004).

Figura 1. Detalle de las flores de *Limonium densissimum*.

*Autor para correspondencia. Email: egnande@gmail.com; santolin0610@gmail.com

Vasallo F, Hernández-Ortiz J. 2012. *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti (Plumbaginaceae), novedad florística para Andalucía. *Rev. Soc. Gad. Hist. Nat.* 6: 25-29

Esta cita es la primera para Cádiz y para Andalucía, la primera fuera del Mediterráneo y sin duda la más meridional de la especie hasta la fecha.

La distinción entre *L. densissimum* y las demás especies distribuidas por la provincia no es excesivamente complicada. El hecho de poseer ramas estériles en la inflorescencia (figs. 1-3), tanto de primero como de segundo orden, la separa de todas salvo de *L. virgatum*, pero el menor número de ramas estériles de primer orden de *L. densissimum* (generalmente menos de cinco, aunque ocasionalmente se observan ejemplares con seis), la ramificación más profusa de su inflorescencia y el tamaño de espigas y espiguillas, entre otras características, permiten diferenciar fácilmente ambos taxones. Una parte minoritaria de ejemplares de *L. densissimum* no posee ramas estériles, lo que en teoría podría generar ciertas dudas con los de especies como *L. auriculae-ursifolium*, *L. algarvense* o *L. ovalifolium*, no por el porte general de la planta (fig. 4) o el tamaño o forma de la inflorescencia, sino por las características de flores y espigas. En la práctica, lo normal es que no haya problemas de identificación, ya que las dudas surgirían al estudiar ejemplares aislados, y estos casos han resultado ser excepcionales en las localidades visitadas.

Figura 2. Detalle de las espigas y espiguillas de *Limonium densissimum*.

En todo caso y para despejar cualquier tipo de incertidumbre se adjunta una tabla comparativa (tabla 1) de las características de estos taxones. En ella se han incluido, teniendo en cuenta las observaciones, varias características de *L. densissimum* que no figuran en Flora iberica: el número de ramas estériles de primer orden, la anchura del pecíolo, la posibilidad – observada en varias ocasiones – de que la altura de los escapos supere el metro y medio; en la tabla 1 estos datos aparecen entre corchetes. En lo que a ramas estériles se refiere, Flora iberica dice textualmente "sin o con pocas ramas estériles…" (Erben 1993); así pues el dato numérico proviene de las nuevas observaciones de campo. Además, en la tabla 2 se muestra una propuesta de clave de identificación de las especies presentes en la provincia de Cádiz, incluyendo *L. densissimum*, adaptada de la que figura en el volumen III de Flora iberica (Erben 1993).

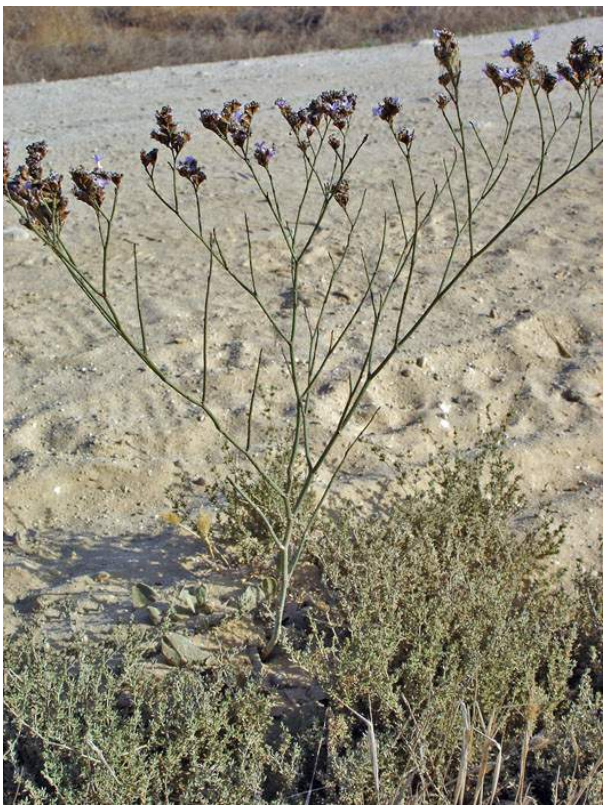

Figura 3. Escapo de *Limonium densissimum* con ramas estériles de primer y segundo orden.

La especie está catalogada como Vulnerable en el Libro Rojo de la Flora Vascular Española, de acuerdo con criterios de fragmentación y regresión de sus poblaciones, y con la escasa superficie que ocupa en el territorio nacional (Gómez & Mayoral 2004, Moreno 2008).

Figura 4. Roseta de hojas en un ejemplar de *Limonium densissimum* antes de la floración.

Vasallo F, Hernández-Ortiz J. 2012. *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti (Plumbaginaceae), novedad florística para Andalucía. *Rev. Soc. Gad. Hist. Nat.* 6: 25-29

Tabla 1. Diferencias entre *L. densissimum* y especies próximas.

		L. ovalifolium	***L. algarvense***	***L auriculae-ursifolium***	***L. densissimum***
Hojas	Longitud (mm)	35-130	50-200	35-120	30-120
	Anchura limbo (mm)	14-30	10-30	14-30	7-22
	Anchura pecíolo (mm)	3-8	2-5	4-10	1-2,5 [2,5-4]
	Pecíolo/Limbo	1/2 – 3/4	2/3 – 3/3	1/3 – 1/2	Pecíolo algo más corto
	Ápice	Ápice agudo	Ápice agudo o levemente acuminado	Ápice subobtuso	Ápice agudo a romo
Escapos	Longitud (cm)	8-35	10-55(80)	10-40	20-70 [más de 150]
	Ramas estériles	No	No	No	[(0)1-5(6)]
Espigas	Longitud (mm)	4-12	8-25	8-25	10-40
	Espiguillas por cm	9-13	8-9	8-12	3-6[7]
Espiguillas	Longitud (mm)	4-5	5,2-6,2	6-7(7,2)	[4]5-5,5[6,5]
Bráctea externa	Longitud (mm)	1,1-1,8	1,7-2,5	2,5-3,1	[1,4]1,9-2,1
	Anchura (mm)	1,3-1,8	1,9-2,8	2,2-3	[1,2]1,6-2
	Forma	Triangular-ovada ápice agudo	Anchamente triangular -ovada a obovada. Ápice redondeado	Triangular-ovada, ápice agudo	Triangular-ovada, ápice agudo
Bráctea interna	Longitud (mm)	2,7-3,6	4-5,1	4,6-5,8(6,3)	[3,6]4,2-4,9
	Anchura (mm)	3,1-4,1	3,5-4,8	3,5-4,	2,8-3,2
	Ápice parte central (mm)	0,5-0,7, triangular, romo, no llega a margen.	0,5-0,9, triangular, no llega a margen	0,5-0,9, triangular, no llega a margen	[0,5]0,7-1, que casi llega hasta el margen

Tabla 2. Clave de las especies gaditanas de *Limonium* Mill. (adaptada de Erben 1993).

1. Hojas de liradas a aserradas; parte central de la bráctea interna acabada en dos apéndices uncinad..... *L. sinuatum*
– Hojas enteras o ausentes 2
2. Pétalos soldados en la mitad inferior; porción ramificada del escapo cubierto de numerosas hojas escamosas, blanco-membranáceas, en disposición helicoidal densa; bráctea interna convoluta 3
– Pétalos libres; porción no ramificada del escapo con algunas hojas escamosas, blancas por el envés, marrones por el haz y + ó – carnosas; bráctea interna de sección semicircular a circular 4
3. Espiguillas 5-7 mm; cáliz 4,5-5,1 mm ..... *L. ferulaceum*
– Espiguillas 3-3,5 mm; cáliz 2,4-3,2 mm ..... *L. diffusum*
4. Hojas 6-35 cm, muy grandes, pinnatinervias también las jóvenes, con más de 10 nervios laterales claramente visibles 5
– Hojas de 0,5-10 cm, generalmente mucho menores, con 1-5 nervios o con varios nervios laterales arqueados hacia dentro, ocasionalmente hojas mayores de la roseta pinnatinervias en la mitad superior del limbo, con menos de 10 nervios laterales apenas visibles 6
5. Ramas de primer orden de hasta 35 cm, arqueado-patentes; ángulo de ramificación 45º-65º ..... *L. narbonense*
– Ramas de primer orden generalmente de 3-10 cm, cortas, casi derechas, erecto-patentes; ángulo de ramificación 25º-45º ..... *L. vulgare*
6. Planta anual; cuando seca marrón oscura y fácilmente quebradiza ..... *L. echioides*
– Planta perenne; cuando seca de verde grisácea a verde oliva y ± elástica 7
7. Bráctea interna 6,5-9 mm ..... *L. emarginatum*
– Bráctea interna de 2,9-6,3 mm, o si de 6,5 mm, entonces espiguillas claramente arqueadas hacia un lado (*L. virgatum*) 8
8. Espiguillas encorvadas lateralmente en la base ..... *L. virgatum*
– Espiguillas derechas 9
9. Bráctea interna 2,7-3,6 mm; espiguillas 4-5 mm ..... *L. ovalifolium*
– Bráctea interna 4-6,3 mm; espiguillas 5-8 mm 10
10. Con ramas estériles ..... *L. densissimum*
– Sin ramas estériles 11
11. Bráctea interna de anchura inferior a 3,5 mm; espigas con 7 espiguillas por cm o menos ..... *L. densissimum*
– Bráctea interna más de 4 mm de anchura o más; espigas con 8 o más espiguillas por cm 12
12. Bráctea externa 1,7-2,5 mm; espiguillas 5-6 mm; pecíolo de 2-5 mm de anchura, de 2/3 de la longitud del limbo a igual longitud que éste ..... *L. algarvense*
13. Bráctea externa 2,5-3,1 mm; espiguillas 6-7,2 mm; pecíolo de 4-10 mm de anchura, de 1/3-1/2 de la longitud del limbo ..... *L. auriculae-ursifolium*

Se describen a continuación los distintos núcleos observados, para mayor conocimiento de la especie en la zona, ya que cada uno de ellos presenta peculiaridades que creemos deben ser tenidas en cuenta.

Pinar de La Algaida en Puerto Real (29SQA4946). Cronológicamente el primer núcleo en ser observado. Ocupa los terrenos arenosos al este de la laguna, tras la Facultad de Ciencias. Aparece acompañada de *Artrochnemum macrostachyum, Frankenia laevis, Heliotropium curassavicum, Juncus acutus, Juncus maritimus, Limoniastrum monopetalum, Limonium algarvense, Limonium ferulaceum, Phillyrea angustifolia, Pistacia lentiscus, Tamarix canariensis* y *Thymelaea hirsuta*. Se ha podido observar en los últimos años una colonización gradual por parte de ejemplares de la especie de los taludes de la pista de tierra apisonada que transcurre por un lateral del terreno ocupado por este núcleo.

Coto de la Isleta en El Puerto de Santa María. Está dividida en dos rodales, uno en el margen del pinar (29SQA4952) y otro al borde de la salina (29SQA4952 y 29SQA5052). El primero de ellos posee los ejemplares de mayor porte y altura, sobrepasando una parte sustancial de los escapos florales el metro de altura, y en algunos casos el metro y medio, superando ampliamente los límites definidos en su descripción y convirtiendo a la especie en la de mayor tamaño del género en la provincia. Los mayores ejemplares se localizan en una zanja de desagüe junto a la carretera que bordea el área recreativa, cercana a un extremo de la misma y que es estacionalmente inundable. Es el núcleo que se asienta en el terreno aparentemente menos salino y cuenta con mayor variedad de especies acompañantes; destacamos *Cressa cretica, Dittrichia viscosa, Juncus acutus, Limonium ferulaceum, Lotus castellanus, Schoenus nigricans* y *Thymelaea hirsuta*. Los ejemplares situados en un extremo de la salina de La Tapa están a ambos lados de una pista de tierra compactada, entre el borde de estero y un muro del campo de tiro. Parecen más gráciles los ejemplares que están junto al muro y algunos crecen sobre escombros. Los ejemplares van escaseando a medida que nos internamos en la salina y en unos 30 o 40 metros han desaparecido totalmente. Acompañan a la especie *Amaranthus albus, Artrochnemum macrostachyum, Asparagus acutifolius, Heliotropium curassavicum, Heliotropium europaeum, Juncus acutus, Limoniastrum monopetalum* y *Lotus castellanus*.

Desembocadura del arroyo Salado en Jerez de la Frontera. Diferenciada también en dos manchas, situadas ambas en la orilla derecha y separadas entre sí unos cuatrocientos metros. Uno de los rodales, de unos 15-20 ejemplares, se halla en zona sombreada bajo el puente de la autopista A4 (29SQA5950); sus integrantes presentan un desarrollo anómalo de inflorescencias – con tallos y ramas delgados y flexuosos, arqueados y caídos – y rosetas de hojas – más largas y anchas –, con algunos cepellones bastante desarrollados. El otro, al borde mismo del cauce del arroyo (29SQA5850), tiene la particularidad de que sus ejemplares poseen densas macollas de rosetas basales, presentando estas un aspecto de cojín (fig. 5). En octubre del año 2011 se encontraban secas la mayor parte de las hojas de estos ejemplares. Solo unos pocos presentaban regeneración con algunas rosetas de hojas verdes, por lo que es de suponer que son vulnerables a las oscilaciones de nivel del arroyo. Plantas acompañantes: *Asparagus acutifolius, Dittrichia viscosa, Frankenia laevis, Pistacia lentiscus, Polygonum equisetiforme* y *Tamarix canariensis*.

Dehesa de Las Yeguas en Puerto Real. Con dos rodales diferenciados: uno en el borde occidental del pinar con la marisma seca del Río San Pedro (29SQA5549), y el otro a unos ochocientos metros del anterior, a ambos lados de una pista que atraviesa la marisma seca (29SQA5550), principalmente sobre los taludes de la pista (fig. 6). En el primer caso los ejemplares se encuentran acompañados de *Dittrichia viscosa, Juncus acutus, Juncus maritimus, Limonium algarvense, Limonium ferulaceum* y *Pistacia lentiscus.* En el segundo de *Artrochnemum macrostachyum, Juncus acutus, Limonium algarvense, Limonium ferulaceum* y *Suaeda vera*.

Figura 5. Población de *Limonium densissimum* junto al arroyo Salado (término municipal de Jerez de La Frontera).

Figura 6. Población de *Limonium densissimum* en la marisma seca del Río San Pedro (término de Puerto Real).

Salina de los Desamparados en Puerto Real. (29SQA5050) A ambos lados del camino de entrada a una salina, sobre terrenos arenosos, pero también sobre el material de la propia pista e incluso sobre escombros allí depositados. Con una apreciable proporción de ejemplares pequeños, parece ser la población que presenta más indicios de expansión o colonización. La especie está acompañada por *Artrochnemum macrostachyum, Dittrichia viscosa, Frankenia boissieri, Frankenia laevis, Heliotropium curassavicum, Heliotropium europaeum, Juncus acutus, Juncus maritimus, Limonium algarvense* y *Limonium ferulaceum*.

A la vista de los resultados se puede concluir que todas las localidades observadas se concentran alrededor del Río San Pedro, aunque hay que recordar que el arroyo Salado desagua en dicho río y no se puede obviar la continuidad entre ambos tramos. El Río San Pedro es en realidad un brazo cegado del estuario del Guadalete y el flujo predominante en él es mareal, de manera que la contribución del arroyo Salado, de aguas salobres por drenar terrenos del Trías, constituye el único aporte de agua no marina.

Los dos rodales asentados a su orilla (fig. 5) probablemente tengan unas condiciones especiales, no en vano ocupan las cotas de mayor altura de todo el conjunto de rodales estudiados.

La relación con el Río San Pedro puede no resultar tan evidente para los ejemplares de la Dehesa de Las Yeguas, pero hay que tener en cuenta que los rodales están en el borde de las marismas de dicho río, actualmente desecadas.

En general, los núcleos localizados se asientan sobre terrenos arenosos situados entre la marisma alta y los terrenos desalinizados colindantes; en suelos más o menos salobres fuera del alcance de las pleamares más altas, en cotas no superiores a 5 metros. En varios de ellos se ha observado colonización de los laterales de caminos trazados sobre terrenos de marisma (fig. 6), e incluso de escombros y restos de construcción.

El hecho de que ocupen una franja concreta en la frontera entre suelos salobres y desalinizados hace pensar en que los requerimientos de contenido de agua y sal en el substrato podrían ser críticos para la especie. También parece destacable la colonización de caminos y escombros en zonas colindantes a los terrenos ocupados por la especie, ya que aparentemente una pequeña elevación de unos pocos centímetros por encima del nivel de la marisma proporciona condiciones de humedad y salinidad favorables para su crecimiento.

Se interpreta que la especie es exigente en cuanto a las propiedades del suelo, pero donde encuentra condiciones favorables prospera formando colonias no excesivamente densas en general, con ejemplares más o menos dispersos en la zona marginal de las mismas. No se han encontrado, sin embargo, ejemplares aislados alejados de las colonias.

La convivencia de *L. densissimum* con plantas tanto propias de marismas como de terrenos no salinos fundamenta su condición de fronteriza, aunque es evidente su relación fundamental con la marisma alta, ya que predominan las especies de este hábitat. Su tendencia a asentarse a los lados de los caminos hace que conviva con especies ruderales o nitrófilas, e incluso con especies invasoras, como *Heliotropium curassavicum*, aunque no se tienen evidencias de que *L. densissimum* resulte amenazada o desplazada por la competencia de estas especies. De las observaciones podría más bien deducirse que en estos casos *L. densissimum* se comporta como oportunista en un hábitat que le es marginal. También hay que pensar en el aporte estacional de agua dulce en el rodal del Coto de La Isleta como razón de un mayor crecimiento.

En prácticamente todas las colonias están presentes otras dos especies del género: *L. algarvense* y *L. ferulaceum*, a veces mezclados los ejemplares de una u otra especie con los de *L. densissimum*. No es extraño que se hayan encontrado ejemplares con características intermedias entre *L. densissimum* y *L. algarvense*. En la bibliografía hay descritos al menos cuatro híbridos de *L. densissimum* (Erben 1993, Curcó 2007), aunque hasta ahora nunca con *L. algarvense*.

El período de floración que se indica en Flora iberica para la especie (Erben 1993) abarca los meses de julio a septiembre, y ciertamente es este el intervalo central de máxima floración que se ha observado en las poblaciones controladas, si bien también es cierto que el período total es más dilatado, ya que los primeros ejemplares en flor pueden observarse a finales de mayo, y los últimos en pleno mes de noviembre.

Agradecimientos

Por supuesto, al profesor Matthias Erben, por su amabilidad y atención, y por su colaboración.

Bibliografía

Curcó A. 2007. Flora Vascular del delta de l'Ebre. Col-lecció Tècnica, 1. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Parc Natural del Delta de l'Ebre. 1ª edición. Deltebre.

Devesa JA. 1987. Plumbaginaceae. En: Talavera S, Valdés B, Fernández-Galiano E (eds). Flora Vascular de Andalucía Occidental. Tomo I. Ketres editora, Barcelona, pp. 295-308.

Erben M. 1978. Die Gattung *Limonium* im Südwestmediterranen Raum. Mitteilungen der Botanischen Staatssammlung 14: 361-631.

Erben M. 1993. *Limonium*. En: Castroviejo S. & al (eds) Flora iberica. Vol. III, Plumbaginaceae (partim)-Capparaceae. Real Jardín Botánico CSIC, 1ª ed. Madrid, pp. 2-143.

Erben M, Arán VJ. 2005. *Limonium mateoi* (Plumbaginaceae), a new species from Central Spain. Anales del Jardín Botánico de Madrid 62: 2-7.

Gómez Serrano MA, Mayoral García-Berlanga O. 2004. Una nueva localidad de *Limonium densissimum* (Pignatti) Pignatti en la Comunidad Valenciana. Flora Montiberica 26: 7-10.

Moreno, JC. (Coord). 2008. Lista Roja 2008 de la flora vascular española. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino) y Sociedad Española de Biología de la Conservación de Plantas. Madrid.

Pignatti A. 1953. Su alcune Plumbaginacee interessanti raccolte alla foce dell'Ebro. Collectanea Botanica 3(58): 377-383.

Artículo

ADICIONES Y CORRECCIONES AL CATÁLOGO DE LAS ARAÑAS (ARANEAE) DE CÁDIZ (ESPAÑA)

Íñigo Sánchez García*

Zoobotánico de Jerez. c/ Madreselva, s/n. 11404, Jerez de la Frontera (Cádiz), Spain

Recibido: 13 de noviembre de 2012. Aceptado (versión revisada): 20 de diciembre de 2012. Publicado en línea: 31 de diciembre de 2012

Palabras claves: Araneae, catálogo, Cádiz, España.
Keywords: Araneae, catalogue, Cádiz province, Spain.

Resumen

En el presente trabajo se presenta y amplía el listado de especies de arañas conocidas de la provincia de Cádiz (España). Se incluyen 94 nuevas especies para la provincia y 24 de ellas son citadas por primera vez de Andalucía. El total de especies conocidas asciende a 264, pertenecientes a 166 géneros y 42 familias.

Abstract

This paper presents the current list of spider species found in the province of Cádiz. 94 species are recorded for the first time in this province, 24 out of them are also new in Andalusia. The present number of registered species is 264 belonging to 166 genus and 42 families.

Introducción

En el catálogo preliminar de las arañas de Cádiz (Sánchez 2003) se hacía una recopilación de las citas publicadas hasta 2002, que sumaban 107 especies para la provincia, a las que se añadían citas de 54 especies nuevas, lo que elevaba dicho catálogo a 158 especies pertenecientes a 34 familias. Desde entonces, una veintena de especies más han sido citadas de la provincia y, como resultado de muestreos propios, se ha registrado la presencia de hasta ocho nuevas familias y 94 nuevas especies. Además, se han corregido algunos errores de identificación del catálogo preliminar y se han rescatado algunas citas bibliográficas que fueron pasadas por alto en aquella ocasión. Tras esta revisión, el catálogo de arañas de la provincia de Cádiz queda constituido por 264 especies pertenecientes a 166 géneros y 42 familias.

Teniendo en cuenta que la estimación para la aracnofauna española es de 1347 especies pertenecientes a 55 familias (Morano & Cardoso 2011) y que, tan sólo en Aragón se han registrado 512 especies distribuidas en 41 familias (Melic 2000), podemos deducir que el conocimiento de este grupo zoológico en la provincia de Cádiz es aún insuficiente. A pesar de ello, tras esta actualización, la provincia pasa a situarse como una de las que posee un mejor conocimiento de su diversidad aracnológica en el contexto nacional, tan sólo superada por Madrid, con 292 especies registradas, Salamanca, con 299, Barcelona, con 352 y Huesca, con 432 especies.

Material y métodos

Las capturas se han realizado de forma aleatoria, sin seguir ninguna pauta o planificación concreta y casi siempre por búsqueda directa o mangueo de la vegetación, habiéndose utilizado excepcionalmente trampas de caída. Salvo que se indique expresamente lo contrario, el legatario de todos los ejemplares ha sido el autor de este artículo.

Los ejemplares han sido etiquetados y preservados para su estudio en alcohol etílico de 70º y se conservan en la colección particular del autor.

Para la nomenclatura se ha seguido a Platnick (2012) y al catálogo realizado para la fauna ibero-balear por Morano & Cardoso (2011), ambos disponibles en internet.

Resultados

Las 94 especies que se aportan en esta relación suponen un 34% de todas las arañas citadas hasta la fecha de la provincia. Tras estas citas, el catálogo queda constituido por 264 especies, lo que representa aproximadamente el 19% de la fauna ibérica conocida para este grupo.

A continuación se expone el listado de especies no registradas en el catálogo preliminar de arañas de Cádiz (Sánchez 2003), ordenadas alfabéticamente por familias y, dentro de éstas, por géneros y especies. Se indican en el caso de los nuevos registros el término municipal, la localidad, hábitat, coordenadas UTM (cuadrículas de 10 x10 km), fecha, número y sexo de los ejemplares. En los casos más notables se hace además una mención de la distribución de la especie. Los símbolos ♂ sub. y ♀ sub. corresponden a macho y hembra subadulto respectivamente, mientras que juv. corresponde a individuo juvenil de sexo desconocido.

Finalmente, en el Apéndice 1 se expone la relación completa de todas las especies de arañas registradas hasta el momento

*Autor para correspondencia. Email: bioinigo@gmail.com

en la provincia de Cádiz. En los casos en los que se han producido cambios nomenclaturales desde la anterior versión, se indica entre paréntesis el nombre con el que fueron citadas en la primera versión del catálogo.

Familia AGELENIDAE C.L. Koch, 1841

Gén. *Lycosoides* Lucas, 1846

Lycosoides coarctata (Dufour, 1831)

-Puerto de Santa María, Pinar de La Piedad, en sotobosque de pinar de *Pinus pinea*, 29SQA55, 30.VII.03, 1♀.
-San José del Valle, Dehesa Picado, hojarasca bajo matorral mediterráneo, 30STF65, 21.IV.04, 2 ♀♀.

Lycosoides variegata (Simon, 1870)

-Cádiz, (localidad precisa desconocida) (Simon 1879) y Gibraltar, 30STF80 (Simon 1879; Blauwe 1980).

Gén. *Tegenaria* Latreille, 1804

Tegenaria atrica C.L. Koch, 1843

-Jerez de la Frontera, Peñón de la Batida, en túnel de conducción de agua, 30STF35, 01.X.05, 1 ♂.

Tegenaria herculea Fage, 1931

-Gibraltar, 30STF80 (Fage 1931). Localidad clásica de la especie.

Familia ARANEIDAE Latreille, 1806

Gén. *Aculepeira* Chamberlin & Ivie, 1942

Aculepeira armida (Audouin, 1826)

-Benaocaz, matorral mediterráneo en encinar, 30STF86, 09.IV.11, 1 ♀.
-Grazalema, Ribera del Gaidóbar, matorral mediterráneo, 30STF86, 19.IV.11, 1 ♀, leg. Sue Eatock.

Gén. *Agalenatea* Archer, 1951

Agalenatea redii (Scopoli, 1763)

-El Puerto de Sta. María, Sierra de San Cristóbal, sobre matas de *Thymbra capitata*, 29SQA55, 01.IV.03, 3 ♂♂ y 6♀♀.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral mediterráneo, 29SQA66, 06.III.04, 1 ♀ sub.
-Jimena de la Frontera, Lomas de Cámara, sotobosque de alcornocal, 30STF73, 13.XI.01, 1♂.
-Benalup-Casas Viejas, Cañada del Cuerno, en alcornocal, 30STF52, 19.V.12, 1 ♀.

Gén. *Araneus* Clerck, 1757

Araneus pallidus (Olivier, 1789)

En la primera versión de este catálogo (Sánchez 2003) se registró una única cita bibliográfica para esta especie en Grazalema, a la vez que se dieron por error varias localidades para *A. diadematus* Clerck, 1757. Tras el estudio de la genitalia de todos los ejemplares previamente citados, estos deben ser asignados a *A. pallidus*. A las citas mencionadas hay que sumar las siguientes:

-Grazalema, Campobuche, pastizal con matorral disperso, 30STF96, 30.VI.08, 1♂.
-Jerez de la Frontera, vegetación al borde de la autopista, 29SQA66, 29.VIII.04, 1♀ y 1♂.
-Jerez de la Frontera, La Grederuela, en zarzales junto al río, 29SQA66, 19.X. 09, 1♀.
-San Roque, La Alcaidesa, sotobosque de alcornocal, 30STF31, 12.IV.06, 1♂.

Araneus sturmi (Hahn, 1831)

-El Puerto de Sta. María, Sierra de San Cristóbal, bosquete de *Pinus halepensis*, 29SQA55, 20.V.06, 1 ♀.

Gén. *Argiope* Audouin, 1826

Argiope trifasciata (Forskoel, 1775) (fig. 1)

Las citas que en el catálogo preliminar asignamos a *A. bruenichii* (Scopoli 1772) corresponden en realidad a esta especie, mucho más extendida por la provincia, aunque ambas están presentes en Cádiz. Hasta el momento, las citas peninsulares de esta especie se restringían a las provincias de Murcia y Almería (Morano & Ferrández 1985).

Figura 1. *Argiope trifasciata* (Foto: José Manuel Amarillo).

-Algar, matorral mediterráneo, 30STF66, 20.V.00, 1 ♀.
-Arcos de la Frontera, matorral laxo, 30STF47, 18.III.06, 1♂.
-Benaocaz, matorral denso con *Olea europaea*, 30STF86, 12.III.11, 1♀.
-El Puerto de Sta. María, Coto de la Isleta, sotobosque de pinar de *P. pinea*, 29SQA44, 23.IV.03, 1 ♀.

-Jerez de la Frontera, Cuartillos, jardines en urbanización, 29SQA66, 16.V.00, 3♀♀ y 1 ♂.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 28.V.01, 1 ♀.
-Pto. Real, Pinar de la Algaida, matorral bosque *Pinus pinea*, 29SQA44, 15.VIII.01, 1 ♂.
-Rota, Viveros Domínguez, 29SQA45, 17.VIII.01, 1 ♀.
-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado, 30STF65, 15.V.00, 1 ♀.

Gén. *Cyclosa* Menge, 1866

Cyclosa algerica Simon, 1885

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 06.I.01, 1 ♂.

Cyclosa insulana (Costa, 1834)

El ejemplar hembra que se citó en el catálogo preliminar como *C. oculata* (Walckenaer, 1802) en El Puerto de Santa María, Marisma de los Toruños, el 07.VII.01, corresponde en realidad a esta especie, que además ha sido encontrada en una segunda localidad:

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 22.VII.01, 1 ♀ y 1 juv.

Gén. *Gibbaranea* Archer, 1951

Gibbaranea bituberculata (Walckenaer, 1802) (fig. 2).

Primeras citas para Andalucía:

-El Pto. De Sta. María, Pinar de la Piedad, retamal con pies de *Pinus pinea* aislados, 29SQA55, 30.V.03, 1♀.
-El Pto. Sta. María, Sª S. Cristóbal, tomillar de *Thymbra capitata*, 29SQA55, 10.IV.01, 2 ♂♂.

Figura 2. *Gibbaraena bituberculata* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gén. *Larinia* Simon, 1874

Larinia lineata (Lucas, 1846)

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 15.VIII.11, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Viveros Olmedo, 29SQA56, 13.V.06, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Chapín, en jardines, 29SQA56, 25.III.2003, 1♂sub.
-San José del Valle, Dehesa Picado, matorral mediterráneo, 30STF65, 10.IV.02, 2♀♀; 21. IV.04, 2♀♀.
-Zahara de la Sierra, Bocaleones, vegetación de rivera, 30STF88, 12.X.03, 1♀.

Gén. *Neoscona* Simon, 1864

Neoscona adianta Walckenaer, 1802

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado en zona de bosque mediterráneo, 30STF65, 05.VIII.2001, 2♀♀.
-Sanlúcar de Barrameda, Pinar de La Algaida, 29SQA48, 5.V.2011, 1♀.

Neoscona subfusca (Koch, C.L., 1837)

-El Pto. Sta. Mª, Pinar de Coig, sotobosque de pinar de *Pinus pinea*, 29SQA55, 12.VIII.01, 1♂.
- Jerez de la Frontera, Zoobotánico, en jardines, 29SQA56, 08.IX.01, 1♀.
- Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 10.VII.01, 2♀♀, 1♂.

Gén. *Singa* C.L. Koch, 1836

Singa neta (O.P.-Cambridge, 1872)

-Jerez de la Frontera, Revilla, zona de cultivos de regadío, en canal de riego, con puestas en el ápice de hojas de *Typha dominguensis*, 30STF35, 05.V.11, 3♀♀.

Gén. *Zygiella* F. O. P.-Cambridge, 1902

Zygiella kochi (Thorell, 1870)

Primera cita para Andalucía:

-Jimena de la Frontera, Lomas de Cámara, sotobosque de alcornocal, 30STF73, 14.XI.01, 1♂.

Zygiella x-notata Clerck, 1757

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado, 30STF65, 30.V.02, 2♀♀.

Familia CLUBIONIDAE Wagner, 1888

Gén. *Clubiona* Latreille, 1904

Clubiona neglecta Pickard-Cambridge, 1862

Primera cita para Andalucía:

-Puerto Real, Finca Zorozno, bajo corteza de *Pinus pinea*, 13.11.12, 29SQA54, 1♂.

Familia CORINNIDAE Karsch, 1880

Gén. *Liophrurillus* Wunderlich, 1992

Liophrurillus flavitarsis (Lucas, 1846)

-Chiclana, Loma del Puerco, en pastizal, bajo piedra, 29SQA52, 14.XI.12, 1♀.

Gén. *Trachelas* L. Koch, 1872

Trachelas macrochelis Wunderlich, 1992

-Tarifa, 30STE68, III.1991, P. Poot leg., 1♀ (Bosselaers et al. 2008).

Trachelas rayi Simon, 1878

-Tarifa, 30STE68, IV.91, P. Poot leg., 1♀ (Bosselaers et al. 2008).

Familia CTENIZIDAE Thorell, 1887

Gén. *Ummidia* Thorell, 1875

Ummidia picea Thorell, 1875 (Fig. 3).

-Jerez de la Frontera, Torrecera, Arroyo del mimbre, talud margoso desprovisto de vegetación en un entorno de acebuchal, 30STF35, 09.V.08, 1♀.

Figura 3. *Ummidia picea* (Foto: Íñigo Sánchez).

Familia DICTYNIDAE O.P. Cambridge, 1871

Gén. *Mantigusa* Menge, 1854

Mantigusa arietina (Thorell, 1871)

-Ubrique, Garganta Barrida, 30STF86, en nido de *Formica subrufa* (Roger 1859) 10.V.03, 1♀.

Gén. *Nigma* Lehtinen, 1967

Nigma puella (Simon, 1870)

- Alcalá de los Gazules, El Picacho, en matorral de alcornocal, 30STF64, 16.V.12, 1♀.

Nigma walckenaeri (Roewer, 1951)

-Jerez de la Frontera, Zoobotánico de Jerez 29SQA56, 29.VII.02, 1♀ (Sánchez en Méndez 2003).
-Puerto Real, Cañada de Camino Ancho, en *Pistacia lentiscus*, 29SQA54, 07.IV.06, 1 ♀ con su puesta.
-San José del Valle, Dehesa Picado, con red hecha en hoja de *Pistacia lentiscus*, 30STF65, 02.II.03, 1♀.

Familia GNAPHOSIDAE Pocok, 1898

Gén. *Aphantaulax* Simon, 1878

Aphantaulax trifasciata (Pickard-Cambridge, 1872)

-Jerez de la Frontera, 29SQA56, 25.VII.02, 1♀ (Sánchez en Méndez 2003 citada como *Aphantaulax seminigra*).

Gén. *Nomisia* Dalmas, 1921

Nomisia exornata C.L. Koch, 1839

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, suelo de eucaliptal, 29SQA66, 10.VII.01, 1♂.
-San José del Valle, Dehesa Picado, pastizal en acebuchal abierto, 30STF65, 12.V.08, 2♀♀.

Gén. *Poecilochroa* Westring, 1874

Poecilochroa sp.

-El Puerto de Santa María, Vallealto, matorral laxo en arenal, en el interior de una agalla de Eriophyidae en tallos de *Ononis talaverae*, 29SQA45, 11.I.06, 1♀.

Familia HAHNIDAE Bertkau, 1878

Gén. *Antistea* Simon, 1898

Antistea elegans (Blackwall, 1841)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en suelo de bosque mixto, 29SQA66, 22.VII.01, 1♂.

Gén. *Hahnia* C.L. Koch, 1841

Hahnia nava (Blackwall, 1841)

Primera cita para Andalucía:

-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en una trampa de caída bajo pinar de *Pinus pinea* de repoblación, 29SQA54, 29.XI.07, 1♀.

Familia HERSILIDAE Thorell, 1869

Gén. *Tama* Simon, 1882

Tama edwardsii (Lucas, 1846)

-Benalup, Sierra Momia, Garganta del Cuerno, en cueva sobre arenisca, 30STF52, 19.V.12, varias ♀♀ y juv.
-San Roque, La Almoraima, Tajos de la Tuna, en cueva sobre arenisca, 30SRF81, 21.VI.97, 1♀, leg. F. Sánchez-Tundidor.

Familia LINYPHIIDAE Blackwall, 1859

Gén. *Ceratinella* Emerton, 1882

Ceratinella brevipes (Westring, 1851)

-Algeciras, 30STF70 (Collection Arachnology SMF en Cardoso & Morano 2010).

Gén. *Diplocephalus* Bertkau, 1883

Diplocephalus marijae Bosmans, 2010

-Tarifa, 30STE68 (Bosmans et al. 2010).

Gén. *Palliduphantes* Saaristo & Tanasevitch, 2001

Palliduphantes boliviari Fage, 1931

-Gibraltar, 30STF80 (Fage 1931).

Gén. *Neriene* Blackwall, 1833

Neriene sp.

-El Pto. De Sta. María, Pinar de la Piedad, sobre grandes pies de *Pistacia lentiscus*, 29SQA55, 30.VII.03, 1♀.

Familia LIOCRANIDAE Simon, 1897

Gén. *Agraecina* Simon, 1932

Agraecina lineata (Simon, 1878)

-El Pto. De Sta. María, Playa de Valdelagrana, entre algas en línea de pleamar, 29SQA45, 26.II.02, 1♀.

Esta especie, propia del litoral, sólo se ha registrado anteriormente en la Península en un par de localidades de Portugal y en Málaga (Bosmans 1999).

Gén. *Liophrurillus* Wunderlich, 1992

Liophrurillus flavitarsis (Lucas, 1846)

-San José del Valle, Dehesa Picado, pastizal, 30STF65, 08.V.02, 2♀♀.

Familia LYCOSIDAE Sundevall, 1833

Gén. *Alopecosa* Simon, 1885

Alopecosa albofasciata (Brullé, 1832)

-Chiclana de la Fra., Novo Sancti-Petri, en arenal costero, 29SQA53, 13.III.12, 1♂.
-San José del Valle, Dehesa Picado, pastizal en acebuchal, 30STF65, 10.IV.03, 1♀.
-Ubrique, Garganta Barrida, 30STF86, pastizal al borde de un arroyo, 10.V.03, 1♀.

Gén. *Arctosa* C.L. Koch, 1847

Arctosa perita (Latreille, 1799)

-Barbate, Pinar de la Breña, claro de pinar de *Pinus pinea*, 30STF30, 12.III.12, 1♂, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Pinar de la Guita, arenal entre bosques de Quercus suber, 30STF45, 08.I.11, 3♂♂.
-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en arenas sin vegetación en un claro de pinar de *P. pinea*, 29SQA54, 23.XII.08, 3♂♂, 4♀♀.

Arctosa similis Schenkel, 1938

-Alcalá de los Gazules, Embalse del Barbate, 30STF53, 23.VIII.2011, 1♀.
-San José del Valle, Dehesa Picado, en orillas desnudas del Embalse de Guadalcacín, 30STF65, 13.VI.09, 2♀♀.

Gén. *Hogna* Simon, 1885

Hogna hispanica (Walckenaer, 1837)

-Cádiz (localidad precisa desconocida) (Walckenaer 1837). Localidad clásica de la especie.

Gén. *Pardosa* C.L. Koch, 1847

Pardosa proxima (C.L. Koch, 1847)

-Jerez de la Frontera, en césped de jardines, 29SQA56, 15.IV.05, 1♀, 2 juv.
-Ubrique, Garganta Barrida, pastizal, 30STF86, 10.V.03, 2♀♀ con ooteca.

Pardosa sp. (especie diferente a *P. proxima*)

-Grazalema, Los Batanes, 30STF77, 09.X.03, 1♂sub.
-Jerez de la Frontera, en jardines, 29SQA56, 10.VI.05, 2♂♂, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en suelo de eucaliptal, 29SQA66, 06.III.04, 1 juv.

Gén. *Xerolycosa* Dahl, 1908

Xerolycosa sp.

-Jerez de la Frontera, en césped de jardines, 29SQA56, 02.VIII.10, varios ♂♂ y♀♀.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en suelo de bosque mixto, 29SQA66, 06.III.04, 2 ♀♀.

Familia MIMETIDAE Simon, 1895

Gén. *Ero* C.L. Koch, 1836

Ero aphana (Walckenaer, 1802)

Primera cita para Andalucía:

-Sanlúcar de Barrameda, Pinar de la Algaida, en mata de *Halimium halimifolium*, 29SQA48, 28.V.11, 1♀.

Familia MITURGIDAE Simon, 1885

Gén. *Cheiracanthium* C. L. Koch, 1839

Cheiracanthium mildei C. L. Koch, 1864

-Jerez de la Frontera, Nueva Jarilla, en cultivo de berros, 29SQA67, 19.X.12, 1♀.

Familia NEMESIIDAE Simon, 1889

Gén. *Iberesia* Decae & Cardoso, 2005

Iberesia machadoi Decae & Cardoso, 2005 (fig. 4)

Especie que hasta el momento sólo se conocía de Portugal (Decae & Cardoso 2005). En el anterior catálogo fue citada como *Nemesia* sp. en Sierra de las Cabras (Jerez) y Sierra de Enmedio (Tarifa). Posteriormente fue citada por primera para España (Sánchez 2008), aunque el registro no fue incluido en Cardoso & Morano (2010).

-Jerez de la Frontera, Salto al Cielo, bordes campos de cultivo, 29SQA66, 20.XI.11, 1♀.

-Jerez de la Frontera, La Suara, pinar de *Pinus pinea*, 30STF35, 26.XI.06, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral mediterráneo, 10.XI.03, 29SQA66, varias ♀♀.
-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en pinar de *P. pinea*, 29SQA54, 16.IX.05, 1♀.
-Puerto Real, Cañada de Camino Ancho, zonas de matorral, 29SQA54, 11.IV.09, 2♀♀.
-Villaluenga del Rosario, encinar sobre calizas, 30STF86, 20.IX.09, 1♀.

Figura 4. *Iberesia machadoi* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gén. *Nemesia* Audouin, 1826

Nemesia uncinata Frade & Bacelar, 1933 (fig. 5)

Especie que se conocía sólo del Algarve portugués y de Salamanca, siendo ésta la primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Torrecera, Arroyo del mimbre, en talud margoso, 30STF35, 09.V.08, 1♀.

Figura 5. *Nemesia uncinata* (Foto: Íñigo Sánchez).

Familia OECOBIIDAE Blackwall, 1862

Gén. *Oecobius* Lucas, 1846

Oecobius machadoi Wunderlich, 1995

-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en trampa de caída en pinar de *Pinus pinea*, 29SQA54, 18.V.08, 1 ♀.

Oecobius maculatus Simon, 1870

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en suelo de bosque mediterráneo, 18.V.08, 29SQA66, 1♂ sub.

Familia OONOPIIDAE Simon, 1892

Gén. *Orchestina* Simon, 1882

Orchestina pavesii (Simon, 1873) (fig. 6)

Sólo se conocía una cita para esta especie en la Península, en Zaragoza (Melic 1994). Primeras citas para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, en el interior de vivienda, 29SQA56, 24.IV.09, 1 ♀ (Sánchez 2011); ibíd., 01.X.12, 1 ♂.
-Vejer de la Frontera, Sierra del Retín, bajo piedras en el interior de ootecas de *Mantis religiosa*, 30STF40, 14.XII.10, 3 ♂♂.

Figura 6. *Orchestina pavesii* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gén. *Silhouettella*

Silhouettella loricatula (Roewer, 1942)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, bajo corteza de *Eucalyptus camaldulensis*, 17.XI.12, 29SQA66, 1♂ y 3♀.

Familia OXIOPIDAE Thorell, 1870

Gén. *Oxyopes* Latreille, 1804

Oxyopes lineatus Latreille, 1806

-Jerez de la Frontera, Cuartillos, seto en un jardín, 29SQA66, 21.VII.05, 1♂.

Oxyopes nigripalpis Kulczynski, 1891

-Jerez de la Frontera, La Suara, matorral mediterráneo, 30STF35, 27.V.07, 1♂.
-San José del Valle, Dehesa Picado, matorral mediterráneo, 30STF65, 10.V.2004, 1♂.

Familia PHILODROMIDAE Thorrell, 1870

Gén. *Philodromus* Walckenaer, 1826

Philodromus aureolus (Clerck, 1757)

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 15.VIII.11, 1♂.
-Jerez de la Frontera, La Suara, matorral mediterráneo, 30STF35, 27.V.07, 1♂.

Philodromus bistigma Simon, 1870

-Tarifa, Bolonia, 30STE59 (Muster et al. 2007).

Philodromus histrio (Latreille, 1819)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Zoobotánico, en jardines, 29SQA56, 06.VIII.11, 1♂.

Philodromus margaritatus (Clerck, 1757)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, en muros de viviendas, 29SQA56, 06.V.06, 1♀.

Philodromus pulchellus Lucas, 1846

-Tarifa, Bolonia, 30STE59 (Muster et al. 2007).

Philodromus rufus Walckenaer, 1826

-Jerez de la Frontera, Montealegre, en casa de campo, 29SQA56, 24.VI. 04, 1♀.
-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en pinar de *Pinus pinea*, 29SQA54, 22.V.06, 1♂.

Gén. *Thanatus* C.L. Koch, 1837

Thanatus lineatipes Simon, 1870

-San José del Valle, Dehesa Picado, pastizales, 30STF65, 06.VIII.08, 1♂.

Thanatus vulgaris Simon, 1870

-Barbate, Pinar de la Breña, pinar de *Pinus pinea*, 30STF30, 12.III.12, 1♀.

Familia PHOLCIDAE Simon, 1897

Gén. *Holocnemus* Simon, 1875

Holocnemus caudatus Dufour, 1820

-Jerez de la Frontera, Laguna de Medina, en matorral mediterráneo, 29SQA66, 19.III. 08, 1♀.

Holocnemus pluchei (Scopoli, 1763)

-Alcalá de los Gazules, Los Ahijones Altos, bajo piedra en dehesa de *Quercus suber*, 30STF53, 30.IV.03, 1♂.

Familia PISAURIDAE Simon, 1897

Gén. *Pisaura* Simon, 1885

Pisaura mirabilis (Clerck, 1757)

-Chiclana de la Frontera, Roche, pastizal, 29SQA52, 07.IV.06, 1♂, leg.: J.A. Guerrero.
-El Puerto de Sta. María, Sierra de San Cristóbal, en pastizal, 29SQA55, 30.VII.03, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Cuartillos, jardines de viviendas, 29SQA66, 15.V.03, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Cortijo de Vicos, en pastizal, 30STF36, 14.V.04, 2♀♀ con huevos.
-San José del Valle, Dehesa Picado, 30STF65, 24.III.2002, 1♀ (Sánchez en Méndez 2003).
-San José del Valle, Dehesa Picado, bosque mediterráneo, 30STF65, 05.IV.03, 2♀♀y 1♂.

Familia SALTICIDAE Blackwall, 1841

Gén. *Aelurillus* Simon, 1884

Aelurillus luctuosus (Lucas, 1846)

-Barbate, Pinar de la Breña, claro de pinar de *Pinus pinea*, 30STF30, 12.III.12, 1♂.
-San José del Valle, Dehesa Picado, bajo piedras en pastizal, 30STF65, 10.XI.02, 1♀.

Gén. *Ballus* C. L. Koch, 1850

Ballus chalybeius (Walckenaer, 1802)

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral de *Pistacia lentiscus*, 29SQA66, 6.V.11, 2♀♀.

Gén. *Carrhotus* Thorell, 1891

Carrhotus xanthogramma (Latreille, 1819)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral mediterráneo, 17.XI.12, 29SQA66, 2♀.

Gén. *Chalcoscirtus* Bertkau, 1880

Chalcoscirtus infimus (Simon, 1868) (fig. 7)

Primeras citas para Andalucía:

-Barbate, Pinar de la Breña, claro de pinar de *Pinus pinea*, 30STF30, 12.III.12, 1♂.
-Benalup-Casas Viejas, Cañada del Cuerno, en alcornocal, bajo piedra, 30STF52, 19.V.12, 1♀.
-Jerez de la Frontera, en viviendas, 29SQA56, 28.I.02, 1♂.

Gén. *Cyrba* Simon, 1876

Cyrba algerina (Lucas, 1846)

-Arcos de la Frontera, junto a Cortijo de Granadilla, bajo piedra al borde de cultivos, 30STF47, 1♂ sub., 12.V.12.

-Benalup-Casa Viejas, Los Ahijones bajos, bajo piedra, 30STF42, 31.V.03, 1♀.
-Benalup-Casas Viejas, Cañada del Cuerno, en alcornocal, 30STF52, 19.V.12, 1♂y 1♀.
-Jerez de la Frontera, en césped de jardines, 29SQA56, 15.VI.04, 1♂.
- Jerez de la Frontera, Cerro de los Cejos del Inglés, bajo piedra en acebuchal, 7.V.03, 2 ♂♂, 1♀ sub.
-Ubrique, Garganta Barrida, bajo piedra en claro de monte mediterráneo, 30STF86, 10.V.03, 1 juv.
-Vejer de la Frontera, El Cañal, bajo piedra en pastizal, 30STF41, 7.VI.02, 2 juv.

Figura 7. *Chalcoscirtus infimus* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gén. *Euophrys* C.L. Koch, 1834

Euophrys innotata (Simon, 1868)

Previamente la especie era conocida en Portugal. Primera cita para España:

-El Puerto de Santa María, Los Toruños, bajo piedra en vegetación halófita, 29SQA44, 01.IV.03, 1♂.

Gén. *Habrocestum* Simon, 1876

Habrocestum ornaticeps (Simon, 1868)

-Alcalá de los Gazules, El Picacho, en alcornocal, 30STF64, 26.IX.06, 1♂, leg.: J. A. Leiva.
-El Puerto de Sta. María, Pinar de la Piedad, pinar *Pinus pinea*, 29SQA55, 30.VII.03, 1♂.

Gén. *Hasarius* Simon, 1871

Hasarius adansoni (Audouin, 1826)

-Jerez de la Frontera, en macetas en una vivienda, 29SQA56, 29.VII.01, 1♂.
-Jerez de la Frontera, Zoobotánico, en jardines, 29SQA56, 09.VIII.07, 1♀.

Gén. Heliophanus C.L. Koch, 1833

Heliophanus apiatus (Simon, 1868)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Cuartillos, en seto de *Lavandula allardii*, 29SQA66, 5.VIII.01, 1♂.

Heliophanus auratus C.L. Koch, 1835

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 12.VI.12, 1♀.

Heliophanus kochii (Simon, 1868)

-Jerez de la Frontera, Cuartillos, jardines de viviendas, 29SQA66, 30.V.03, 1♀.
-Jerez de la Frontera, jardines de la ciudad, 29SQA56, 20.V.02, 1♂; ibíd., 11.06.11, 1♀; ibíd., 29.VII.02, 1♀.

Gén. *Icius* Simon, 1876

Icius hamatus (C.L. Koch, 1846) (fig. 8)

-Jerez de la Frontera, jardines de la ciudad, 29SQA56, 02.VI.05, 1♂.
-El Puerto de Sta. María, Sierra de San Cristóbal, sobre *Retama monosperma*, 29SQA55, 01.IV.03, 1♂.
-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado en zona de bosque mediterráneo, 30STF65, 05.VIII.2001, 2♀♀,1♂.

Figura 8. *Icius hamatus* (Foto: Íñigo Sánchez).

Menemerus taeniatus (L. Koch, 1867)

Esta especie fue erróneamente identificada en la primera versión del catálogo como *M. bivittatus*. Posteriormente fue citada por Sánchez (2005) de varias localidades de la provincia, a las que hay que añadir:

-Chiclana de la Frontera, Laguna de La Paja, en bosquete de Eucalyptus camaldulensis, 29SQA53, 15.I.04, 1♂.
-Sanlúcar de Barrameda, Pinar de la Algaida, 29SQA48, 28.V.11, 2♀♀.

Gén. *Myrmarachne* MacLeavy, 1839

Myrmarachne formicaria (De Geer, 1778)

-Grazalema, Puerto del Alamillo, en el interior de una agallas de *Andricus quercustozae* Bosc, 1792 en *Quercus faginea*, 30STF97, 11.XII.05, 1♀.

Gén. *Neathea* Simon, 1884

Neaetha membrosa Simon, 1868 (fig. 9)

Primera cita para Andalucía:

-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, arenales sin apenas vegetación en pinar de *Pinus pinea*, 29SQA54, 14.III.12, 1♂sub.

Figura 9. *Neaetha membrosa* (Foto: Íñigo Sánchez).

Gén. *Pellenes* Simon, 1876

Pellenes arciger (Walckenaer, 1837)

-Jerez de la Frontera, Laguna de Medina, en matorral mediterráneo, 29SQA66, 19.III. 08, 1♂.

Pellenes geniculatus (Simon, 1868)

Primera cita para Andalucía:

-Barbate, Pinar de la Breña, claro de pinar de *Pinus pinea*, 30STF30, 12.III.12, 1♀.

Gén. *Plexippus* C. L. Koch, 1846

Plexippus paykulli (Audouin, 1826)

-Jerez de la Frontera, Zoobotánico, en el interior de edificios, 29SQA56, 08.IX.01, 1♀; ibíd., 03.VII.09, 1♂; ibíd., 20.VI.12, 1♀.
-Jerez de la Frontera, en viviendas, 29SQA56, 09.VI.03, 1♀; ibíd., 06.VI.09, 2♀♀.

Gén. *Salticus* Latreille, 1804

Salticus mutabilis Lucas, 1846

-Jerez de la Frontera, en acerado de zona residencial, 29SQA56, 15.III.01, 1♂; ibíd., en vivienda, 08.V.02, 1♀; ibíd., en jardines, 01.VI.12, 1♀.

Salticus zebraneus (C.L. Koch, 1837)

-Jerez de la Frontera, Zoobotánico Jerez, en jardines urbanos, 29SQA56, 15.V.12, 1♂.

Gén. *Synageles* Simon, 1876

Synageles venator (Lucas, 1836)

-San Roque, La Alcaidesa, en ooteca de *Mantis religiosa* Linnaeus, 1758, 30STF31, 24.I.08, 1♂.

Gén. *Thyene* Simon, 1885

Thyene imperialis (Rossi, 1846)

-El Puerto de Santa María Pinar de Coig, sobre *Pistacia lentiscus*, 29SQA55, 21.VIII.01, varios ejemplares de ambos sexos.
-El Puerto de Santa María, Pinar de La Piedad, en sotobosque de pinar de *P. pinea*, 29SQA55, 30.VII.03, 1♀.
-Puerto Real, Pinar de las Yeguas, matorral en pinar de *P. pinea*, 29SQA54, 22.V.06, 1♂.

Gén. *Yllenus* Simon, 1868

Yllenus squamifer (Simon, 1881)

-Zahara de los Atunes, 18.IV.1974 (Logunov & Marusik 2003)

Familia SCYTODIDAE Blackwall, 1864

Gen. *Scytodes* Latreille, 1804

Scytodes velutina Heineken & Lowe, 1832

Primera cita para Andalucía:

- Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en piñas de Pinus pinea, 29SQA54, 17.XII.12, 1♀.

Familia SEGESTRIDAE Simon, 1893

Gén. *Ariadna* Audouin, 1826

Ariadna insidiatrix Audouin, 1826

Previamente citada de Baleares y Portugal. Primera cita para España peninsular:

-Conil, Fuente del Gallo, en talud arenoso junto a la playa, 29SQA52, 22.VI.02, 1♀.

Gén. *Segestria* Latreille, 1804

Segestria florentina (Rossi, 1790) (fig. 10)

-Chiclana de la Frontera, Laguna de La Paja, bajo corteza de *Eucalyptus camaldulensis*, 29SQA53, 15.I.04, 1♀.
-Puerto Real, Pinar de La Algaida 29SQA54, 15.VIII.01, 1 ♀ (Sánchez in Méndez 2003); ibídem, 13.XI.12, bajo corteza de *Pinus pinea*, 1♂.
-Tarifa, Estación Ornitológica de Tarifa, en tronco de *Myoporum acuminatum*, 30STE69, 09.VII.03, 1♂.

Segestria senoculata (Linnaeus, 1758)

Primera cita para Andalucía:

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado en zona

Figura 10. *Segestria florentina* (Foto: Íñigo Sánchez).

Figura 11. *Micrommata algibica* (Foto: Íñigo Sánchez).

de bosque mediterráneo, 30STF65, 16.IX.01, 1♀ sub.

Familia SPARASSIDAE Bertkau, 1872

Gén. *Micrommata* Latreille, 1804

Micrommata algibica (Urones 2004) (fig. 11)

-Alcalá de los Gazules, El Picacho, en suelo de alcornocal, 30STF64, 16.V.12, 2♀♀, 3♂♂.

Endemismo descrito recientemente de La Sauceda (Málaga) (Urones, 2004) y que no había sido registrado hasta la fecha fuera de su localidad clásica. Ha sido localizada en los alcornocales gaditanos además de en otra localidad malagueña (Montes de Cortes de la Frontera), por lo que suponemos que ocupa los alcornocales de todo el Sector Aljíbico.

Familia SYNAPHRIDAE Wunderlich, 1986

Gén. *Synaphris* Simon, 1894

Synaphris sp.

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral mediterráneo, vareando *Pistacia lentiscus*, 17.XI.12, 29SQA66, 3♂ sub., 3♀ sub.

Probablemente se trate de *Synaphris saphrynus* Lopardo, Hormiga & Melic, 2007, única especie ibérica, citada previamente de Toledo y Jaén, pero el estado de desarrollo de los ejemplares no ha permitido su identificación.

Familia TETRAGNATHIDAE Menge, 1866

Gén. *Pachygnatha* Sundeval, 1823

Pachygnatha sp.

-Jerez de la Frontera, en interior de macetas, en viviendas, 29SQA56, 09.III.04, 1♂ sub.

Gén. *Tetragnatha* Latreille, 1804

Tetragnatha nitens (Audouin, 1826)

-Jerez de la Frontera, Dehesa Bolaños, al borde de un canal de riego, 29SQA65, 18.V.03, 1♂, 1♀ y 1 juv.
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, matorral mediterráneo, 29SQA66, 20.VII.04, 1♂.
-Puerto Real, Barrio Jarana, pinar de *Pinus pinea*, 29SQA54, 14.IX.01, 1♀.

Tetragnatha obtusa (C.L. Koch,1837)

Primera cita para Andalucía:

-Vejer de la Frontera, El Soto, en matorral al borde de la marisma, 30STF31, 10.IX.03, 2 ♀♀.

FAM. THERAPHOSIDAE Thorell, 1869

Figura 12. *Ischnocolus* sp. (Foto: Íñigo Sánchez).

Gen. *Ischnocolus* Ausserer, 1871

Ischnocolus sp. (fig. 12)

-Bornos, bajo piedras en un acebuchal, 30STF57, 23.XI.12, 1♀, 2 juv.

-Arcos, bajo piedras en matorral mediterráneo, 30STF56, 20.XII.12, 1♀.

Familia THERIDIIDAE Sundevall, 1833

Gén. *Crustulina* Menge, 1868

Crustulina guttata (Wider, 1834)

Primera cita para Andalucía:

-Jimena de la Frontera, Lomas de Cámara, sotobosque de alcornocal, 30STF73, 14.XI.01, 1♂, 1♀.

Gén. *Neottiura* Menge, 1868

Neottiura curvimana (Simon, 1914)

-Tarifa, 30STE68, IV.92, 1♀ (Vanuytven et al. 1994, sub. *Theridium curvimanus*).

Gén. *Steatoda* Sundevall, 1833

Steatoda incomposita (Denis, 1957)

-Gibraltar, 30STF80 (Knoflach 1996).

Steatoda phralerata (Panzer, 1801)

Primera cita para Andalucía:

-Jerez de la Frontera, en el interior de viviendas, 29SQA56, 04.VIII.04, 1♀.

Gén. *Theridula* Emerton, 1882

Theridula aelleni (Hubert, 1970)

-Los Barrios, Embalse de Palmones, 30STF71 (Knoflach 2009).

Familia THOMISIDAE Sundevall, 1833

Gén. *Heriaeus* Simon, 1875

Heriaeus melloteei Simon, 1886

-El Puerto de Sta. María, Sierra de San Cristóbal, en pastizal, 29SQA55, 20.V.06, 1♀ sub.

Gén. *Monaeses* Thorell, 1869

Monaeses paradoxus (Lucas, 1846)

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado en zona de bosque mediterráneo, 30STF65, 02.VIII.03, 1♀.
-El Puerto de Santa María, pastizal frente a Aqua Sherry, 29SQA55, 20.VIII.2011, 1♂ sub.

Gén. *Ozyptila* Simon, 1864

Ozyptila umbraculorum Simon, 1932

-Jerez de la Frontera, Cuartillos, jardines en zona rural, 29SQA66, 14.I.01, 1♀.

Gén. *Pistius* Simon, 1875

Pistius truncatus (Pallas, 1772)

Primera cita para Andalucía:

-Ubrique, Garganta Barrida, en matorral de encinar, 30STF86, 10.V.03, 1♀.

Gén. *Tmarus* Simon, 1875

Tmarus piochardi (Simon, 1866)

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en matorral mediterráneo, 29SQA66, 06.III.04, 1♀ sub.

Tmarus staintoni (Pickard-Cambridge, O., 1873)

Primeras citas para Andalucía:

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado en zona de bosque mediterráneo, 30STF65, 02.VII.03, 1♀.
- Puerto Real, Pinar de las Yeguas, en pinar de *Pinus pinea*, 29SQA54, 22.V.06, 1♂.

Familia ULOBORIDAE O.P. Cambridge, 1871

Gén. *Uloborus* Latreille, 1806

Uloborus plumipes Lucas, 1846

-San José del Valle, Dehesa Picado, gruta en jardín abandonado, 30STF65, 16.IX.01, 1♀ y varios juv.
- Jerez de la Frontera, en el interior de viviendas, 29SQA56, 12.V.04, 1♀.
-Jerez de la Frontera, Cuartillos, jardines de viviendas, 29SQA66, 07.VII.04, varios ♂♂ y ♀♀.

Familia ZODARIIDAE Thorell, 1881

Gén. *Amphiledorus* Jocqué & Bosmans, 2001

Amphiledorus balnearius Jocqué & Bosmans, 2001

-Tarifa, 30STE68 (Jocqué & Bosmans 2001).

Gén. *Selamia* Simon, 1863

Selamia reticulata (Simon, 1870)

-San José del Valle, Dehesa Picado, jardín abandonado, 30STF65, 10.IV.08, 1♂.
-Tarifa, 30STE68, (Jocqué & Bosmans 2001).

Gén. *Zodarion* Walckenaer, 1847

Zodarion lusitanicum (Cardoso, 2003)

-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, en suelo de bosque mixto, 29SQA66, 20.VIII.01, 1♂,1♀.

Especie que hasta el momento sólo citada de tres localidades de Portugal y que registramos por primera vez en España.

Familia ZOROPSIDAE, Bertkau, 1882

Gén. *Zoropsis* Simon, 1878

Zoropsis spinnimanna (Dufour, 1820) (fig. 13)

-Jerez de la Frontera, 29SQA66 (Sánchez & Cuadrado 2007).
-Jerez de la Frontera, Las Aguilillas, bajo corteza de *Eucalyptus camaldulensis*, 10.XI.03, 29SQA66, varias ♀♀.
-Jerez de la Frontera, La Guareña, bajo corteza de *Eucalyptus camaldulensis*, 03.IV.05, 3♀♀, 1♂.
-Rota, 29SQA35 (Sánchez & Cuadrado 2007).
-Sanlúcar de Barrameda, Pinar de la Algaida, bajo corteza de *Pinus pinea*, 29SQA48, 28.V.11, 1♀.

Figura 13. *Zoropsis spinnimanna* (Foto: Íñigo Sánchez).

Veinticuatro de las especies citadas en este trabajo son novedades para Andalucía, mientras que *Iberesia machadoi, Euophrys innotata* y *Zodarion bosmansi*, son nuevas paraEspaña, siendo *Ariadna insidiatrix* novedad para España peninsular.

Las familias con más representación en el catálogo actual son Salticidae, con 38 especies y Theridiidae, con 37, seguidas por Araneidae, con 22 y Linyphiidae, con 19, aunque este último grupo está claramente subrepresentado debido a la dificultad que entraña su identificación. Esta última familia, junto a Dysderidae y Zodariidae, tienen los índices más altos de endemicidad.

Por el momento, sólo ocho especies de arañas han sido citadas exclusivamente de la provincia de Cádiz: *Dysdera anonyma, Dysdera inermis, Dysdera veigai, Harpactea gaditana, Lepthyphantes bidentatus, Lepthyphantes gadesi, Lepthyphantes ritae* y *Euophrys rosenhaueri*.

Agradecimientos

A Juan M. Alberdi, Pedro Cardoso, Arthur Decae, Miguel A. Ferrández, Antonio Melic, Jesús Miñano, Eduardo Morano, Stano Pekar, Narya Txasco y Carmen Urones por su inestimable ayuda con la identificación de diversas especies.

A Antonio Melic, Juan García de Lomas y Antonio Verdugo por su revisión del manuscrito y sus valiosas sugerencias.

Bibliografía

Blauwe R. 1980. Révision de la familia des Agelenidae (Araneae) habitant la región Méditerranéenne (2ª partie). Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique 52: 1-54.

Bosmans R. 1999. The genera *Agroeca, Agraecina, Apostenus* and *Scotina* in the Maghreb countries (Araneae: Liocranidae). Bulletin de l´Institut des Sciences Naturalles de Belgique 69: 25-34.

Bosmans R, Cardoso P, Crespo LC. 2010. A review of the Linyphiid spiders of Portugal, with the description of six new species (Araneae: Liniphiidae). Zootaxa 2473: 1-67.

Bosselaers J, Urones C, Barrientos JA, Alberdi JM. 2009. On the Mediterranean species of Trachelinae (Araneae, Corinnidae) with a revision of *Trachelas* L. Koch 1872 on the Iberian Peninsula. The Journal of Arachnology 37: 15-38.

Cardoso P, Morano E. 2010. The Iberian spider checklist (Araneae). Zootaxa 2495: 1-52.

Decae A, Cardoso P. 2005. Iberesia, a new genus of trapdoor spiders (Araneae, Nemesiidae) from Portugal & Spain. Revista Ibérica de Aracnología 12: 3-11.

Decae A. 2010. The genus *Ummidia*, Thurell 1875 in the western Mediterranean, a review (Araneae: Mygalomorphae: Ctenizidae). The Journal of Archnology 38: 328-340.

Fage L. 1931. Araneae, 5é. Serie, precede d'un essai sur l'evolution souterraine et son determinisme. Archives of Zoological Experimental Genetics 71 (Biospeologia, 55): 91-291.

Jocqué R, Bosmans R. 2001. A revision of the genus *Selamia* with the description of Amphiledorus Gén. n. (Araneae, Zodariidae). Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Entomologie 71: 115-134.

Logunov DV, Marusik, YM. 2003. A revision of the genus *Yllenus* Simon, 1868 (Arachnida, Araneae). KMK Scientifi Press Ltd., Moscow, Russia.

Knoflach B. 1996. *Steatoda incomposita* (Denis) from southern Europe, a close relative of Steatoda albomaculata (Degeer) (Araneae: Theridiidae). Bulletin of the British Arachnological Society 10(4): 141-145.

Knoflach B, Rollard C, Thaler K. 2009. Notes on Mediterranean Theridiidae (Araneae)- II. In: Stoev P, Dunlop J, Lazarov S (Eds) A life caught in a spider´s web. Papers in archnology in honour of Christo Delshev. ZooKeys 16: 227-264.

Melic A. 1997. Arañas nuevas o de interés de la fauna ibérica (Arachnida, Araneae). Notas aracnológicas aragonesas 2. Zapateri 4: 109-118.

Melic A. 2000. Arañas de Aragón (Arachnida: Araneae). Catalogus entomofauna aragonesa 22: 3-40.

Melic A. 2001. Arañas endémicas de la península Ibérica e islas Baleares (Arachnida: Araneae). Revista Ibérica de Aracnología 4: 35-92.

Morano E, Ferrández MA. 1985. Especies nuevas o de interés de la familia Araneidae Latreille, 1806 (Arachnida, Araneae) de la fauna ibérica. Miscellanea zoologica 9: 171-178.

Morano E. 2005. Introducción a la diversidad de las arañas iberobaleares. Munibe Suplemento 21: 93-137.

Morano E, Cardoso P. 2011. Iberian spider catalogue (v 2.0). analysis

Disponible en línea en http://www.ennor.org/iberia [Con acceso el 27-11-2012].

Muster C, Bosmans R, Thaler K. 2007. The *Philodromus pulchellus*-group in the Mediterranean: taxonomic revision, phylogenetic and biogeography (Araneae: Philodromidae). Invertebrate Systematics 21: 39-72.

Platnick NI. 2012. The world spider catalog, version 13. American Museum of Natural History, on line at http://research.amnh.org/entomology/spiders/catalog [Con acceso el 27-11-2012].

Sánchez I. 2003. Catálogo preliminar de los Araneae de la provincia de Cádiz. Revista de la Sociedad Gaditana de Historia Natural 3: 199-214.

Sánchez I. 2003. *Nigma walckenaeri, Aphantaulax seminigra, Pisaura mirabilis* y *Segestria florentina* en Méndez, M. (coord.). 2003. Miscelánea Aracnológica, Revista Ibérica de Aracnología 7: 257-269.

Sánchez I. 2005. Sobre la presencia de *Menemerus taeniatus* (L. Koch, 1867) (Araneae: Salticidae) en Andalucía. Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, 36: 278.

Sánchez I. 2008. Descubierta una nueva araña para la fauna española. Quercus 270: 48.

Sánchez I. 2011. ¿Una araña aficionada a los aracnólogos?. Quercus 305: 45.

Sánchez I, Cuadrado M. 2008. Agregaciones femeninas de la araña *Zoropsis spinimana*. Quercus 273 (noviembre 2008): 42-43.

Urones C. 2004. El género *Micrommata* (Araneae, Sparassidae) en la Península Ibérica, con la descripción do dos nuevas especies. Revista Ibérica de Aracnología 10: 41-52.

Vanuytven H, Van Keer J, Poot P. 1994. Kogelspinnen verzameld in Zuid-Europa door P. Poot (Araneae: Theridiidae). Nwsbr. Belg. Arachnol Ver. 9: 1-19.

Walckenaer CA. 1837. Histoire naturelle des insectes. Aptères. Paris 1: 1-682.

Apéndice 1. Listado actualizado de Araneae conocidas de la provincia de Cádiz.

ARANEAE Clerck, 1757

AGELENIDAE C.L. Koch, 1837
- o *Agelena labyrinthica* (Clerck, 1757)
- o *Lycosoides coarctata* (Dufour, 1831)
- o *Lycosoides variegata* (Simon, 1870)
- o *Tegenaria atrica* C.L. Koch, 1843
- o *Tegenaria domestica* (Clerck, 1757)
- o *Tegenaria feminea* Simon, 1870
- o *Tegenaria herculea* Fage, 1931
- o *Tegenaria pagana* C.L. Koch, 1840
- o *Textrix denticulata* (Olivier, 1789)

AMAUROBIIDAE Thorell, 1870
- o *Amaurobius barbarus* Simon, 1910

ANYPHAENIDAE Bertkau, 1878
- o *Anyphaena sabina* L. Koch, 1866

ARANEIDAE Latreille, 1806
- o *Aculepeira armida* (Audouin, 1826)
- o *Agalenatea redii* (Scopoli, 1763)
- o *Araneus angulatus* Clerk, 1757
- o *Araneus pallidus* (Olivier, 1789)
- o *Araneus sturmi* (Hahn, 1831)
- o *Araniella cucurbitina* (Clerck, 1757)
- o *Argiope bruennichi* (Scopoli, 1772)
- o *Argiope lobata* (Pallas, 1772)
- o *Argiope trifasciata* (Forskoel, 1775)
- o *Cyclosa algerica* Simon, 1885
- o *Cyclosa insulana* (Costa, 1834)
- o *Cyrtophora citricola* (Forskoel, 1775)
- o *Gibbaranea bituberculata* (Walckenaer, 1802)
- o *Larinia lineata* (Lucas, 1846)
- o *Larinioides sclopetarius* (Clerck, 1757)
- o *Larinioides suspicax* (Pickard-Cambridge, 1876)
- o *Mangora acalypha* (Walckenaer, 1802)
- o *Neoscona adianta* Walckenaer, 1802
- o *Neoscona subfusca* (C.L. Koch, 1837)
- o *Singa neta* (O.P.-Cambridge, 1872)
- o *Zygiella kochi* (Thorell, 1870)
- o *Zygiella x-notata* Clerck, 1757

CLUBIONIDAE Wagner, 1888
- o *Clubiona neglecta* O.P.-Cambridge, 1862
- o *Clubiona* sp.

CORINNIDAE Karsch, 1880
- o *Liophrurillus flavitarsis* (Lucas, 1846)
- o *Metatrachelas macrochelis* Wunderlich, 1992
- o *Metatrachelas rayi* Simon, 1878

CTENIZIDAE Thorell, 1887
- o *Ummidia picea* Thorell, 1875

DICTYNIDAE Pickard-Cambridge, O., 1871
- o *Dictyna arundinacea* (Linnaeus, 1758)
- o *Dictyna civica* (Lucas, 1850)
- o *Mantigusa arietina* (Thorell, 1871)
- o *Marilynia bicolor* (Simon, 1870)
- o *Nigma puella* (Simon, 1870)
- o *Nigma walckenaeri* (Roewer, 1951)

DYSDERIDAE C.L. Koch, 1837
- o *Dysdera anonyma* Ferrández, 1984
- o *Dysdera baetica* Ferrández, 1984
- o *Dysdera bicornis* Fage, 1931
- o *Dysdera crocota* C.L. Koch, 1838
- o *Dysdera gamarrae* Ferrández, 1984
- o *Dysdera helenae* Ferrández, 1996
- o *Dysdera inermis* Ferrández, 1984
- o *Dysdera mucronata* Simon, 1911
- o *Dysdera veigai* Ferrández, 1984
- o *Harpactea gaditana* Pesarini, 1988
- o *Rhode scutiventris* Simon, 1882

ERESIDAE C.L. Koch, 1851
- o *Eresus kollari* Rossi, 1846 (=*Eresus cinnaberinus*)

FILISTATIDAE Ausserer, 1867
- o *Filistata insidiatrix* (Forskoel, 1775)

GNAPHOSIDAE Pocock, 1898
- o *Aphantaulax trifasciata* (Pickard-Cambridge, 1872) (=*Aphantaulax seminigra*)
- o *Berlandina plumalis* (Pickard-Cambridge, 1872)
- o *Micaria pallipes* (Lucas, 1846)
- o *Micaria triguttata* Simon, 1884
- o *Nomisia exornata* (C.L. Koch, 1839)
- o *Poecilochroa* sp.
- o *Scotophaeus blackwalli* (Thorell, 1871).
- o *Sethaphis carmeli* (Pickard-Cambridge, O., 1872)
- o *Trachyzelotes bardiae* (Caporiacco, 1928)
- o *Trachyzelotes costatus* Denis, 1952
- o *Trachyzelotes fuscipes* (L. Koch, 1866)
- o *Zelotes spadix* (L. Koch, 1866)
- o *Zelotes* sp.

HAHNIIDAE Bertkau, 1878
- o *Antistea elegans* (Blackwall, 1841)
- o *Hahnia nava* (Blackwall, 1841)

HERSILIIDAE Thorell, 1869
- o *Tama edwarsii* (Lucas, 1846)

HEXATHELIDAE Simon, 1892
- o *Macrothele calpeiana* (Walckenaer, 1805)

LINYPHIIDAE Blackwall, 1859
- o *Centromerus europaeus* (Simon, 1911)
- o *Ceratinella brevipes* (Westring, 1851)
- o *Diplocephalus marijae* Bosmans, 2010
- o *Lepthyphantes bidentatus* Hormiga & Ribera, 1990
- o *Lepthyphantes bolivari* Fage, 1931
- o *Lepthyphantes gadesi* Fage, 1931
- o *Lepthyphantes ritae* Bosmans, 1985
- o *Lessertia barbara* (Simon, 1884)
- o *Linyphia triangularis* (Clerck, 1757)
- o *Meioneta rurestris* (C.L. Koch, 1836)
- o *Neriene* sp.
- o *Oedothorax tingitanus* (Simon, 1884)
- o *Ostearius melanopygius* (Pickard-Cambridge, O., 1879)
- o *Palliduphantes boliviari* Fage, 1931
- o *Palliduphantes cadiziensis* Wunderlich, 1980 (=*Lepthyphantes cadiziensis*)
- o *Pelecopsis bicornuta* Hyllard, 1980
- o *Pelecopsis coccinea* (Pickard-Cambridge, O., 1875)
- o *Pelecopsis modica* Hyllard, 1980
- o *Walckenaeria corniculans* (Pickard-Cambridge, O., 1875)

LIOCRANIDAE Simon, 1897
- o *Agraecina lineata* (Simon, 1878)
- o *Agroeca annulipes* (Simon, 1878)
- o *Liocranum majus* Simon, 1878
- o *Liophrurillus flavitarsis* (Lucas, 1846)

LYCOSIDAE Sundevall, 1833
- o *Alopecosa albofasciata* (Brullé, 1832)
- o *Alopecosa* sp.
- o *Arctosa perita* (Latreille, 1799)
- o *Arctosa similis* Schenkel, 1938
- o *Donacosa merlini* Alderweireldt & Jocqué, 1991
- o *Hogna hispanica* (Walckenaer, 1837)
- o *Hogna radiata* (Latreille, 1817) (= *Lycosa radiata*)
- o *Lycosa tarantula* (Linneo, 1758)
- o *Pardosa proxima* (C.L. Koch, 1847)
- o *Pardosa* sp.
- o *Trochosa hispanica* Simon, 1870
- o *Xerolycosa* sp.

MIMETIDAE Simon, 1895
- o *Ero aphana* (Walckenaer, 1802)
- o *Ero furcata* (Villiers, 1789)

MITURGIDAE Simon, 1885
- o *Cheiracanthium mildei* L. Koch, 1864
- o *Cheiracanthium* sp.

NEMESIIDAE Simon, 1889
- o *Iberesia machadoi* Decae & Cardoso, 2005
- o *Nemesia uncinata* Frade & Bacelar, 1931

OECOBIIDAE Blackwall, 1862
- o *Oecobius machadoi* Wunderlich, 1995
- o *Oecobius maculatus* Simon, 1870
- o *Oecobius navus* Blackwall, 1859
- o *Uroctea durandi* (Latreille, 1809)

OONOPIDAE Simon, 1892
- o *Oonops domesticus* Dalmas, 1916
- o *Orchestina pavesii* (Simon, 1873)
- o *Silhouettella loricatula* (Roewer, 1942)

OXYOPIDAE Thorell, 1870
- o *Oxyopes lineatus* Latreille, 1806
- o *Oxyopes nigripalpis* Kulczynski, 1891
- o *Peucetia viridis* (Blackwall, 1858)

PALPIMANIDAE Thorell, 1870
- o *Palpimanus gibbulus* Dufour, 1820

PHILODROMIDAE Thorell, 1870
- o *Philodromus aureolus* (Clerck, 1757)
- o *Philodromus bistigma* Simon, 1870
- o *Philodromus histrio* (Latreille, 1819)
- o *Philodromus margaritatus* (Clerck, 1757)
- o *Philodromus pulchellus* Lucas, 1846
- o *Philodromus rufus* Walckenaer, 1826
- o *Thanatus lineatipes* Simon, 1870
- o *Thanatus rayi* Simon, 1875
- o *Thanatus vulgaris* Simon, 1870
- o *Tibellus oblongus* (Walckenaer, 1802)

PHOLCIDAE C.L. Koch, 1850
- o *Crossopriza pristina* (Simon, 1890)
- o *Holocnemus caudatus* (Dufour, 1820)
- o *Holocnemus pluchei* (Scopuli, 1763)
- o *Pholcus opilionoides* (Schrank,1781)
- o *Pholcus phalangioides* (Fuesslin, 1775)
- o *Spermophora senoculata* (Dugès, 1836)

PISAURIDAE Simon, 1890
- o *Pisaura mirabilis* (Clerck, 1757)

SALTICIDAE Blackwall, 1841
- o *Aelurillus luctuosus* (Lucas, 1846)
- o *Aelurillus v-insignitus* (Clerck, 1757)
- o *Ballus chalybeius* (Walckenaer, 1802)
- o *Bianor albobimaculatus* (Lucas, 1846)
- o *Carrhotus xanthogramma* (Latreille, 1819)
- o *Chalcoscirtus infimus* (Simon, 1868)
- o *Cyrba algerina* (Lucas, 1846)
- o *Euophrys innotata* (Simon, 1868)
- o *Euophrys rosenhaueri* (L. Koch, 1856)
- o *Evarcha jucunda* (Lucas, 1846)
- o *Habrocestum ornaticeps* (Simon, 1868)
- o *Hasarius adansoni* (Audouin, 1826)
- o *Heliophanus apiatus* (Simon, 1868)
- o *Heliophanus auratus* C.L. Koch, 1835
- o *Heliophanus cupreus* (Walckenaer, 1802)
- o *Heliophanus kochii* Simon, 1868
- o *Icius hamatus* (C.L. Koch, 1846)
- o *Icius subinermis* Simon, 1937
- o *Leptorchestes peresi* (Simon, 1868)
- o *Marpissa* sp.
- o *Menemerus semilimbatus* (Hahn, 1829)
- o *Menemerus taeniatus* (L. Koch, 1867)
- o *Myrmarachne formicaria* (De Geer, 1778)
- o *Neaetha membrosa* Simon, 1868
- o *Pellenes arciger* (Walckenaer, 1837)
- o *Pellenes geniculatus* (Simon, 1868)
- o *Philaeus chrysops* (Poda, 1761)
- o *Phlegra bresnieri* (Lucas, 1846)
- o *Plexippus paykulli* (Audouin, 1826)
- o *Saitis barbipes* (Simon, 1868)
- o *Salticus confusus* Lucas, 1846
- o *Salticus mutabilis* Lucas, 1846
- o *Salticus scenicus* (Clerck, 1757)
- o *Salticus* sp.
- o *Salticus zebraneus* (C.L. Koch, 1837)
- o Synageles venator (Lucas, 1836)
- o Thyene imperialis (Rossi, 1846)
- o Yllenus squamifer (Simon, 1881)

SCYTODIDAE Blackwall, 1852
- o *Scytodes thoracica* (Latreille, 1802)
- o *Scytodes velutina* Heineken & Lowe, 1832

SEGESTRIIDAE Simon, 1893
- o *Ariadna insidiatrix* Audouin, 1826
- o *Segestria florentina* (Rossi, 1790)
- o *Segestria senoculata* (Linnaeus, 1758)

SICARIIDAE Keyserling, 1880
- o *Loxosceles rufescens* (Dufour, 1820)

SYNAPHRIDAE
- o *Synaphris* sp.

SPARASSIDAE Bertkau, 1872
- o *Eusparassus dufouri* Simon, 1932
- o *Micrommata algibica* (Urones, 2004)
- o *Micrommata ligurina* (C.L. Koch, 1845)
- o *Olios argelasius* (Walckenaer, 1805)

THERAPHOSIDAE Thorell, 1869
- o *Ischnocolus* sp.

TETRAGNATHIDAE Menge, 1866
- o *Meta bourneti* Simon, 1922
- o *Metellina merianae* (Scopuli, 1763)
- o *Pachygnatha* sp.
- o *Tetragnatha extensa* (Linnaeus, 1758)
- o *Tetragnatha nitens* (Audouin, 1826)
- o *Tetragnatha obtusa* (C.L. Koch, 1837)

THERIDIIDAE Sundevall, 1833
- o *Anelosimus pulchellus* Walckenaer, 1802
- o *Argyrodes argyrodes* (Walckenaer, 1842)
- o *Crustulina guttata* (Wider, 1834)
- o *Dipoena convexa* (Blackwall, 1870)
- o *Dipoena melanogaster* (C.L. Koch, 1837)
- o *Enoplognatha diversa* (Blackwall, 1859)
- o *Enoplognatha franzi* Wunderlich, 1995
- o *Enoplognatha mandibularis* (Lucas, 1846)
- o *Enoplognatha nigromarginata* (Lucas, 1846)
- o *Enoplognatha ovata* (Clerck, 1757)
- o *Enoplognatha quadripunctata* Simon, 1884
- o *Episinus angulatus* (Blackwall, 1836)
- o *Euryopis episionides* (Walckenaer, 1847)
- o *Kochiura aulica* (C.L. Koch, 1838) (= *Anelosimus aulicus*)
- o *Latrodectus tredecimguttatus* (Rossi, 1790)
- o *Neottiura bimaculata* (Linneo, 1758)
- o *Neottiura curvimana* (Simon, 1914)
- o *Neottiura uncinata* (Lucas, 1846)
- o *Paidiscura pallens* (Blackwall, 1834)
- o *Parasteatoda tepidariorum* (C.L. Koch, 1841) (=*Achaearanea tepidariorum*)
- o *Platnickina nigropunctata* (Lucas, 1846) (=*Theridion nigropunctatum*)
- o *Robertus arundineti* (Pickard-Cambridge, O., 1871)
- o *Ruborridion musivum* (Wunderlic, 1987) (=*Paidiscura musiva*)
- o *Simitidion lacuna* Wunderlich, 1992
- o *Simitidion simile* (C.L. Koch, 1836)
- o *Steatoda grossa* (C.L. Koch, 1838)
- o *Steatoda incomposita* (Denis, 1957)
- o *Steatoda nobilis* (Thorell, 1875)
- o *Steatoda paykulliana* (Walckenaer, 1806)
- o *Steatoda phralerata* (Panzer, 1801)
- o *Statoda triangulosa* (Walckenaer, 1802)
- o *Theridion hannoniae* Denis, 1944
- o *Theridion melanostictum* Pickard-Cambridge, O., 1876
- o *Theridion melanurum* (Hahn, 1831)
- o *Theridion musivum* (Simon, 1873)
- o *Theridion negebense* Levy & Amitai, 1982
- o *Theridula aelleni* (Hubert, 1970)

THOMISIDAE Sundevall, 1833
- o *Coriarachne depressa* (C.L. Koch, 1837)
- o *Heriaeus melloteei* Simon, 1886
- o *Monaeses paradoxus* (Lucas, 1846)
- o *Ozyptila umbraculorum* Simon, 1932
- o *Pistius truncatus* (Pallas, 1772)
- o *Runcinia grammica* (C.L. Koch, 1837)
- o *Synema globosum* Fabricius, 1775
- o *Thomisus onustus* (Walckenaer, 1805)
- o *Tmarus piochardi* (Simon, 1866)
- o *Tmarus staintoni* (Pickard-Cambridge, O., 1873)
- o *Xysticus audax* (Schrank, 1803)
- o *Xysticus cristatus* (Clerck, 1757)
- o *Xysticus ferrugineus* (Menge, 1876)

ULOBORIDAE Thorell, 1869
- o *Hyptiotes paradoxus* (C.L. Koch, 1834)
- o *Uloborus plumipes* (Lucas, 1846)
- o *Uloborus walckenaerius* (Latreille, 1806)

ZODARIIDAE Thorell, 1881
- o *Amphiledorus balnearius* (Jocqué & Bosmans, 2001)
- o *Selamia reticulata* (Simon, 1870)
- o *Zodarion affine* (Simon, 1870)
- o *Zodarion isabellinum* (Simon, 1870)
- o *Zodarion lusitanicum* (Cardoso, 2003)
- o *Zodarion maculatum* (Simon, 1870)
- o *Zodarion modestum* (Simon, 1870)
- o *Zodarion rudyi* (Bosmans, 1994)
- o *Zodarion styliferum* (Simon, 1870)

ZORIDAE Pickard-Cambridge, F. O., 1893
- o *Zora spinimana* (Sundevall, 1833)

ZOROPSIDAE Bertkau, 1882
- o *Zoropsis spinimana* (Dufour, 1820)

SGHN