

Biodiversidad y Procesos Ecológicos en el Sureste Ibérico

Gustavo A. Ballesteros Pelegrín, Francisco Belmonte Serrato,
Jorge M. Sánchez Balibrea y Francisco Robledano Aymerich (Eds.)



Biodiversidad y procesos ecológicos en el Sureste Ibérico.

Gustavo A. Ballesteros Pelegrín, Francisco Belmonte Serrato,
Jorge M. Sánchez Balibrea y Francisco Robledano Aymerich (Eds.).

Universidad de Murcia.
Servicio de Publicaciones, 2017.



1ª Edición, 2017

Reservados todos los derechos. De acuerdo con la legislación vigente, y bajo las sanciones en ella previstas, queda totalmente prohibida la reproducción y/o transmisión parcial o total de este libro, por procedimientos mecánicos o electrónicos, incluyendo fotocopia, grabación magnética, óptica o cualesquiera otros procedimientos que la técnica permita o pueda permitir en el futuro, sin la expresa autorización por escrito de los propietarios del copyright.

© Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones, 2017

ISBN: 978-84-617-7235-3

Campus de Espinardo, 30100-MURCIA

Biodiversidad y procesos ecológicos en el Sureste Ibérico

Gustavo, A. Ballesteros Pelegrín, Francisco Belmonte Serrato, Jorge M. Sánchez
Balibrea y Francisco Robledano Aymerich (eds.)

Universidad de Murcia

2017

Índice

Prólogo

Miguel Ángel Esteve Selma.....08

Introducción

Francisco Belmonte Serrato.....11

Bloque I. Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio terrestre.....20

Capítulo 1

Sobrepastoreo y microhábitat en *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters: efecto en variables dendrométricas y demográficas.....21
Pablo Farinós Celdrán, Pablo Montoya-Bernabéu y Miguel Ángel Esteve Selma

Capítulo 2

Propuesta de Modificación del listado y manual de interpretación de hábitats de la Directiva Hábitat para mejorar la protección de las especies europeas de *Phoenix* con especial referencia a protección de las poblaciones de la Europa continental.....28
Diego Rivera, Concepción Obón, Francisco Alcaraz, Encarna Carreño, Segundo Ríos, Emilio Laguna, Jorge Sánchez Balibrea y Pedro Sosa

Capítulo 3

Propuesta de modificación del listado y manual de interpretación de hábitats de la Directiva Hábitat para mejorar la definición de palmerales de *Phoenix* con especial referencia a protección de las poblaciones de la Europa continental.....38
Concepción Obón, Diego Rivera, Francisco Alcaraz, Encarna Carreño, Segundo Ríos, Emilio Laguna, Jorge Sánchez Balibrea y Pedro Sosa

Capítulo 4

Novedades corológicas y actualización del listado de orquidoflora murciana.....47
José Antonio López Espinosa

Capítulo 5

Una perspectiva sobre la evolución reciente de la micología en el sureste ibérico.....58
Alonso Verde, J. Fajardo, R. Roldan, Diego Rivera, Concepción Obón, Francisco Alcaraz, D. Blanco y C. Rodríguez

Capítulo 6

Empleo de especies singulares en restauración de ambientes alterados.
La experiencia en la Comunidad Valenciana.....68
Emilio Laguna, Pablo Ferrer-Gallego, Inmaculada Ferrando

Capítulo 7

Los sustratos de vivero como vectores de plantas invasoras.
Una nueva amenaza para la restauración ecológica.....75
Emilio Laguna, Pablo Ferrer-Gallego, Inmaculada Ferrando, Carme J. Mansanet-Salvador

Capítulo 8

- Caracterización de la biodiversidad sobre zonas sometidas a diferentes actuaciones
antrópicas en ambientes semiáridos mediterráneos.....82
Juli Enric Colomer Valcárcel y Gema Lorens Canosa

Capítulo 9

- Un experimento manipulativo para conocer las preferencias predatoras
de larvas de *Pieris brassicae* del Sureste Ibérico.....89
José Antonio Navarro Cano, C. Wiklund, K. Gotthard, J. Ehrlén

Capítulo 10

- Lento pero seguro: Proyecto Testudo, un programa de seguimiento a largo plazo.....96
Roberto C. Rodríguez-Caro, Eva Graciá, Enrique Ayllón, Andrés Giménez

Capítulo 11

- Percepción de los ganaderos murcianos sobre los servicios
ecosistémicos proporcionados por los carroñeros.....104
Zebensui Morales-Reyes, José Antonio Sánchez-Zapata, Francisco Botella, Irene Pérez, Marta Valverde

Capítulo 12

- ¿Cuál es la función de los nidos en la conservación de aves?:
patrones de creación, persistencia, reutilización y productividad.....111
María V. Jiménez-Franco, José E. Martínez, José F. Calvo

Capítulo 13

- Bebederos de aves: dinámica de uso y función en la dispersión ornitócora.....118
*Francisco A. García Castellanos, Francisco Robledano Aymerich, Víctor Zapata Pérez,
Vicente. Martínez López y Gonzalo González Barberá*

Capítulo 14

- Migración de aves paseriformes durante el otoño en el Sureste de España.
La campaña de anillamiento de Isla Grosa.....127
*Ángel Sallent, Jacinto M. Ródenas, Francisco A. García-Castellanos, Ángel Guardiola,
José Luis Murcia, José Antonio Barba, Gonzalo González Barberá y Pedro García Moreno*

Capítulo 15

- Crecimiento, distribución e importancia de las colonias de cernícalo primilla
en la Región de Murcia.....135
Juan Hernández Piñera

Capítulo 16

- Distribución espacial, abundancia y relación con la estructura de la propiedad
de la alondra ricotí en la Región de Murcia.....142
Juan Hernández Piñera

Capítulo 17

- El Proyecto Canastera, un ejemplo de compatibilización de la agricultura
intensiva con la conservación de especies.....149

Irene M^a Arnaldos, Antonio Fernández-Caro, Jorge Sánchez, Juan Francisco Martínez y Ángel Sallent

Capítulo 18

Variación interanual de seis dormideros de chova piquirroja
(*Pyrhacorax pyrrhacorax*) en la Región de Murcia.....155
Manuel Cremades García

Capítulo 19

Primeros datos de filopatía y concentraciones premigratorias en el
chotacabras cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis*) para el sureste ibérico.....163
José M. Zamora Marín, Antonio Zamora López, Mario León Ortega,
Tomás García Rubio y Francisco A. García Castellanos

Capítulo 20

Dinámica anual de las poblaciones de Cetia Ruiseñor, *Cettia cetti*
(Temminck, 1820) en la Región de Murcia (SE de España).....169
Ángel Guardiola Gómez, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín, José Antonio Barba,
Francisco A. García Castellanos, Gonzalo González Barberá, Vicente Hernández Gil,
V. Martínez Ródenas, José Luis Murcia, Ángel Sallent y Jorge M. Sánchez Balibrea

Capítulo 21

Densidad relativa y dieta del zorro (*Vulpes vulpes*) en tres áreas de Murcia.....178
Zebensui Morales-Reyes, José Antonio Sánchez Zapata, Francisco Botella, Marcos Moleón

Capítulo 22

Área de campeo y uso del hábitat del arruí (*Ammotragus lervia*) en Sierra Espuña (Murcia).....184
Roberto Pascual-Rico, Juan Manuel Pérez-García, Francisco Botella, Andrés Giménez,
Sergio Eguía y José Antonio Sánchez-Zapata

Capítulo 23

Percepción social de conflictos y servicios ecosistémicos del Arruí (*Ammotragus lervia*).....191
Roberto Pascual-Rico, Francisco Botella, Andrés Giménez, Sergio Eguía y José A. Sánchez Zapata

Bloque II. Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio acuático.....201

Capítulo 24

Estado de los poblamientos de las gorgonias *Leptogorgia sarmentosa* (Esper, 1789)
y *Eunicella singularis* (Esper, 1791) en el entorno de la Reserva Marina de Tabarca.....202
M. J. Valera Jiménez, M. M. Varela Díaz de Tuesta, F. Lozano Quijada, M. F. Giménez Casaldueiro.

Capítulo 25

Diversidad malacológica en la Región de Murcia: Catálogo y evaluación
preliminar de su estado de conservación.....212
Antonio J. García-Meseguer, Francisco Robledano Aymerich, Miguel A. Esteve Selma

Capítulo 26

Análisis de la presencia del delfín común (*Delphinus delphis*) en el Golfo de Vera.....220
Rosa Canales Cárcelos, Francisca Giménez Casaldueiro y Francisco J. Gomariz Castillo

Capítulo 27

Sistema de seguimiento en salinas del entorno del Mar Menor: indicadores ambientales para evaluar su estado de conservación.....	228
<i>José Manuel Vidal Gil, Antonio Zamora López, Alfredo González Rincón y José Manuel Zamora Marín</i>	

Capítulo 28

Aves acuáticas como indicadores para la gestión de sistemas mareales mediterráneos: el caso de las Encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE de España).....	234
<i>Antonio Zamora López, Francisco Robledano Aymerich, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín, M^a Francisca Carreño y José Antonio Palazón Ferrando</i>	

Capítulo 29

Restablecimiento de una población de fartet (<i>Aphanius iberus</i>) en las Salinas de Rasall (Calblanque): implicaciones y evaluación de la acción de conservación.....	242
<i>José Manuel Zamora, José Manuel Vidal Gil, Mar Torralva Ferrero, Alfredo González Rincón y Francisco J. Oliva Paterna</i>	

Capítulo 30

Peces exóticos en la cuenca del río Segura: impactos potenciales y prioridad en la gestión.....	250
<i>Oliva Paterna, F. J., Amat Trigo, F. Sánchez Pérez, A. Zamora, José Manuel Ruiz Navarro, A. y Mar Torralva Forero</i>	

Capítulo 31

Evolución de las poblaciones de aves acuáticas en los espacios protegidos del Mar Menor y sus humedales asociados.....	261
<i>Antonio Zamora López, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín, G., Ángel Pérez Ruzafa y Concepción Marcos Diego</i>	

Capítulo 32

Estudio de las comunidades de aves del río Segura en zonas con diferente grado de presencia de cañaveral.....	269
<i>Ana Jara, Jorge M. Sánchez Balibrea, Francisco A. García Castellanos, Jacinto M. Ródenas, José A. Barba, M. González Candela y Angel Sallent</i>	

Capítulo 33

Odonatos en la Región de Murcia: actualización del inventario.....	277
<i>José Miguel Henarejos González, Carmen M. Martínez Saura, Irene Arnaldos Giner, Marcos Fernández Sempere, Pedro López Barquero, Pedro Martínez López, Jacobo Ramos, Conrado Requena Aznar, Celia López Cañizares, Jorge Sánchez Balibrea, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín</i>	

Capítulo 34

LIFE+SEGURARIVERLINK: aplicación del concepto de infraestructura verde a una cuenca semiárida.....	283
<i>Eduardo Lafuente Sacristán; Javier Sanz-Ronda; Mar Torralva Forero; Francisco José Oliva Paterna; Francisco Corbalán Martínez; Jorge M. Sánchez Balibrea; Rosa Olivo del Amo</i>	

Prólogo

Desgraciadamente, los problemas que amenazan a la biodiversidad y la calidad de los ecosistemas del Sureste Ibérico no han dejado de intensificarse en las últimas décadas. Las transformaciones drásticas en el uso del suelo, las tensiones ambientales que se están derivando del cambio climático en curso, el maltrato que sufren y han sufrido nuestros sistemas acuáticos y costeros en general o los procesos de modificación de la dinámica de muchos de nuestros sistemas naturales, son algunas de las causas del declive en la mayor parte de nuestros paisajes y su biodiversidad.

Las respuestas impulsadas desde los poderes públicos en materia de espacios naturales protegidos o de conservación de las especies amenazadas han sido, en términos generales, más una formalidad que una respuesta real y eficiente, a pesar del enorme esfuerzo de muchos de los científicos y técnicos responsables en este campo para que estas medidas se materializaran y ayudasen a construir un futuro ambientalmente más sostenible. Las iniciativas de planificación y gestión se eternizan en su tramitación y la administración ambiental se adelgaza de forma temeraria. Igual ocurre con mucha de la legislación preventiva que disponíamos y que se está desmantelando. Los políticos sólo incorporan estos temas a su agenda cuando la sociedad se empodera y exige soluciones inmediatas para casos muy emblemáticos y con una trascendencia económica insoslayable, como es el caso del Mar Menor, comprometido seriamente en su viabilidad como una laguna oligotrófica de alta calidad ambiental y como el recurso natural y económico más rentable de nuestra costa.

Aun en este contexto hemos de ser optimistas si atendemos al avance que hemos asistido en el conocimiento y la comprensión de la biodiversidad y de los sistemas naturales en los que ésta participa. Efectivamente, las distintas instituciones científicas y de la administración de los recursos naturales asentadas en la Región de Murcia y, especialmente, los grupos naturalistas y ecologistas, en el ámbito de la ciencia ciudadana, han logrado avanzar en estos años de una manera significativa en la contabilidad de nuestra biodiversidad, y en la comprensión de los procesos naturales que gobiernan su dinámica y en las presiones humanas que los degradan.

En este sentido debemos sentirnos satisfechos, al menos parcialmente, de los logros obtenidos en el campo del conocimiento de los medios naturales propios de este rincón semiárido costero de la Península Ibérica, de su diversidad biológica y de los patrones que rigen su estructura y funcionamiento. Como decía González Bernáldez, nuestros sistemas naturales son excepcionalmente singulares, al tiempo que complementarios respecto de los que dominan en el resto de la Península Ibérica y en el continente europeo. Y una de las características de estos sistemas es su compleja respuesta ante el régimen de perturbaciones al que los estamos sometiendo. Cada vez prestamos más atención a aspectos ligados a la gestión de la biodiversidad y sus paisajes, en el compromiso de que hemos de superar abiertamente etapas iniciales puramente proteccionistas, que apenas han evolucionado y no han dado los frutos esperados a medio plazo, aunque sin lugar a dudas sí los han

dado a corto, evitando algunos cambios de uso enormemente destructivos para nuestra naturaleza, algo que era imprescindible y fundamental para iniciar con cierta garantía una verdadera estrategia de conservación para los ecosistemas de la Región de Murcia y el sureste ibérico.

Hoy día la gestión de la biodiversidad y sus ecosistemas debe apoyarse en una visión conservacionista que resulte dominante y abarque la mayor parte de los valores naturales, comprometida con el uso sostenible, racional e inteligente de los recursos naturales y sus paisajes, en la lógica de los paradigmas más recientes sobre la preservación de la naturaleza y sus servicios ecosistémicos.

La Conservación de la Naturaleza debe abandonar definitivamente su concepción histórica de una acción administrativa extraordinaria, aplicable en exclusiva a espacios naturales enormemente singulares o especies silvestres de élite, para ser un objetivo transversal para la mayor parte o todo el territorio y para el conjunto de la biodiversidad. Hoy día el objetivo de universalizar la conservación de naturaleza, bien sea en toda su integridad o bien en unos pocos componentes clave en el ámbito de paisajes más antropizados, debe constituir una hoja de ruta asumida por todos los actores sociales y económicos del conjunto del territorio, aunque las resistencias y desconfianzas no van a resultar infrecuentes. Desgraciadamente, estas dificultades están siendo más habituales en la Región de Murcia y su entorno ecogeográfico que en otros sitios por dos factores fundamentales, la mala gestión política que se ha realizado en muchos de los temas ambientales durante las últimas dos décadas y la economía especulativa que aún planea como estrategia básica en gran parte de nuestros sectores empresariales más conspicuos.

Las iniciativas europeas e internacionales asociadas a los bienes y servicios ecosistémicos, el apoyo a las infraestructuras verdes, el pago verde en la política agraria común, la propia red natura 2000 y sus exigencias territoriales en conjunto o el papel cada vez más revitalizado de la restauración ambiental, pueden entenderse como elementos prácticos de esta universalización de la conservación de la naturaleza.

En este libro que resume una parte sustancial de los trabajos presentados en el V Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y II del Sureste Ibérico y, aunque aún una mayoría se dedica a una mejor comprensión de la biología de muchas especies de vertebrados, especialmente aves, sometidos a una presión humana excesiva, también se incide en esta visión de la interacción de la población humana, y su actividad económica y la biodiversidad o los sistemas naturales. También se han hecho importantes esfuerzos por contabilizar en lo básico dicha diversidad biológica, mucha de ella aún prácticamente desconocida, sobre todo en grupos de invertebrados poco o nada estudiados o sin inventarios actualizados (moluscos, odonatos, etc.) o discutiendo aspectos esenciales de la propia directiva hábitats en relación con nuestros palmerales autóctonos, como caso destacado. Los humedales y su biodiversidad siguen teniendo un papel relevante y aunque son escasos los trabajos sobre el medio marino presentes en este libro, no lo han sido tanto en el conjunto de las nuevas

investigaciones ecológicas y sobre la biodiversidad que se presentaron y debatieron en el seno del congreso.

Hemos de mostrarnos orgullosos de estar superando ese cierto déficit de información y conocimiento, imprescindible para una buena gestión, que sobre la naturaleza murciana arrastramos históricamente, fruto fundamentalmente de una desatención activa y manifiesta por parte de unos poderes públicos responsables no excesivamente sensibles ante el patrimonio natural. Las dificultades y resistencias para seguir esa hoja de ruta en la gestión ambiental de nuestros espacios naturales y su biodiversidad van a seguir existiendo, pero dicha trayectoria está cada vez más sólidamente asentada en buenos conocimientos científicos, lo que facilitará sin lugar a dudas su consecución y su éxito.

Murcia, 20 de Mayo 2016

Miguel Ángel Esteve Selma

Profesor Titular de Ecología

Director del Departamento de Ecología e Hidrología

Universidad de Murcia

Introducción

En este libro se recopilan 34 trabajos procedentes de comunicaciones presentadas al V Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y II Congreso de la Naturaleza del Sureste Ibérico. Los trabajos, relacionados con la biodiversidad, los procesos ecológicos y su gestión en el Sureste Ibérico, se han agrupado en dos bloques. El primer bloque se ha denominado “Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio terrestre” y agrupa los primeros 23 capítulos dedicados a estudios de flora y fauna terrestre y procesos ecológicos en el sureste ibérico como elementos de riqueza ambiental. En el segundo bloque, denominado “Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio acuático”, se agrupan los restantes 11 capítulos que tratan aspectos relacionados con biodiversidad (animales acuáticos y aves), y estado de conservación de ecosistemas acuáticos.

Bloque I: Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio terrestre

El capítulo 1, se hace un interesante estudio de una subpoblación sometida a sobrepastoreo, midiendo variables dendrométricas y reproductivas, intensidad de pastoreo y variables topográficas y microambientales. Los análisis demuestran daños a nivel individual y poblacional, así como la eficacia de elementos del microhábitat para proteger a los juveniles.

En el segundo capítulo, se analiza la situación de las palmeras del género *Phoenix* cultivadas, asilvestradas y silvestres de la Europa continental y plantea cinco hipótesis sobre su origen que son discriminantes de cara a adoptar una u otra estrategia para su protección. Entre las hipótesis analizadas figura la de considerar a las palmeras de *Phoenix* como una especie invasora de introducción reciente, hipótesis que se rechaza por ser contraria a toda la evidencia disponible. Se propone la protección de *Phoenix dactylifera* y especies relacionadas en sus hábitats naturales o seminaturales considerando la existencia de un sustrato autóctono y de sucesivas introducciones antiguas desde el Norte de África atendiendo a la evidencia genética y morfológica que postula la existencia de un Grupo Occidental.

El capítulo 3, y en línea de lo analizado en el capítulo anterior, se analiza el tratamiento que los palmerales de *Phoenix* han recibido en el marco de la Directiva de Hábitats. Señala la importancia de ubicar con claridad las diferentes especies de *Phoenix* en sus hábitats primarios y en aquellos en que pueden ocasionalmente aparecer, de forma que su esquema de protección sea más racional y eficiente. También aborda la inclusión de la protección de los palmerales en la Europa continental y se propone su inclusión en el caso de que correspondan a poblaciones autóctonas o de arqueófitos

En el capítulo 4 se presenta una colección significativa de referencias corológicas de orquídeas silvestres de la Región de Murcia, compendio de las registradas en el periodo transcurrido entre 2007 y 2015.

El capítulo 5 se hace una interesante revisión de la evolución del estudio de la Micología en el Sureste Ibérico en los últimos cuarenta años. Esta región pese a ser una de las más áridas de Europa, alberga una gran diversidad de ambientes e incluye interesantes espacios naturales con una rica micobiota, en la que destacan por su originalidad las comunidades cistófilas y las especies mediterráneas. A finales de los años 70 se comienza a estudiar la micobiota del Sureste Ibérico y a raíz de estos primeros trabajos se empieza a desarrollarse la ciencia de la micología en esta zona, con la formación de importantes investigadores en el campo de la micología, como es el caso del profesor Mario Honrubia que marca el despegue de esta ciencia en campos como la micología aplicada (biotecnología, micorrizas y sus aplicaciones a cultivos forestales y agricultura ecológica, entre otros), cultivos de hongos comestibles, la etnomicología y el desarrollo rural.

En el 6 se trata la restauración de ambientes alterados mediante el empleo de especies vegetales estructurales, que dominan uno o más estratos de la vegetación, en la Comunidad Valenciana. Ensayando también técnicas donde se utilizan especies raras o amenazadas, con diferente éxito en función de los ecosistemas donde se han realizado las actividades. Desde el CIEF se ha desarrollado herramientas para la elección de especies a utilizar –‘Base estructural de un hábitat’–, y para el desarrollo de plantaciones mediante el modelo de ‘Núcleos de dispersión y reclamo’, basado en el empleo conjunto de especies facilitadoras.

El capítulo 7 se centra en un seguimiento detallado que ha permitido detectar un elevado número de especies que crecen en alveolos y macetas de cultivo, no achacables a la invasión por expansión de especies nitrófilas cercanas a las instalaciones de producción de planta (invernaderos, umbráculos, viveros). Algunas de ellas son adventicias frecuentes en cultivos de invernadero agrario o forestal (p.ej., *Cardamine flexuosa*, *Marchantia polymorpha* var. *ruderalis*) pero otras han constituido nuevas citas de ámbito valenciano, español, ibérico o europeo, publicándose en diversas revistas especializadas.

A su vez, varias de ellas muestran una fuerte capacidad invasora (p.ej. *Dactyloctenium aegyptium*, *Epilobium ciliatum*, *Cyperus* sp. pl.), y han empezado a detectarse en el medio natural en algunas zonas de España. De la revisión reiterada de los sustratos se llega a la conclusión de que el vector fundamental para la entrada de estas especies es la fibra de coco, no desinfectada y proveniente de plantas de procesamiento situadas en diversos países asiáticos.

En el capítulo 8 se ha caracterizado la biodiversidad a nivel de especies (alfa), sobre dos zonas agrícolas tradicionales (una de secano cinegético y otra de regadío no intensivo), asociadas a vegetación natural, integrantes del mosaico tradicional del paisaje mediterráneo semiárido del SE ibérico, asumiendo que la biodiversidad es un magnífico indicador de calidad ambiental.

En el capítulo 9 se analiza la mariposa Blanca de la Col (*Pieris brassicae*) de amplia distribución geográfica, capaz de producir varias generaciones por año en el SE Ibérico. En este análisis se ha evaluado en laboratorio las preferencias predatoras de las larvas frente a seis especies de crucíferas con rasgos morfológicos contrastados y frecuentes en el Sureste Ibérico. En términos generales las larvas mostraron mayor repelencia por hojas con un mayor indumento de tricomas. Estos resultados sugieren el uso potencial de esta información para la creación de setos con las especies silvestres preferentes entre cultivos ecológicos de crucíferas hortícolas, como reclamo para mantener la actividad depredadora de la mariposa alejada de la especie cultivada.

En capítulo 10 se analizan los programas de seguimiento a largo plazo como herramienta clave para la conservación de especies como la tortuga mora. En este sentido, se ha iniciado un proyecto piloto de seguimiento que integra la acción voluntaria en el diagnóstico de las poblaciones del sureste ibérico para desarrollar estrategias de conservación de la especie y de sus hábitats. En 2015 se han muestreado un total de 12 poblaciones repartidas entre Murcia y Almería, donde 90 voluntarios han participado en las tareas de seguimiento. El proyecto es además es una herramienta de concienciación sobre la necesidad de conservación de la biodiversidad de ecosistemas semiáridos del sureste ibérico

El capítulo 11 evalúa cómo los ganaderos perciben los servicios ecosistémicos proporcionados por los carroñeros. Para ello, se realizaron encuestas a los ganaderos de la comarca del Noroeste de Murcia. Nuestros resultados revelan que tienen una fina percepción de los carroñeros presentes en el área de estudio. La valoración del papel de los buitres fue muy positiva, mientras que la de los carroñeros facultativos fue neutral o negativa. Esta percepción podría tener efectos negativos sobre las estrategias de conservación de los carroñeros obligados.

En el capítulo 12 se determina la importancia de los nidos como estructuras reproductivas en una comunidad de tres especies de rapaces forestales: el aguililla calzada *Aquila pennata*, el busardo ratonero *Buteo buteo* y el azor común *Accipiter gentilis*. Se ha realizado el seguimiento de 157 plataformas forestales localizadas en un bosque mediterráneo semiárido, las Sierras de Burete, Lavia y Cambrón (Murcia, Sureste de España) entre 1998 y 2013. Se ha determinado para cada nido la especie constructora, el estado y las características, el hábitat, la ocupación y la productividad de la pareja a lo largo del periodo de estudio

El capítulo presenta un análisis realizado durante la primavera de 2015 mediante anillamiento, cómo varía la afluencia de aves a un abrevadero para ganado en el noroeste de la Región de Murcia, en función de las precipitaciones acumuladas y el déficit de presión de vapor de la atmósfera (DPV). Se encontró que existía una relación negativa entre la precipitación acumulada durante el mes previo al muestreo y el número de aves total. Asimismo se detectó que el DPV influye en la afluencia de aves provocando una disminución de capturas a valores extremos de éste. Por otro lado, se detectó que las aves frugívoras que acuden a beber agua, depositan en sus excrementos semillas de especies forestales con frutos carnosos. Se estudió de qué manera el agua dirige la dispersión de estos frutos por parte de las aves, y se encontró una lluvia de semillas muy superior en los abrevaderos frente a arbustos usados de posadero a cierta distancia del agua.

En el capítulo 14 se presentan los resultados de 6 campañas de anillamiento científico de aves durante la migración postnupcial que tiene lugar a finales de verano y otoño, realizadas desde el año 2005 en Isla Grosa. Se han capturado un total de 7.494 aves de 62 especies distintas.

El número de capturas por especie difiere considerablemente de los datos obtenidos en la migración primaveral. Durante agosto y septiembre las capturas son muy reducidas y la migración de transaharianos pasa casi desapercibida. Sin embargo, el paso migratorio de presaharianos durante octubre es notorio que pone de manifiesto la importancia de la isla para las aves que cruzan el mar.

El capítulo 15 se presenta un análisis de la distribución actual en la Región de Murcia, el crecimiento en los últimos 10 años y la importancia relativa de las colonias de cernícalo primilla *Falco naumanni*. La población, más de un 250% de la inicial, está compuesta por 97 parejas, distribuidas en 13 colonias con unos 520 km² de influencia, organizadas en 6 núcleos. 5 de esas colonias abarcan el 80% de la población, aumentando su vulnerabilidad. 8 colonias obtienen valores altos del índice de importancia colonial. Este proyecto fue financiado por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente y FEDER.

En el capítulo 16 se analiza la distribución, abundancia, tendencias y relación con la propiedad de alondra ricotí *Chersophilus duponti*. La especie se restringió a tres poblaciones, Picarcho (Cieza), con 18 territorios y tendencia regresiva, y dos en Yecla, con 1 y 2 territorios estables. Los montes públicos abarcan el 92% de la distribución en Picarcho, pero en Yecla el 100% se ubica en propiedad privada, requiriendo gestión compartida.

El capítulo 17 presenta los resultados del Proyecto Canastera que desde el año 2003, desarrolla la Asociación de Naturalistas del Sureste sobre la Canastera común *Glareola pratincola* (Linnaeus, 1766) en la Región de Murcia. Uno de los principales logros del proyecto ha sido conseguir la colaboración de los propietarios de los terrenos donde se reproduce la canastera para evitar que éstos

sean roturados durante el periodo de nidificación, ya que ésta es una de sus principales amenazas. De esta manera, gracias a la colaboración entre ANSE y los propietarios, se ha favorecido la nidificación de la especie produciéndose un aumento progresivo del número de parejas desde las 8 contabilizadas en 2004 hasta las 50 de la actualidad.

En el capítulo 18 se presenta el recuento realizado durante varios inviernos de chovas piquirrojas (*Pyrhonorax pyrrhonorax*) en seis dormideros comunales en la Región de Murcia (sureste de España). El número de chovas ha sido muy diferente entre dormideros y entre distintos años en un mismo dormidero. La importancia de las variaciones ha diferido según se haya considerado la variación, absoluta o relativa, entre dos inviernos consecutivos o entre el primero y el último de la serie. Entre los dos inviernos consecutivos en que pudieron censarse los seis dormideros, el número total de chovas disminuyó. Los cambios observados permiten plantear varias hipótesis sobre sus causas.

En el capítulo 19 se presentan los primeros datos de filopatría y concentraciones premigratorias del chotacabras cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis* Temminck, 1820) es una especie de plumaje críptico y hábitos crepusculares, distribuida ampliamente en la Península Ibérica y el noroeste de África. En el sureste ibérico, y desde 2010, el Grupo de Anillamiento de ANSE realiza un seguimiento de la especie a través de su anillamiento en diferentes localidades de Murcia y Alicante. Hasta la fecha, los resultados obtenidos muestran los primeros registros de filopatría hacia las zonas de reproducción en el área de estudio. Además, se ha documentado por primera vez una concentración extraordinaria de ejemplares con fines presumiblemente tróficos. La información recabada resulta de gran interés para ampliar el conocimiento sobre una de las especies menos estudiadas en el continente europeo.

En el capítulo 20 se analizan las variaciones estacionales de la abundancia del Ceta Ruiseñor en cuatro humedales de la Región de Murcia a partir de datos de anillamiento. La especie se reproduce solo en las localidades con ambientes más heterogéneos. Los carrizales puros funcionan básicamente como hábitat de invernada. Una parte de las aves capturadas proceden de otras regiones.

El capítulo 21 hace una evaluación de la densidad relativa de zorro (*Vulpes vulpes*) y su dieta en tres áreas de Murcia con diferentes comunidades de carroñeros y ungulados silvestres. Para conocer la densidad, se realizó un recuento de excrementos a lo largo de 19 transectos. La dieta se estimó analizando los contenidos de los excrementos recolectados en los transectos. No se encontraron diferencias significativas en la abundancia de zorro entre las áreas estudiadas, mientras que sí hubo diferencias en la dieta. Por ejemplo, los zorros consumieron más carroña en Sierra Espuña, un área con elevada densidad de ungulados y con escasa presencia de buitres.

En el capítulo 22 se estudia el comportamiento del arruí (*Ammotragus lervia*), para lo que se han marcado 9 ejemplares con collares GPS en el Parque Regional de Sierra Espuña. Los arruís explotaron áreas de campeo con tamaño medio de 8,6 km² (3,2 – 28,1 km²) mientras que el núcleo de uso se redujo a 1,6 km² (0,5– 5,3 km²). Las áreas de campeo se concentraron en hábitats de pinar denso y de matorral en transición (76 %) y matorral esclerófilo y zonas de escasa vegetación (22 %). Las áreas de campeo se circunscribieron a hábitats naturales en el interior del Parque Regional evitando el uso de cultivos.

En el capítulo 23 se analiza la percepción social de los conflictos y servicios ecosistémicos del Arruí (*Ammotragus lervia*) en el Parque Natural de Sierra Espuña en Murcia, en base a entrevistas a los principales actores relacionados con la especie. Los resultados muestran como conflictos principales los daños agrícolas y a la vegetación, así como la competencia con *Capra pyrenaica*. El principal servicio que proporciona es el derivado de la actividad cinegética. Las posturas adoptadas por los diferentes agentes son enormemente dispares: desde la erradicación por ser especie introducida, hasta la promoción de sus poblaciones. También se evidencia que la mayor parte de los conflictos podrían resolverse con una gestión adecuada. Se recomienda la elaboración de un plan de gestión que tenga en cuenta las consideraciones sociales de las partes implicadas.

Bloque II: Biodiversidad y procesos ecológicos en el medio acuático

En el capítulo 24, se hace una estimación del impacto producido sobre organismos sésiles como consecuencia del incremento de actividades acuáticas en la Reserva Marina de Interés Pesquero (RMIP) de Tabarca. Aunque el daño generado de forma puntual por un buceador no es grave, el efecto acumulativo de la actividad a lo largo plazo puede provocar alteraciones severas. Las gorgonias son organismos suspensivos con un papel significativo en los procesos de transferencia de energía entre las comunidades planctónicas y bentónicas. En las zonas más frecuentadas, la mortalidad de las gorgonias puede verse triplicada por los daños y arrancamientos producidos.

En el capítulo 25 se realiza un análisis de la situación del *Phylum Mollusca* en la Región de Murcia (Sureste de España), orientado fundamentalmente a poner al día la composición de especies y su estado de amenaza, en especial con referencia a la situación del grupo en las comunidades autónomas limítrofes (Andalucía, Valencia y Castilla-La Mancha). Para ello, además de revisar la bibliografía disponible, se han realizado prospecciones de campo y se ha contado con la colaboración de varios expertos en el grupo, de los que se ha conseguido recopilar abundante información no publicada.

En el capítulo 26 se analiza la presencia de delfín común (*Delphinus delphis*) en el Golfo de Vera, dónde en las últimas décadas, y a pesar de la disminución evidente de su población en el Mediterráneo que le ha llevado a ser considerada como en peligro desde el 2003 en la lista roja de la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), se puede encontrar todo el año.

En el presente trabajo se analizan los datos de avistamientos de esta especie en el periodo 2004-2014, a partir de 1050 salidas en el área de estudio. De los 130 avistamientos de delfín común, el 54,61% coincidía con grupos mixtos de esta especie junto a delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el 40,77% eran grupos monoespecíficos, y en menor medida avistamientos mixtos con otras especies de cetáceos, túnidos y carángidos..

El capítulo 27 presenta un sistema de seguimiento en salinas como indicadores ambientales. El objetivo del trabajo es presentar el sistema de indicadores desarrollado para las salinas del entorno del Mar Menor. Este programa de seguimiento permite monitorizar y evaluar cambios en los ecosistemas litorales salineros de la Región de Murcia e incluye tres componentes faunísticos: invertebrados acuáticos, fartet y aves acuáticas. Mediante su aplicación se obtienen valoraciones numéricas relacionadas con el estado de conservación a diferente escala espacial y temporal, facilitando la detección de cambios y la formulación de propuestas de gestión y conservación.

El 28, analiza las aves acuáticas como indicadores para la gestión de sistemas mareales, tomando como ejemplo las Encañizadas del Mar Menor (SE España) Para determinar las relaciones entre las aves acuáticas invernantes y las características de sus hábitats, se muestrea su distribución en sectores ambientales predefinidos, y se agrupan en gremios mediante análisis de clasificación y ordenación. Las relaciones gremio-hábitat fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados, observando relaciones significativas con variables biofísicas (tipo de biocenosis y superficie de aguas someras o inundación temporal), lo que se atribuye a las características ecomorfológicas de las especies. Se concluye la necesidad de integrar este tipo de estudios en la elaboración de planes de uso y gestión y proyectos dirigidos a conservar la biodiversidad

En el capítulo 29 se presenta la evolución temporal de la población de fartet (*Aphanius Iberus*) en las Salinas del Rasall (Calblanque, Murcia) desde su reintroducción en 2008 y se evalúan fortalezas y debilidades en su gestión. La abundancia y el área de ocupación de la especie en dichas salinas estuvieron relacionadas con la dinámica de inundación de las mismas. Las dificultades observadas en el aporte hídrico derivaron en procesos de estrés ambiental con declives importantes de la población. La implantación de acuerdos de custodia y la recuperación de la actividad productiva podría ser una solución de futuro.

El capítulo 30 presenta el inventario actualizado de peces exóticos invasores de la Cuenca del río Segura, establecemos una *Lista negra* de especies potenciales y analizamos, a través de revisión bibliográfica, los impactos ecológicos de estas introducciones. Las 14 especies inventariadas muestran impactos múltiples y sinérgicos. El éxito invasor está relacionado con las características de la cuenca (alta invasibilidad y elevada regulación hidrológica), pero también con la colonización constante a través del trasvase Tajo-Segura y con las introducciones relacionadas con la pesca deportiva. El efecto de la mayoría de peces exóticos apenas ha sido estudiado y, probablemente, su impacto es superior al descrito. Así, resulta prioritaria una gestión preventiva y constante ante el escenario actual de dominio de estas EEI.

En el capítulo 31 se presenta un estudio de evolución de las poblaciones de aves acuáticas en espacios protegidos del Mar Menor y sus humedales asociados. Tras la recopilación y análisis de los censos de aves ligadas a ecosistemas acuáticos realizados en el Mar Menor y sus humedales asociados, invernantes durante el periodo 2000-2014 y nidificantes en 2000-2013, se observan alteraciones en el cumplimiento de los criterios de ciertas especies. Del mismo modo, se han detectado variaciones en la diversidad de las poblaciones, existiendo diferencias entre áreas protegidas. Ante la actual degradación que evidencian los resultados obtenidos, se concluye la necesidad de plantear una gestión más activa e integrada del entorno del Mar Menor.

El capítulo 32 se centra en un estudio de las comunidades de aves del río Segura en zonas con diferente grado de presencia de cañaveral, en el marco del proyecto LIFE + Segura Riverlink, en base a diversas campañas de anillamiento de aves en 5 zonas del río con distinto nivel de degradación por presencia de la caña (*Arundo donax*), una especie invasora. El resultado muestra que las comunidades de aves en las zonas menos degradadas que aún conservan algo de vegetación de ribera son más ricas y diversas que las de localidades donde predomina el cañaveral. Se puede concluir que las zonas de cañaveral provocan un empobrecimiento de la comunidad de aves asociada al río.

En el capítulo 33 se estudia la situación del orden *Odonata* en la Región de Murcia. Este estudio se ha planteado como una revisión del trabajo previamente realizado en los años 50 del pasado siglo (Andreu Rubio, 1953). La metodología ha consistido en la recopilación de citas procedentes de distintas fuentes en una base de datos. Una vez recolectados todos los datos se hace una comparativa para evaluar los cambios acaecidos en la comunidad de odonatos. El resultado indica que algunas especies parecen haber desaparecido de la Región, mientras que se han incorporado nuevas especies a la fauna regional. La mayor parte de estas nuevas especies son de origen africano y/o oriental, y la ampliación del área de distribución puede estar relacionada con el proceso de cambio climático actual.

Por último, en el capítulo 34 se expone el desarrollo y aplicación del concepto de “infraestructura verde” como solución para conectar una serie de espacios naturales y reducir el riesgo de fragmentación de hábitats. Con ello se mejora la salud de los ecosistemas, su resiliencia y se incrementa su biodiversidad. Se pone como ejemplo el proyecto SEGURA RIVERLINK (LIFE12 ENV/1140), cuyo objetivo es recuperar la conectividad fluvial en un tramo del Río Segura comprendido entre los azudes de Cañaverosa (T.M. Calasparra) y Soto Damian (T.M. Abarán), aplicando de forma novedosa en la cuenca el concepto de "infraestructura verde". Para ello, las actuaciones previstas son la demolición de un azud en el tramo final del Río Moratalla (ya realizada), la construcción de ocho pasos para peces en azudes (en ejecución) y la sustitución de cañaverales por bosque de ribera autóctono (en ejecución). La idoneidad de las actuaciones está siendo evaluada a través del seguimiento del uso de las escalas de peces, de las comunidades faunísticas (peces, aves, odonatos, nutria, galápagos), del éxito de las restauraciones y de la evolución del estado ecológico de las aguas.

BLOQUE 1. BIODIVERSIDAD TERRESTRE

Capítulo 1

Sobrepastoreo y microhábitat en *Tetraclinis articulata* (Vahl) Masters: efecto en variables dendrométricas y demográficas

Pablo F. Montoya-Bernabéu^{1*} y Miguel Ángel Esteve Selma^{1**}

¹Grupo de investigación de Ecosistemas Mediterráneos (ECOMED). Departamento de Ecología e Hidrología.

Facultad de Biología. Universidad de Murcia.

*pmb10702@um.es; **maestev@um.es

RESUMEN

Tetraclinis articulata es una especie norteafricana que alcanza el SE ibérico, con estatus de protección en Murcia, España y Europa. Se estudia una subpoblación sometida a sobrepastoreo, midiendo variables dendrométricas y reproductivas, intensidad de pastoreo y variables topográficas y microambientales. Los análisis demuestran daños a nivel individual y poblacional, así como la eficacia de elementos del microhábitat para proteger a los juveniles. Medidas de gestión orientadas al control del pastoreo y al favorecimiento de la vegetación protectora podrían ser de interés de cara su conservación.

ABSTRACT

Tetraclinis articulata is a North African species that is found in southeastern Spain, under protection status in Murcia, Spain and Europe. A subpopulation submitted to overgrazing is studied, measuring dendrometric and reproductive variables, the grazing intensity and topographic and microenvironmental variables. The analyses prove overgrazing is harmful at individual and population levels and highlight the efficiency of microhabitat elements in the protection of juveniles. Managing measures aimed to control cattle grazing and favouring protective vegetation could be interesting to its conservation.

1. INTRODUCCIÓN

Tetraclinis articulata (Vahl) Masters, conocido localmente como sabina mora o ciprés de Cartagena, es un árbol de la familia de las Cupresáceas que puede alcanzar los 6-12 m de altura. Su porte es cónico-piramidal, aunque bajo perturbación presenta aspecto arbustivo, con rebrotes de raíz originados a partir del lignotúber, que le confiere gran capacidad de recuperación. Sus estróbilos producen semillas bialadas, con dispersión anemócora no muy distante del pie parental (5-10 (40) m) (Amaral, 1997; Esteve y Miñano, 2010).

Su distribución es fundamentalmente norteafricana, encontrándose en la sierra de Cartagena-La Unión las únicas poblaciones silvestres de la Europa continental. Su carácter relictual en esta zona confiere a sus poblaciones un alto interés de conservación, habiendo sido incluidas como hábitat

prioritario en la Directiva Hábitats. Asimismo está catalogada como vulnerable en la Región de Murcia, en régimen de protección especial a nivel nacional, y recogida en las listas y libros rojos regionales y nacionales. Se encuentra sometida a algunas perturbaciones que ponen en riesgo su viabilidad localmente, siendo las más graves los incendios y el sobrepastoreo (Esteve, 2009).

El pastoreo es una actividad con gran importancia socioeconómica y cultural íntimamente ligada a la vegetación natural. Cuando su intensidad sobrepasa la capacidad de carga de la vegetación, ésta no se regenera al ritmo suficiente para mantener las poblaciones. Se han descrito otras alteraciones como la modificación en la composición de nutrientes, compactación del suelo, reducción de la diversidad de especies y simplificación de la estructura de hábitats (Arévalo, 2007; Bouahim *et al.*, 2010; Fernández-Lugo, 2009). En el caso de *T. articulata* se han encontrado tasas de crecimiento poblacional regresivas en El Sabinar (Cartagena) (Esteve y Miñano, 2010).

Es conocido también el efecto protector que especies poco palatables pueden tener sobre otras preferidas por el ganado (Zamora *et al.*, 2004), especialmente en ecosistemas semiáridos, aunque no existen referencias al respecto con *T. articulata*. Estos estudios han encontrado en los últimos años una aplicación práctica de gran potencial en restauración ecológica, aprovechando los matorrales poco palatables que mantienen las plántulas fuera del alcance del ganado.

El presente trabajo, enmarcado en el proyecto de conservación de la especie LIFE-Tetraclinis-Europa, constituye parte de los estudios orientados a la gestión y mantenimiento de las poblaciones silvestres murcianas. En dicho proyecto se tiene previsto el cercado de la zona al objeto de excluir el pastoreo. El presente estudio permitirá comparar la evolución de la población de *T. articulata* tras eliminar la presión ganadera.

2. ÁREA DE ESTUDIO

La subpoblación de *T. articulata* objeto de estudio forma un bosque muy abierto en el paraje conocido como El Sabinar, que comprende dos cabezos (cabezo E y cabezo W), cada uno de los cuales con laderas orientadas al Este y al Oeste. Estas cuatro laderas conforman las subzonas A1, A2, A3 y A4 (Guerra *et al.*, 1990), numeradas de Este a Oeste, con un total de 50 ha. El sabinar termófilo (hábitat 9570*) se encuentra acompañado principalmente por hábitats de interés comunitario cornical (5220*), matorral termomediterráneo (5330), pastizal (6220*) y casmófitos (8210). Hacia el Este de la zona de estudio se extienden grandes zonas agrarias, observándose un ecotono entre éstas y los hábitats naturales. Entre los dos cabezos se sitúa un aprisco que sirve de refugio a un rebaño de ovino y caprino. Aunque el área de estudio se encuentra bajo la protección del LIC Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor (ES6200006) y de la figura de Paisaje Protegido del mismo nombre, no se han desarrollado planes de gestión para la zona, por lo que no se controla el pastoreo.

3. DISEÑO METODOLÓGICO Y ANÁLISIS DE DATOS

Todos los ejemplares de la zona de estudio fueron localizados en febrero de 2014 mediante GPS, gracias a datos de trabajos previos en esta misma población (Esteve y Miñano, 2010), georreferenciando los nacidos con posterioridad a dichos estudios. Como variables dendrométricas se midieron altura, diámetro del tronco principal a 20 cm del suelo y nº de troncos. La presión de pastoreo sufrida por cada individuo se cuantificó mediante un índice de ramoneo (Ir) con valores de 0 a 4 según porcentaje de biomasa afectada, teniendo en cuenta los 1.5 metros basales (accesibles por el ganado). El tipo de microhábitat se codificó mediante los valores: 0 = sin elementos protectores, 1 = protegidos entre grietas o bajo rocas, 2 = protegidos por plantas nodriza y 3 = localizados en posiciones inaccesibles. Posteriormente se elaboró un índice de daño forestal (Idf) que reflejara el daño sufrido por el individuo, haciéndolo proporcional a las dimensiones (altura) de individuo susceptible de ramoneo: $Idf = Ir (altura \text{ ramoneada} / altura \text{ total})$.

A partir de estos índices se evaluaron las variables que condicionan la presión del pastoreo, utilizando el valor de pastoreo como variable dependiente. Para ello se aplicaron pruebas de Kruskal-Wallis y de suma de rangos de Wilcoxon por pares como test *post-hoc*, análisis de regresión lineal, y test de chi-cuadrado, en función de la naturaleza de las variables. Para estudiar el efecto del pastoreo sobre las variables dendrométricas se compararon las medidas de todos los individuos previamente registrados en el censo de 2009, calculando el crecimiento en altura, diámetro del tronco principal y nº de troncos. Con los datos de los 193 ejemplares de los que se tenían datos suficientes se analizó la relación entre crecimiento, factores geográficos y efecto de la herbivoría mediante los test comentados. Finalmente se estudió el reclutamiento calculando la tasa anual de crecimiento poblacional (λ), a partir del modelo denso-independiente ($N_t = N_0 e^{rt}$; $\lambda = e^r$). Los análisis se realizaron mediante el software estadístico R (R Core Team, 2014).

4. EVALUACIÓN DE LAS VARIABLES QUE AFECTAN A LA INTENSIDAD DE PASTOREO

Los análisis aplicados utilizando los índices de ramoneo y de daño forestal como variables dependientes apuntan a una desigual distribución de la intensidad de ramoneo y su impacto en *T. articulata*. La presión es significativamente menor ($p < 0,001$) en la zona A4, mientras que no muestra diferencias significativas entre las otras tres zonas. No obstante, en las zonas A3 y A2 la tendencia es también a una menor presión que en la A1. Estos resultados se encuentran en consonancia con los del análisis de regresión lineal que relaciona valores más bajos de la coordenada X (Oeste) con menores valores del índice de ramoneo ($p < 0,001$, $R^2_{aj} = 0,095$). Este hecho podría estar relacionado con los movimientos del ganado hacia las zonas agrarias al Este, en las que se alimentan de rastrojos de cosechas. Por otro lado la zona A1 presenta la mayor densidad de ejemplares de porte arbóreo, que proporcionan un área de sombra para el pastor y el ganado, aumentando el tiempo de permanencia.

Estos hábitos del ganado han sido ampliamente documentados y frecuentemente son objeto de gestión (FAO; Hoz Rodríguez *et al.*, 2004).

Aunque el gradiente de altitud es corto (apenas 100 m de desnivel), se observa una menor presión hacia las crestas de los cabezos ($p < 0,001$, $R^2_{aj} = 0,092$). Este hecho puede estar relacionado con el costo de captura de alimento que supone para el animal alcanzar las zonas más altas. Otros autores (González, 1998), relacionan este costo con el factor pendiente, de forma que a mayor pendiente disminuye la aprovechabilidad del forraje. Estos autores establecen índices de forraje aprovechable en función de la pendiente, de gran utilidad para aplicar medidas de ordenación (Esteve *et al.*, 2015). La relación observada entre altitud y herbivoría podría estar reflejando este efecto de la pendiente, que aumenta hacia las crestas, más rocosas y erosionadas, y se suaviza hacia las faldas.

La última de las variables estudiadas que explica la distribución de la intensidad de pastoreo, el tipo de microhábitat, muestra la importancia de elementos físicos y bióticos para proteger a los ejemplares de *T. articulata* de la presión de herbivoría. Ambos índices son menores en los individuos que se encuentran bajo alguno de los tres microhábitats protectores que en ausencia de éstos ($p < 0,001$). Además los ejemplares situados en posiciones inaccesibles se encuentran significativamente menos ramoneados que los de los microhábitats 1 y 2 ($p < 0,01$); de cara a la continuidad de la población podrían jugar un papel importante, puesto que pueden alcanzar la madurez sexual sin problemas y convertirse en reproductores que sustituyan a los actuales.

El índice de daño forestal revela una mayor eficacia del microhábitat 2 que del tipo 1 para evitar el ramoneo, puesto que restringen más el acceso de los animales. En este sentido, Zamora *et al.* (2004) destacan el importante papel que juega el estrato arbustivo en la protección de ejemplares juveniles frente al ramoneo y pisoteo, que pueden pasar desapercibidos o quedar inaccesibles. Son especialmente eficaces especies poco palatables, como *Rhamnus lycioides* o *Stipa tenacissima*. Este proceso de “defensa por asociación” mediado por plantas nodriza pone de manifiesto la importancia del sotobosque heterogéneo y diverso en la regeneración poblacional de *T. articulata*. Los resultados respaldan la necesidad de favorecer rodales de vegetación arbustiva en el entorno de esta especie en zonas pastoreadas de cara a su conservación a largo plazo.

5. INFLUENCIA DE LA PRESIÓN DE PASTOREO EN LAS VARIABLES DENDROMÉTRICAS

La variación del crecimiento individual se aprecia al comparar las medias calculadas en El Sabinar (0,3 cm/año en diámetro y 6 cm/año en altura) con las obtenidas por Esteve y Miñano (2010) para una población de referencia no sometida a perturbaciones (0,5 cm/año en diámetro y 10 cm/año en altura), - 40% en ambas variables.

La media de crecimiento anual difiere mucho entre unas zonas y otras, puesto que en las zonas A1, A2 y A3 se sitúa entre los 0,26 y 0,31 cm/año en diámetro, mientras que en la zona A4 alcanza los 0,64 cm/año, siendo estadísticamente significativa la diferencia (A1: $p < 0,001$; A2: $p < 0,05$; A3: $p <$

0,01). También existe una relación significativa y directa entre el crecimiento y la posición UTM X y altitud ($p < 0,05$), mostrando un patrón geográfico de crecimiento inverso al de presión de pastoreo.

Aunque los datos anteriores ya indican que las áreas más afectadas por la herbivoría coinciden con las áreas de menor crecimiento de *T. articulata*, la relación inversa encontrada entre crecimiento individual e índice de daño forestal se convierte en la mejor prueba del impacto causado por el sobrepastoreo. El análisis de regresión lineal muestra una relación muy significativa ($p < 0,001$) entre índice de daño forestal e incremento en diámetro ($b_0 = 2,82054$; $b_1 = -0,65547$; $R^2_{aj} = 0,204$). Este modelo predice, para el valor 0 del índice, un crecimiento de 2,82 cm en 5 años (0,56 cm/año), valor cercano al obtenido por Esteve y Miñano (2010) para una población sin perturbación (0,5 cm/año). Con valores de daño forestal máximos, el crecimiento en diámetro se reduce a 0,20 cm/año.

El modelo que relaciona el crecimiento en altura con el daño forestal ($b_0 = 0,62713$; $b_1 = -0,16653$; $R^2_{aj} = 0,28$; $p < 0,001$) proporciona información adicional: la ordenada en el origen es ligeramente superior a la calculada por Esteve y Miñano (2010) (12,4 cm/año frente a 10 cm/año), mientras con daño forestal máximo el crecimiento se anula (-0,6 cm/año). Debe tenerse en cuenta que sólo ejemplares menores de 1,5 m de altura pueden presentar valores de daño próximos a 4. Éstos, debido al ramoneo constante de los meristemos apicales, quedan colapsados por la presión de pastoreo, dando formas irregulares, con un crecimiento en diámetro muy bajo y un crecimiento en altura nulo. El microhábitat explica que a pesar de la gran presión de pastoreo, algunas plantas consiguen superar las primeras fases situándose fuera del alcance de los animales, lo cual no les asegura el paso a clases de tamaño superiores (Zamora *et al.*, 2004).

6. INFLUENCIA DE LA PRESIÓN DE PASTOREO EN EL RECLUTAMIENTO

Comparando el número de ejemplares censados en 2014 con los censados en 2009 se puede obtener una aproximación al reclutamiento de nuevos individuos en el periodo de 5 años, a fin de obtener tasas de crecimiento poblacional para cada zona (Tabla 1).

El impacto negativo de la herbivoría sobre el reclutamiento de especies leñosas ha sido ampliamente documentado (Relva y Veblen, 1998; Culmsee, 2005). Para la subpoblación de *T. articulata* de El Sabinar, Esteve y Miñano (2010) obtuvieron dinámicas poblacionales regresivas para las décadas de 1990-2010 ($r = -0,014$). La tasa actual asciende a 0,13, semejante a la calculada en las mejores condiciones en la localidad óptima de Peña del Águila. Las tasas observadas por zonas de El Sabinar indican la existencia de un gradiente de presión de herbivoría sobre las plántulas desde el aprisco hacia el exterior, con tasas de crecimiento poblacional mínimas en las zonas A2 y A3. Destaca la explosión demográfica ocurrida en la zona A4, cuya tasa se asemeja a las máximas calculadas en la Región para *T. articulata*. Episodios de reclutamiento intenso como éste no se deben a factores climáticos ya que no se observan en amplias extensiones. Según Esteve y Miñano (2010), corresponden a ventanas temporales en lugares concretos que se desencadenan tras la eliminación de una perturbación que reducía el reclutamiento, como las tasas observadas tras el incendio de un pinar

que facilitó una mayor iluminación en determinadas manchas reproductivas en Peña del Águila ($r = 0,27$) y tras el debilitamiento de la competencia con pino en El Madroñal ($r = 0,30$).

Zona	Censo 2014	Censo 2009	Reclutados	% Reclutados	r	λ
A1	207	119	88	42,5	0,11	1,116
A2	26	22	4	15,4	0,03	1,03
A3	70	53	17	24,3	0,05	1,051
A4	107	18	89	83,2	0,35	1,419
Total	410	212	198	48,3	0,13	1,138

Tabla 1. Número de ejemplares censados en 2009 y 2014, reclutamiento y tasa intrínseca de crecimiento poblacional en las cuatro zonas de El Sabinar.

A pesar de la gran presión de pastoreo que sufre la zona A1, el reclutamiento es considerablemente alto. Debe tenerse en cuenta que esta zona presenta la mayor densidad de ejemplares de porte arbóreo, con lo que la producción total de semillas es muy superior al resto de zonas. Aunque el diseño del trabajo de campo no permite estudiar adecuadamente el efecto del microhábitat sobre la germinación, observaciones de campo dejan intuir la relevancia que puede tener este factor para el reclutamiento bajo sobrepastoreo, encontrándose pequeñas porciones del espacio fuera del alcance del ganado con altas densidades de plántulas poco dañadas.

7. BIBLIOGRAFÍA

- AMARAL, J.M.A.P. (1997): “*Tetraclinis articulata*”, en Castroviejo, S., Aedo, C., Laínz, M., Muñoz Garmendia, F., Nieto Feliner, G., Paiva, J. y Benedí, C. (eds.): *Flora iberica* 8: 149-152. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- ARÉVALO, J.R., CHINEA, E. Y BARQUÍN, E. (2007): “Pasture management under goat grazing on Canary Islands”. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118:291-296.
- BOUAHIM, S., RHAZI, L., AMAMI, B., SAHIB, N., RHAZI, M., WATERKEYN, A., ZOUAHRI, A., MESLEARD, F., MULLER, S.D., GRILLAS, P. (2010): “Impact of grazing on the species richness of plant communities in Mediterranean temporary pools (western Morocco)”. *Comptes Rendus Biologies*. 333: 670-679.
- CULMSEE, H. (2005): “Vegetational and pastoral use in Morocco”, en Aït Hamza, M. y Popp, H.: *Pour une nouvelle perception des fonctions des montagnes du Maroc. Actes du 7ème colloque maroco-allemand Rabat*, pp. 67-80.
- ESTEVE, M.A. (2009): “9570 Bosques de *Tetraclinis articulata* (*)”, en VV.AA.: *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino.
- ESTEVE, M.A. Y MIÑANO, J. (2010): “Plan de Conservación de *Tetraclinis articulata* en la Región de Murcia”. Dirección General Patrimonio Natural y Biodiversidad. CARM.
- ESTEVE, M.A., MONTOYA, P., MIÑANO, J. Y BAÑOS, I. (2015): “Establecimiento de la capacidad de carga ganadera en el E. N. La Muela, Cabo Tiñoso y Roldán”. Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Agricultura y Agua. CARM.

- FAO: “Principios de ordenación del pastoreo en los montes”. Departamento de Montes. < <http://www.fao.org/docrep/x5371s/x5371s04.htm>>. [consulta: 12/06/2015].
- FERNÁNDEZ-LUGO, S., DE NASCIMENTO, L., MELLADO, M., BERMEJO, L.A. Y ARÉVALO, J.R. (2009): “Vegetation change and chemical soil composition after 4 years of goat grazing exclusion in a Canary Islands pasture”. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 132: 276–282.
- GONZÁLEZ, L. (1998): “Determinación de la productividad primaria, secundaria y condición de sitios de la terraza marina en la provincia secoestival nubosa, predio Mapullay, Bucalemu”. Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile.
- GUERRA, J., ALCARAZ, F., CARRIÓN, J., EGEA, J., HERNÁNDEZ, J., MARTÍNEZ, J. Y SÁNCHEZ, P. (1990): “Densidad, Estructura Poblacional y Áreas Potenciales para la Expansión de la Sabina Mora en el Litoral de la Región de Murcia”. ARMAN. Inédito.
- HOZ RODRÍGUEZ, F.M., OLIET PALÁ, J.A., ABELLANAS OAR, B., CUADROS TAVIRA, S., FERNÁNDEZ, P. Y ZAMORA DÍAZ, R. (2004): “Manual de Ordenación de Montes de Andalucía”. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía, pp. 356.
- R CORE TEAM (2014): “R: A language and environment for statistical computing”. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. < <http://www.R-project.org/>>.
- RELVA, M.A. Y VEBLEN, T.T. (1998): “Impacts of introduced large herbivores on *Austrocedrus chilensis* forests in northern Patagonia, Argentina”. *Forest Ecology and Management* 108: 27–40.
- ZAMORA, R., GARCÍA-FAYOS, P. Y GÓMEZ-APARICIO, L. (2004): “Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica” en Valladares, F.: *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, EGRAF, S. A., Madrid.

Capítulo 2

Propuesta de modificación del listado y manual de interpretación de hábitats de la Directiva Hábitat para mejorar la protección de las especies europeas de *Phoenix* con especial referencia a protección de las poblaciones de la Europa continental

Diego Rivera¹, Concepción Obón², Francisco Alcaraz¹, Encarna Carreño^{1,2}, Segundo Ríos³, Emilio Laguna⁴, Jorge Sánchez Balibrea⁵, Pedro Sosa⁶

¹Universidad de Murcia. drivera@um.es, falcaraz@um.es, ecarreño@um.es, ²Universidad Miguel Hernández, cbon@umh.es, ³Universidad de Alicante. srios@ua.es, ⁴Generalitat Valenciana. Laguna_emi@gva.es, ⁵ANSE Murcia. araar@asociacionanse.org, ⁶Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. psosa@dbio.ulpgc.es

RESUMEN

Analizamos la situación de las palmeras del género *Phoenix* cultivadas, asilvestradas y silvestres de la Europa continental y planteamos cinco hipótesis sobre su origen que son discriminantes de cara a adoptar una u otra estrategia de cara a su protección. Entre las hipótesis analizadas figura la de considerar a las palmeras de *Phoenix* como una especie invasora de introducción reciente, hipótesis que se rechaza por ser contraria a toda la evidencia disponible. Se propone la protección de *Phoenix dactylifera* y especies relacionadas en sus hábitats naturales o seminaturales considerando la existencia de un sustrato autóctono y de sucesivas introducciones antiguas desde el Norte de África atendiendo a la evidencia genética y morfológica que postula la existencia de un Grupo Occidental. Subrayamos el grave peligro que ha supuesto y supone para la conservación de este grupo la introducción masiva de material exótico de *Phoenix dactylifera* procedente de Egipto y de otros lugares.

SUMMARY

We analyze the situation of cultivated, feral and wild palm trees of genus *Phoenix*, in continental Europe and contrast five hypotheses about their origin that are crucial to adopt one or another strategy for their protection. Among the hypotheses tested was considering the *Phoenix* palm trees as an invasive species recently introduced hypothesis which is rejected as contrary to all available evidence. *Phoenix dactylifera* and related species deserve protection in their natural or semi-natural habitats considering the existence of a native substrate and successive old introductions from North Africa and the genetic and morphological evidence that postulates the existence of a Western Group. We underline the serious danger the massive introduction of *Phoenix dactylifera* exotic material from Egypt and elsewhere has meant and means for the conservation of this group.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la Directiva Hábitat solo contempla dentro de su listado de especies y hábitats cuya conservación es relevante en el ámbito europeo y con respecto al género *Phoenix* los palmerales de la especie *P. theophrasti* Greuter, de la isla de Creta (Grecia) (CEE, 1992) y los palmerales canarios de *Phoenix canariensis* H.Wildpret.

2. OBJETIVO

Analizar el estado del conocimiento (en base a datos morfológicos, biogeográficos y moleculares) sobre el origen y diversidad de las especies de *Phoenix* descritas o conocidas en el ámbito europeo, tales como *Phoenix iberica* D. Rivera y cols. *P. excelsior* Cav., *P. canariensis* H. Wildpret y *P. dactylifera* L. En función de los resultados proponer la modificación de esta Directiva para abordar la conservación de los palmerales que en la actualidad no están cubiertos por la misma.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha procedido al estudio de las investigaciones recientes sobre origen y diversidad del género *Phoenix* y de los trabajos realizados en la Universidad de Murcia y U. Miguel Hernández de Elche por Encarna Carreño dentro de su tesis de doctorado (en fase de redacción).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el caso de *Phoenix dactylifera* y especies relacionadas existe una gran diversidad en cuanto a los marcadores ligados al ADN nuclear, en concreto los microsatélites (SSR) incluso dentro de poblaciones como las de Elche y Orihuela, este elevado polimorfismo dificulta mucho el alcanzar conclusiones sobre el origen de esa diversidad por lo que se recurre a marcadores ligados al ADN de cloroplastos y mitocondrias que presenta menores niveles de polimorfismo. Esta alta diversidad es común en especies polinizadas por el viento, permite mantener alta diversidad fenotípica y mayor supervivencia individual frente a cambios en el ambiente. Dos haplotipos (242 y 254 pb), correspondientes, respectivamente a tres y cuatro repeticiones del minisatélite 12 pb, fueron identificados por Zehdi *et al.* (2015) en las accesiones de datileras estudiadas, procedentes del Norte de África y Asia Occidental y Central lo que corresponde a los dos clorotipos previamente identificados por Pintaud *et al.* (2013).

El clorotipo Oriental (254 pb) aparece con una frecuencia muy alta en las palmeras orientales. Un total de 139 individuos de 144 presentaron este clorotipo y sólo cinco muestras presentan el clorotipo Occidental. Las palmeras datileras africanas presentan los dos clorotipos; sin embargo, el haplotipo 242 pb (clorotipo Occidental) es ligeramente más abundante, (80 muestras de 151), con un máximo para el grupo en Túnez. Es importante tener en cuenta que sólo el clorotipo Occidental se encontró en Muestras tunecinas recogidas en las islas de Kerkennah y Djerba, procedentes de poblaciones espontáneas (Zehdi *et al.*, 2015). Es relevante subrayar que el haplotipo Oriental es

mayoritario en las palmeras de Mauritania en proporciones similares a las de Iraq por lo que aparentemente el centro de diversidad y de origen se encontraría en las poblaciones donde se encuentre una proporción uniforme de ambos clorotipos, que en este caso sería Egipto o una zona intermedia entre Egipto y Mauritania, situada en lo que ahora es el Desierto del Sahara. Conviene mencionar la existencia de cursos fluviales hace unos 100 000 años a lo largo del Sahara (Coulthard *et al.*, 2013; Sconieczny *et al.*, 2015) que son los hábitats primarios de *Phoenix dactylifera* y especies relacionadas.

Los análisis de la estructura genética de las poblaciones de la palmera datilera, utilizando diversos enfoques de agrupación, son claramente compatibles con una estructura geográfica en dos grupos. El primero de ellos, denominado Grupo Oriental, se compone de las accesiones datileras de Djibouti, Omán, Irak, Emiratos Árabes Unidos y de Pakistán (así como una parte de las muestras africana), y el segundo, llamado grupo Occidental, se compone de las accesiones restantes de África, incluyendo Mauritania, Marruecos, Argelia, Túnez y Egipto (Pintaud *et al.*, 2013; Rivera *et al.*, 2014; Terral, *et al.*, 2012; Zehdi *et al.*, 2015). Cabe indicar que las muestras españolas analizadas por Encarna Carreño tanto de poblaciones cultivadas como asilvestradas o silvestres corresponden mayoritariamente al Grupo Occidental. De un total de 172 muestras analizadas, 10 presentan el clorotipo oriental; se trata mayoritariamente de ejemplares hallados en la costa almeriense, asociadas a desarrollos urbanísticos recientes (Dana *et al.*, 2010) y algunos pies en la cuenca del Segura, procedentes de plantaciones del siglo XIX (Muñoz Palao, 1929).

La fuerte estructura geográfica entre el Grupo Oriental y Occidental llevan a Zehdi *et al.* (2015) a sugerir la hipótesis de la existencia de dos orígenes de cultivo, uno en el este y otro en el oeste para la palmera datilera coincidiendo con la propuesta por Rivera *et al.* (2014) basada en la morfología de las semillas. El Grupo Occidental se caracteriza por poseer semillas con ápice y base obtusos, oblongas o elípticas y relativamente grandes respecto al tamaño total del dátil, por el contrario en el Grupo Oriental son frecuentes las semillas proporcionalmente pequeñas respecto al tamaño total del dátil y que presentan ápice y base agudos aunque no es una diferencia exclusiva (Rivera *et al.*, 2014). Zehdi *et al.* (2015) consideran que la presencia del Clorotipo Oriental en las poblaciones del Occidente de África (y por ende de España) se debe a una introducción de variedades orientales.

Mathew *et al.* (2015) han llevado a cabo el genotipado por secuenciación en 70 muestras de cultivares femeninos procedentes de diversas regiones de cultivo, incluyendo cuatro especies de *Phoenix* como “outgroup”. Aquí, por primera vez, generaron a nivel del conjunto del genoma para 13,000-65,000 SNPs (Genome-wide single nucleotide polymorphism) en un conjunto de muestras de dátiles y de hojas de palma datilera. Este análisis proporciona la primera evidencia basada en el estudio del conjunto del genoma que confirma los hallazgos recientes de que los cultivares de datileras segregan en dos regiones principales del sustrato genético compartido desde el norte de África al Golfo Pérsico. Mathew *et al.* (2015) han demostrado que aproximadamente el 36% de las ubicaciones contiene alelos privativos SNP para cualquiera de las dos subpoblaciones de palmera datilera. Esto

pone de relieve la fuerte separación genética de las subpoblaciones. Desde este punto de vista los bajos niveles de hibridación entre el Grupo Occidental y Oriental de la palmera datilera son un hallazgo interesante, dada la historia política de la región. Es decir, a pesar de la gran envergadura del comercio y el movimiento a través de la región, especialmente durante los imperios romano e islámico, los dos grupos de datileras se han mantenido genéticamente distintos. Observamos regiones de mezcla en la interfase entre el Norte de África y el Golfo Pérsico, lo que sería esperable, dado un modelo de dos antiguos centros de cultivo con el tiempo suficiente para convertirse en genéticamente distintos.

En cuanto a las relaciones con especies próximas Mathew *et al.* (2015) muestran utilizando los SNP una cierta proximidad de *Phoenix sylvestris* al grupo de *P. dactylifera*.

Combinamos las diferentes evidencias disponibles (Tabla 1) y las confrontamos con las cuatro hipótesis más verosímiles, o, al menos, más barajadas en la literatura:

Hipótesis 1. Existencia de una Especie Ancestral para *Phoenix dactylifera* (al menos del Grupo Occidental) en África y la Península Ibérica (Tabla 2).

Hipótesis 2. Introducción por comerciantes fenicios de los dátiles y la palmera datilera procedente de Asia (Tabla 3).

Hipótesis 3. Introducción por los árabes de la palmera datilera procedente de Asia (Tabla 4).

Hipótesis 4. Existencia de una Especie Ancestral para *Phoenix dactylifera* (al menos del Grupo Occidental) en África y la Península Ibérica y de sucesivas introducciones en la Península Ibérica de material selecto en forma de frutos con semillas desde el Norte de África (Tabla 5).

Hipótesis 5. La palmera datilera es una especie invasora de introducción reciente en el contexto de la Europa continental (Tabla 6).

Atendiendo al conjunto de la evidencia disponible es más verosímil la cuarta hipótesis (Tabla 5) que, por otra parte nos invita a replantear la estrategia de conservación de *Phoenix* en el ámbito de la Unión europea.

Tabla 1. Resumen de los diferentes modelos explicativos para la presencia de poblaciones silvestres y semisilvestres de *Phoenix* en la Europa continental, especialmente para el Sureste de España. Evidencia disponible

Tipo de Evidencia	Datos	Localidad. Referencia	País	y
Paleontológica	Polen atribuido a <i>Phoenix</i> en el Aragoniense de Arroyo del Culebro. Semillas fósiles de palmeras datileras en las calizas de agua dulce. <i>Phoenix bohémica</i> Buzek, depositados en las colecciones paleontológicas del Servicio Geológico de Praga. Troncos de palmera (<i>Palmoxylon</i>) en el Plioceno de la Rambla de Ajauque. Improntas de hojas de palmera en el Plioceno niveles 3.9 Ma A de C del Barranco de Tirajana (Gran Canaria)	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> , 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)		
Arqueológica (Dátiles)	Los hallazgos de semillas de dátiles en contextos del Bronce en Jumilla y en las Islas Baleares (Cova dels Carritx, c. 1400 A de C) son muy importantes pero desgraciadamente en el caso de los de Jumilla no se han podido confirmar al no estar disponible el material en el museo. Existen muestras de época romana en Tarifa y en Ampurias, asociadas al uso que las legiones romanas hicieron de los dátiles como	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d'Es Carritx (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)		

	alimento y en los rituales.	
Arqueológica (Otros materiales)	Los gorros de hoja de palmera o de palmito conservados en el Museo Arqueológico Municipal de Cartagena procedentes de las minas, posiblemente de época romana.	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	Plinio Siglo I (D de C) menciona claramente la existencia de palmeras del género <i>Phoenix</i> en la isla de los canes (Gran Canaria) y unas de frutos ásperos desagradables en el Sureste de España. Durante la Edad Media y con posterioridad se menciona el comercio de dátiles de “Berberia” y del Tafilalet tanto en Baleares como en la Península. De manera casi inmediata al descubrimiento de América, los cronistas y otras fuentes mencionan la germinación de las semillas de las palmeras “traídas por los españoles” y su éxito en lugares como el Perú y las regiones áridas de México	SE de España (Rivera, 2010), Magreb y América (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
Palmerales modernos relacionados	Existen documentados numerosos palmerales cultivados, asilvestrados y silvestres a lo largo de las regiones más cálidas de la Península Ibérica, con un máximo en la provincia biogeográfica Murciano-Almeriense	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Los dos Grupos Occidental y Oriental, con predominio del primero en el Mediterráneo occidental y el segundo en Asia, aparecen claramente definidos a través de minisatélites cloproplásticos específicos, marcadores SSR y estudios de genoma global	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	La palmera de rambla presenta unas hojas relativamente cortas con el raquis robusto, los acantofilos cortos y robustos y los foliolos anchos, cortos y fuertemente aguzados, toda la hoja es de una coloración azulada. Las inflorescencias masculinas producen gran cantidad de polen bien desarrollado que atrae a numerosas abejas y los frutos son pequeños con muy escasa carne, y tienen semillas elipsoidales con los ápices obtusos. Estas características de encuentran de forma conjunta en unos pocos individuos de la Rambla de Ajauque y de afluentes del Río Chicamo, y de manera fragmentaria en numerosos ejemplares de la zona de Mahoya, algunos de Guardamar del Segura, en el Pantano de Elche y otros lugares de Murcia, Alicante y Almería. La morfología se mantiene sin cambios en los aspectos vegetativos en la primera generación (F1) obtenida por semilla, mientras que en las hembras los frutos varían, existiendo ejemplares con frutos mayores y con más carne. En cualquier caso los dátiles de las variedades tradicionales locales de Elche, Abanilla, Orihuela y Murcia, conocidos como “Maduros” y “Tenats” junto a otras muchas variedades presentan en común el considerable tamaño de la semilla, especialmente en relación al del fruto, así como su forma oblonga o elipsoidal y sus ápice y base obtusos, mucronados o no	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

Tabla 2. Resumen de los diferentes modelos explicativos: *Hipótesis 1. Existencia de una Especie Ancestral para Phoenix dactylifera (al menos del Grupo Occidental) en África y la Península Ibérica*

Tipo de Evidencia	Coherencia del modelo con los datos	Localidad. País y Referencia
Paleontológica	Las semillas fósiles de Praga presentan un máximo de semejanza con las pertenecientes a <i>P. iberica</i> y formas de <i>P. dactylifera</i> de Abanilla, y algunas de <i>P. canariensis</i> (frente a los cientos de muestras de <i>P. dactylifera</i> y otras especies analizados). Apparently las palmeras del género <i>Phoenix</i> existirían a lo largo de Europa occidental (la parte emergida) y habrían encontrado un refugio durante las glaciaciones en el SE de España y el N de África, manteniendo su presencia a lo largo del Holoceno. Habrían colonizado las islas Canarias a finales del Mioceno o lo largo del Plioceno.	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)
Arqueológica (Dátiles)	Las fotos que hemos podido ver no parecen corresponder al tipo “Occidental” de semilla en el caso de Jumilla, por lo que podrían ser introducciones más recientes.	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d’Es Carrtitx (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)

Arqueológica (Otros materiales)	Una vez que sepamos con claridad si son de palmito o de palmera, el uso de la hoja como materia de cestería es compatible con el modelo de una especie ancestral, aunque cabe llamar la atención sobre las características de la hoja de <i>P. iberica</i> con foliolos muy rígidos y cortos, por lo que de haberse usado una especie de <i>Phoenix</i> habrían sido hojas de ejemplares domesticados norteafricanos con foliolos más largos y flexibles	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	Si hubieran existido en el SE de España palmeras no domesticadas ni cultivadas los dátiles serían ásperos como los de <i>P. iberica</i> , esto es coherente con lo escrito por Plinio. Cabe descartar que Plinio hablara del palmito (<i>Chamaerops</i>) ya que conocía bien esa planta y la comenta en otros capítulos de su obra. Las palmeras de Gran Canaria eran seguramente <i>P. canariensis</i> , pero no está claro que fueran del tipo al que estamos acostumbrados en la actualidad. El explorador ceutí Al Idrissi no menciona ningún palmeral en Orihuela, Elche, Alicante, Murcia o Almería en las descripciones de esas ciudades y de sus huertos	SE de España (Rivera, 2010), Magreb (Rivera <i>et al.</i> , 2013), España
Palmerales modernos relacionados	La mayor parte de los palmerales actuales cultivados presentan una gran complejidad y diversidad que aparentemente refleja sucesivas introducciones. Sin embargo el sustrato “primitivo” aflora en numerosos ejemplares, lo que nos indica claramente un proceso local de domesticación.	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Cabe pensar que las poblaciones del SE de España pudieran representar restos con características primitivas dentro del Grupo Occidental.	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	Las semillas de las poblaciones silvestres, asilvestradas y de buena parte de las cultivadas presentan características peculiares y ancestrales, algo similar sucede con los caracteres de las hojas.	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

Tabla 3. Resumen de los diferentes modelos explicativos: *Hipótesis 2. Introducción por comerciantes fenicios de los dátiles y la palmera datilera procedente de Asia*

Tipo Evidencia	Coherencia del modelo con los datos	Localidad. País y Referencia
Paleontológica	Este modelo supondría la extinción de las poblaciones terciarias durante las glaciaciones y una discontinuidad a lo largo de más de un millón de años	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> , 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)
Arqueológica (Dátiles)	Los dátiles encontrados son escasos y los de época romana fueron con gran probabilidad importados por las legiones romanas procedentes de zonas de producción en el Norte de África o incluso del Valle del Jordán.	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d'Es Carrtix (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)
Arqueológica (Otros materiales)	El uso de palmera en las minas no es incompatible con su introducción por los fenicios.	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	Es incompatible con lo afirmado por Plinio respecto a la aspereza de los dátiles españoles la introducción de palmeras de buena calidad por los fenicios, algo que supondría la existencia de palmerales de buena calidad durante, al menos tres siglos con anterioridad a lo escrito por Plinio	SE de España (Rivera, 2010), Magreb (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
Palmerales modernos relacionados	Los palmerales modernos presentan poca relación con los de Asia tanto genética como morfológicamente por lo que si fueron introducidos por los fenicios lo fueron desde el Norte de África	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Los datos moleculares no sostienen una introducción fundacional de material asiático, o, a lo sumo, éste habría quedado muy difuminado con el material autóctono o Norteafricano	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	La morfología de las semillas y de las palmeras ubica los palmerales españoles con los norteafricanos pero no con los asiáticos	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

Tabla 4. Resumen de los diferentes modelos explicativos: *Hipótesis 3. Introducción por los árabes de la palmera datilera procedente de Asia*

Tipo de Evidencia	Coherencia del modelo con los datos	Localidad. País y Referencia
Paleontológica	Este modelo supondría la extinción de las poblaciones terciarias durante las glaciaciones y una discontinuidad a lo largo de más de un millón de años	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> , 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)
Arqueológica (Dátiles)	No existe evidencia arqueológica de dátiles en época árabe.	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d'Es Cartix (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)
Arqueológica (Otros materiales)	No existe evidencia arqueológica de materiales de la palmera utilizados en época árabe	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	El explorador ceutí Al Idrissi (Siglo XII D de C) no menciona ningún palmeral en Orihuela, Elche, Alicante, Murcia, Cartagena o Almería por lo que de haber existido palmeras sería en las ramblas y palmeras de escaso interés como fuente de dátiles comestibles, del tipo de las descritas por Plinio.	SE de España (Rivera, 2010), Magreb (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
Palmerales modernos relacionados	Los palmerales modernos del SE de España presentan poca relación con los de Asia tanto genética como morfológicamente por lo que si fueron introducidos por los fenicios lo fueron desde el Norte de África. A partir de 1990 se introducen masivamente palmeras gráciles, de fruto mayoritariamente rojo, procedentes de Egipto y portadoras de <i>Rhynchophorus ferrugineus</i> en diversos resorts y en las nuevas avenidas i plazas por toda España, pero por el momento solamente se encuentran en esos lugares y con frecuencia los dátiles son estériles (sin semilla)	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Los datos moleculares no sostienen una introducción fundacional de material asiático, o a lo sumo éste habría quedado muy difuminado con el material autóctono o Norteafricano	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	La morfología de las semillas y de las palmeras ubica los palmerales españoles con los norteafricanos pero no con los asiáticos	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

Tabla 5. Resumen de los diferentes modelos explicativos: *Hipótesis 4. Existencia de una Especie Ancestral para Phoenix dactylifera (al menos del Grupo Occidental) en África y la Península Ibérica y de sucesivas introducciones en la Península Ibérica de material selecto en forma de frutos con semillas desde el Norte de África*

Tipo de Evidencia	Coherencia del modelo con los datos	Localidad. País y Referencia
Paleontológica	Las semillas fósiles de Praga presentan un máximo de semejanza con las pertenecientes a <i>P. iberica</i> y formas de <i>P. dactylifera</i> de Abanilla, y algunas de <i>P. canariensis</i> (frente a los cientos de muestras de <i>P. dactylifera</i> y otras especies analizados). Apparently las palmeras del género <i>Phoenix</i> existirían a lo largo de Europa occidental (la parte emergida) y habrían encontrado un refugio durante las glaciaciones en el SE de España y el N de África, manteniendo su presencia a lo largo del Holoceno. Habrían colonizado las islas Canarias a finales del Mioceno o lo largo del Plioceno. En África oriental no se conocen materiales fósiles con anterioridad al Pleistoceno.	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> , 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)
Arqueológica (Dátiles)	Las fotos que hemos podido ver no parecen corresponder al tipo "Occidental" de semilla en el caso de Jumilla (Grupo 19 de Rivera <i>et al.</i> , 2014), por lo que podrían ser introducciones más recientes. Resulta sorprendente la inexistencia de restos arqueológicos pero cabe subrayar que la exploración arqueobotánica de la zona es muy deficiente. De todos modos es un aspecto que contraría el modelo salvo que las palmeras no se hubieran domesticado localmente. Habría que buscar sus huellas en tobas cuaternarias.	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d'Es Cartix (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)

Arqueológica (Otros materiales)	En el caso de ser cierto el gorro de palmera de Cartagena sería compatible con este modelo. Posiblemente con una introducción de palmeras norteafricanas en el momento de la fundación de Quart Hadast (Carthago Nova), en el tercer siglo A de C.	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	Si hubieran existido en el SE de España palmeras no domesticadas ni cultivadas los dátiles serían ásperos como los de <i>P. iberica</i> , esto es coherente con lo escrito por Plinio. Cabe descartar que Plinio hablara del palmito (<i>Chamaerops</i>) ya que conocía bien esa planta y la comenta en otros capítulos de su obra. Los textos de Al Idrissi que no mencionan palmerales en España sugieren que la introducción masiva de dátiles norteafricanos es posterior a 1150 D de C y por tanto medieval tardía, en gran parte en los reinos cristianos.	SE de España (Rivera, 2010), Magreb (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
Palmerales modernos relacionados	La composición morfológica y genética de los palmerales, con un máximo de diversidad en Elche y Orihuela, puede explicarse mediante la superposición a un sustrato autóctono de origen terciario y las sucesivas introducciones de dátiles procedentes en su mayor parte del Norte de África	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Cabe pensar que las poblaciones del SE de España pudieran representar restos con características primitivas dentro del Grupo Occidental. En este caso sería compatible con la existencia de un núcleo autóctono poco o nada domesticado y de sucesivas introducciones procedentes del Magreb a partir de la Edad Media.	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	La existencia de lo que denominamos en su día <i>P. chevalieri</i> , con características similares a las poblaciones extra saharianas de palmera en Marruecos, en zonas como el Valle de Ricote, con hojas largas y verdosas y foliolos largos y flexibles es compatible con la introducción de material norteafricano, que se superpone al autóctono	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

Tabla 6. Resumen de los diferentes modelos explicativos: *Hipótesis 5. La palmera datilera es una especie invasora de introducción reciente en el contexto de la Europa continental*

Tipo de Evidencia	Coherencia del modelo con los datos	Localidad. País y Referencia
Paleontológica	Este modelo supondría la extinción de las poblaciones terciarias durante las glaciaciones y una discontinuidad a lo largo de más de un millón de años.	Madrid (Cuevas, 2005) Praga (Buzek 1977; Rivera <i>et al.</i> , 2014), Barranco de Tirajana (Anderson <i>et al.</i> , 2009)
Arqueológica (Dátiles)	No explicaría los restos recuperados en Tarifa, Murcia o Baleares, o asumiría que esos dátiles son contaminantes recientes o que no germinaron al igual que ninguno de los que pudieran existir hasta un periodo tan reciente que se considere invasora a la especie	Jumilla (Rivera <i>et al.</i> , 1988) Cova d'Es Cartix (Menorca) (Arnau <i>et al.</i> , 2003), Ampurias (Ramón Buxó, Com. Pers), Tarifa (Rovira y Chabal, 2008)
Arqueológica (Otros materiales)	No existe evidencia arqueológica de materiales de la palmera utilizados en época árabe y posiblemente los anteriores son dudosos por lo que podría convenir al modelo de introducción reciente	Cartagena (García del Toro, 1977)
Textos	El explorador ceutí Al Idrissi (Siglo XII D de C) no menciona ningún palmeral en Orihuela, Elche, Alicante, Murcia, Cartagena o Almería por lo que en ese periodo no existirían palmerales en España. Pero no concuerda con los textos de Plinio ni con los de los viajeros medievales y renacentistas.	SE de España (Rivera, 2010), Magreb (Rivera <i>et al.</i> , 2013)
Palmerales modernos relacionados	Los palmerales modernos del SE de España presentan relación con los norteafricanos porque en parte proceden de dátiles importados de esa zona recientemente. Eso no explica la mayor parte de la diversidad registrada en España, pero es aceptable para una pequeña parte de los observado	www.Phoenix-Spain.org
Evidencia Molecular	Los datos moleculares podrían deberse a la introducción de material norteafricano, pero no solamente a ese origen.	Mathew <i>et al.</i> (2015), Pintaud <i>et al.</i> (2013), Rivera <i>et al.</i> (2014), Zehdi <i>et al.</i> (2015)
Morfología	La morfología de las semillas y de las palmeras ubica los palmerales españoles con los norteafricanos pero todavía más cerca con los fósiles terciarios y esto no lo explica el modelo.	Rivera <i>et al.</i> (2014 y 2015)

5. CONCLUSIONES

Proponemos mejorar las definiciones de *Phoenix* de manera que se puedan incluir en la directiva Hábitat, o, al menos, en las medidas de protección regionales y nacionales, las poblaciones pertenecientes al Grupo Occidental de *P. dactylifera* (incluyendo las denominadas *P. iberica* como individuos con rasgos ancestrales), y diferenciar las plantaciones de formaciones naturales y seminaturales en el contexto de la Península Ibérica.

6. AGRADECIMIENTOS

A Rubén Vives de Viveros Muzalé por su esfuerzo en conservar la F1 de las palmeras ibéricas, a Francisco Serrano por la valiosa información que nos transmitió sobre las palmeras de Elche, a Julián Bartual por ayudarnos a muestrear las palmeras de la primera selección varietal llevada a cabo en Elche hace más de cincuenta años.

7 BIBLIOGRAFÍA

- ANDERSON, C. L., CHANNING, A., ZAMUNER, A. B. 2009. Life, death and fossilization on Gran Canaria—implications for Macaronesian biogeography and molecular dating. *Journal of Biogeography*, 36(12): 2189-2201.
- ARNAU P., GORNÉS, J. S., & STIKA, H. P. 2003. Los hipogeos de S'Alblegall (Ferrerries) y la agricultura cerealística a mediados del II milenio cal ANE en Menorca. *Trabajos de prehistoria*, 60(2), 117-130.
- BUZEK C. 1977. Date-palm seeds from the Lower Miocene of Central Europe. *Veřtník Ustredního Ústavu Geologického* 52: 159–168.
- CEE. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de Mayo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22/7/1992, nº L 206/7.
- COULTHARD, T. J., RAMIREZ, J. A., BARTON, N., ROGERSON, M., & BRÜCHER, T. 2013. Were rivers flowing across the sahara during the last Interglacial? implications for human migration through Africa. *PloS one*, 8(9), e74834.
- CUEVAS, J. 2005. Estado actual de los conocimientos paleontológicos y estratigráficos de los yacimientos aragoneses de Somosaguas (Pozuelo de Alarcón, Madrid). *Coloquios de Paleontología*, 55, 103-123.
- DANA, E. *et al.* 2010. Especies Exóticas Invasoras en Andalucía. Junta de Andalucía, Sevilla.
- DOZY, R., DE GOEJE, M. 1866. Description de l'Afrique et de l'Espagne par Edrisi. J. Brill, Leyden.
- EUROPEAN COMMISSION. 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats EUR 28. European Commission DG Environment, Burselas.
- GARCIA DEL TORO, J. 1977. El minero romano de Carthago Nova. *Vestimenta e Instrumental. Murgetana* 47: 107-111. Lám. I-III.
- MATHEW, L., SEIDEL, M., GEORGE, B., MATHEW, S., SPANNAGL, M., HABERER, G., TORRES, M., AL-DOUS, E., AL-AZWANI, E., DIBOUN, I, KRUEGER, R., MAYER, K., ALI-MOHAMOU, Y., SUHRE, K., MALEK, J. 2015. A Genome-Wide Survey of Date Palm Cultivars Supports Two Major Subpopulations in *Phoenix dactylifera*. *G3, Genes, Genomic, Genetics* 5: 1429-1438. doi: 10.1534/g3.115.018341.

- MUÑOZ-PALAO, JM. 1929. La palmera datilera. Confederación Sindical Hidrográfica del Segura, Murcia.
- PINTAUD JC, LUDENA B, ZEHDİ S, GROS-BALTHAZARD M, IVORRA S, TERRAL JF, NEWTON C, TENGBERG M, SANTONI S, BOUGHEDOURA N. 2013. Biogeography of the date palm (*Phoenix dactylifera* L., Arecaceae): insights on the origin and on the structure of modern diversity. *Acta Horticulturae* 994: 19–36.
- RIVERA, D. 2010. Las Plantas Medicinales en Murcia: Diversidad, Conservación y Uso. Academia de Farmacia “Santa María de España”. Cartagena.
- RIVERA D, JOHNSON D, DELGADILLO J, CARRILLO MH, OBÓN C, KRUEGER R, ALCARAZ F, RÍOS S, CARREÑO E. 2013. Historical evidence of the Spanish introduction of date palm (*Phoenix dactylifera* L., Arecaceae) into the Americas. *Genetic Resources and Crop Evolution* 60: 1433–1452.
- RIVERA, D., OBÓN, C., ASENCIO, A. 1988. Arqueobotánica y paleoetnobotánica en el sureste de España. Datos preliminares. *Trabajos de Prehistoria* 45: 317-334
- RIVERA D., C. OBÓN, J. GARCÍA-ARTEAGA, T. EGEA, F. ALCARAZ, E. LAGUNA, E. CARREÑO, D. JOHNSON, R. KRUEGER, J. DELGADILLO and S. RÍOS 2014 Carpological analysis of *Phoenix* (Arecaceae): contributions to the taxonomy and evolutionary history of the genus. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **175**, 74–122.
- RIVERA, D., OBÓN, C., ALCARAZ, F., CARREÑO, E., LAGUNA, E., AMORÓS, A., ... MORTE, A. 2015. Date Palm Status and Perspective in Spain. In *Date Palm Genetic Resources and Utilization* (Pp. 489-526). Springer, Netherlands.
- ROVIRA, N., CHABAL, L. 2008. A foundation offering at the Roman port of Lattara (France): the plant remains. *Vegetation History and Archaeobotany*, 17(1):191-200.
- SKONIECZNY, C., PAILLOU, P., BORY, A., BAYON, G., BISCARA, L., CROSTA, X., EYNAUD, F., MALAIZE, B., REVEL, M., ALEMAN, N., BARUSSEAU, J.-P., VERNET, R., LOPEZ, S., GROUSSET, F. 2015. African humid periods triggered the reactivation of a large river system in Western Sahara. *Nature communications*, 6. DOI: 10.1038/ncomms9751
- TERRAL J, NEWTON C, IVORRA S, GROS M, MORAIS C, PICQ S, TENGBERG M, PINTAUD J. 2012. Insights into the historical biogeography of the date palm (*Phoenix dactylifera* L.) using geometric morphometry of modern and ancient seeds. *Journal of Biogeography* 39: 929–941.
- ZEHDİ-AZOUZI S., E. CHERIF, S. MOUSSOUNI, M. GROS-BALTHAZARD, S. ABBAS NAQVI, B. LUDEÑA, K. CASTILLO, N. CHABRILLANGE, N. BOUGUEDOURA, M. BENNACEUR, F. SI-DEHBI, S. ABDOULKADER, A. DAHER, J.-F. TERRAL, S. SANTONI, M. BALLARDINI, A. MERCURI, M. BEN SALAH, KARIM KADRI, A. OTHMANI, C. LITTARDI, A. SALHI-HANNACHI, J.-C. PINTAUD, AND F. ABERLENC-BERTOSSI . 2015. Genetic structure of the date palm (*Phoenix dactylifera*) in the Old World reveals a strong differentiation between eastern and western populations. *Annals of Botany* 116 (1): 101-112 doi:10.1093/aob/mcv068.

Capítulo 3

Propuesta de modificación del listado y manual de interpretación de hábitats de la Directiva Hábitat para mejorar la definición de Palmerales de *Phoenix* con especial referencia a protección de las poblaciones de la Europa continental

Concepción Obón², Diego Rivera¹, Francisco Alcaraz¹, Encarna Carreño^{1,2}, Segundo Ríos³, Emilio Laguna⁴, Jorge Sánchez Balibrea⁵, Pedro Sosa⁶

¹Universidad de Murcia, drivera@um.es, falcaraz@um.es, ecarreno@um.es, ²Universidad Miguel Hernández, cbon@umh.es, ³Universidad de Alicante, srios@ua.es, ⁴Generalitat Valenciana, laguna_emi@gva.es, ⁵ANSE Murcia, arrar@asociacionanse.org, ⁶Universidad de Las Palmas de Gran Canaria, psosa@dbio.ulpgc.es

RESUMEN

Los palmerales de *Phoenix* han recibido un tratamiento desequilibrado e impreciso en el marco de la Directiva de Hábitats. Es importante ubicar con claridad las diferentes especies de *Phoenix* en sus hábitats primarios y en aquellos en que pueden ocasionalmente aparecer, de forma que su esquema de protección sea más racional y eficiente. Por otra parte se aborda la inclusión de la protección los palmerales en la Europa continental y se propone su inclusión en el caso de que correspondan a poblaciones autóctonas o de arqueófitos.

SUMMARY

The palm *Phoenix* groves and forests received an unbalanced and inaccurate treatment under the Habitats Directive. It is clearly important to place the different species of *Phoenix* in their primary habitats and those that can occasionally appear, so that the protection scheme becomes more rational and efficient. Moreover, the inclusion in the protection scheme of those palm forests in continental Europe is addressed, and their inclusion is proposed, in the case of indigenous populations or archaeophytes.

1. INTRODUCCIÓN

En la actualidad la Directiva Hábitat solo contempla dentro de su listado de hábitats cuya conservación es relevante en el ámbito europeo y con respecto al género *Phoenix* los palmerales de la especie *P. theophrasti* Greuter, de la isla de Creta (Grecia) (CEE, 1992; European Commission, 2013). Por otro lado se aborda en el ámbito de la Directiva una parte de los palmerales canarios de *Phoenix canariensis* H.Wildpret.

Los palmerales naturales o naturalizados de *Phoenix* en Europa (presentes en España, Italia y Grecia continental) se encuentran en diversos tipos de hábitats clasificados en la Directiva pero al no reconocer la Directiva como naturales las poblaciones de *Phoenix* en Europa continental no se

incluyen esos palmerales y se evita mencionar la presencia de *Phoenix* en las descripciones dentro del Manual. Esto es contradictorio con el enfoque adoptado por la misma Directiva respecto a los castaños (*Castanea sativa* Mill.) que se incluyen independientemente de su origen silvestre genuino o naturalizado; lo mismo ocurre con los pinares de pino piñonero (*Pinus pinea* L.), para los que basta con que alcancen un grado suficiente de naturalidad incluso en el caso de plantaciones antiguas.

Como se comenta en la comunicación centrada en el estado de la taxonomía y genética de *Phoenix* –ver en este mismo libro– y debido a las graves amenazas existentes para las poblaciones autóctonas de *Phoenix* es fundamental abordar de inmediato las correspondientes modificaciones, en un primer paso en lo correspondiente a las normas regionales y nacionales.

Con la evidencia disponible, podemos proponer un grupo ancestral de *P. dactylifera* en el golfo Pérsico relacionado con el Clorotipo Oriental (Pintaud *et al.*, 2013, Rivera *et al.*, 2014, Terral, *et al.*, 2012) y un Clorotipo Occidental al que pertenece un grupo que incluye *P. iberica* y las palmeras datilera de esta zona caracterizadas por poseer semillas elípticas y pequeñas.

Posteriormente Zehdi-Azouzi *et al.* (2015) confirman los dos grupos de palmeras datileras, un pool de genes oriental donde se incluyen las accesiones de Asia y Djibouti y un pool de genes occidental con las accesiones africanas, aunque en este estudio no tienen muestras europeas. El país con el mayor número de accesiones occidentales utilizadas en dicho trabajo es Túnez.

2. OBJETIVO

Exponer el estado de los hábitats de la directiva Hábitat donde crecen las especies *Phoenix iberica* D. Rivera y cols. (palmera de rambla), *P. canariensis* H. Wildpret y *P. dactylifera* L., proponiendo la modificación de esta Directiva para la conservación de los palmerales canarios de *P. canariensis*, los cretenses de *P. theophrasti* y los palmerales del SE ibérico de *P. dactylifera* - *P. iberica*,

3. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha procedido al estudio de los inventarios de vegetación de Creta, las islas Canarias y del SE ibérico publicados donde se mencionan especies del género *Phoenix* y de los trabajos referentes a la conservación de especies. Igualmente se ha realizado el análisis de inventarios realizados por los autores y de imágenes, tanto propias como procedentes de Panoramio y Google Earth.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el territorio español las palmeras datilera, de rambla y canaria cuando viven en condiciones seminaturales parecen tener su óptimo ecológico en fondos de barrancos y ramblas, así como al pie de surgencias de agua en laderas debidas a que la capa freática surge al encontrar un material impermeable que impide que continúe circulando bajo la superficie. Los ejemplares que se observan en laderas aparentemente secas de forma natural deben su presencia a que acceden a aguas profundas

de paleocauces o porque la posición topográfica favorece la recogida de las aguas de lluvias en esos puntos concretos. Al objeto de abreviar, la bibliografía de referencia para cada enclave fitosociológico se indica en el cuadro de tipos de vegetación (Tabla 1) y la posición sintaxonómica en la Tabla 2.

Respecto a la palmera canaria, que en situaciones seminaturales también presenta su óptimo en ramblas, paleocauces y al pie de surgencias de agua -dado que la clase *Nerio-Tamaricetea* está escasamente representada en las islas Canarias, incluso cabe la posibilidad de que se trate de una clase introducida en el archipiélago, con el único inventario publicado, en el que se tipificó la asociación *Periploco-Phoenixetum canariensis*-, se ha considerado incluida en la clase macaronésica *Oleo cerasiformes-Rhamnetea crenulatae*.

Nuestra experiencia de campo en todas las islas nos ha permitido observar que predominan los palmerales antropizados, ya que la especie ha sido muy favorecida por su utilidad, y los mejores suelos para su desarrollo natural, profundos y húmedos, han sido transformados para su uso agrícola, mientras que las aguas han sido sobreexplotadas. Así, es posible ver dos situaciones dominantes, una en zonas de ramblizos y barrancadas más secas, de laderas con mayor pendiente y suelos pedregosos, en los que es habitual la presencia del neófito *Agave americana*. La otra situación es en fondos de valles y barrancos, en los que el suelo es más profundo y fresco y donde la caña (*Arundo donax*) suele dominar en el «sotobosque» de la formación.

Sin duda que estos dos aspectos dominantes son claramente producto de la interacción humana con los palmerales, un recurso de gran importancia en todas las islas, especialmente las occidentales.

Sin embargo en las zonas menos alteradas de La Gomera se han encontrado, en cauces de ramblizos con algo de agua incluso en superficie, la convivencia de palmeras dispersas con sauces canarios (*Salix canariensis*) y zarzas (*Rubus ulmifolius*). Dejando de lado a la última especie, introducida presumiblemente desde Europa, estas comunidades de sauces y palmeras canarias, dentro de la misma asociación o en zonas adyacentes de la geoserie de ramblas, están de acuerdo con registros polínicos de un remoto pasado (hasta 7 000 años A de C) y nos dan pistas sobre la posible ubicación natural de la palmera en las islas antes de las transformaciones más profundas producidas por el desarrollo de las poblaciones humanas en ellas (Nogué *et al.*, 2013), por lo que deberían ser un núcleo de investigación en el futuro.

En las islas de Gran Canaria y Tenerife se detecta una presencia relevante de *Phoenix canariensis* y *Juniperus* sp. (Tabla 1) en los registros polínicos, que decae progresivamente a partir del 2000 A de C (De Nascimento *et al.*, 2009 y 2015).

De momento no hemos logrado información detallada sobre la composición florística de las comunidades vegetales en las que participa *Phoenix theophrasti* en los territorios donde es nativa; no obstante hemos observado numerosas fotografías en las que se ve que el baladre o adelfa (*Nerium oleander*) es bastante habitual como especie acompañante de los mismos, por lo que, con la precaución necesaria ante una información tan parcial y que corresponde siempre a lugares muy

antropizados, todo apunta a que su ubicación sintaxonómica también estaría dentro de la clase *Nerio-Tamaricetea*.

Respecto a la península Ibérica, las palmeras datileras y de rambla seminaturales salpican las ramblas y fondos de barrancos, así como ramales laterales más secos en superficie, integrándose en las comunidades vegetales de la alianza *Tamaricion africanae* (clase *Nerio-Tamaricetea*). Es muy llamativo el caso de la cuenca baja del río Segura, desde Cieza hasta la desembocadura, donde el bosque ripario (*Lonicero biflorae-Populetum albae*), pese a estar dominado por un planifolio caducifolio, tiene una composición florística que hizo que se describiera dentro de la clase *Nerio-Tamaricetea* y no en la *Quercio-Fagetalia*, que es la clase de vegetación en la que se integran todos los restantes bosques caducifolios y saucedas arbustivas de ribera en el continente europeo. Esto llevó a la conclusión de que el río Segura se considerase el único río ibérico con caudal permanente que tiene algún tramo en el que la vegetación funciona más como norteafricana que como europea (Alcaraz *et al.* 1997); de hecho las palmeras son elementos muy habituales en el norte de África en los márgenes de ríos y en los tarayales de ramblas.

Hay que destacar que los únicos inventarios publicados de vegetación riparia o de ramblas en los que hay palmera datilera son precisamente los de las tablas originales del *Lonicero-Populetum albae* y del *Rubro-Loniceretum biflorae* que constituye su orla natural ubicados principalmente en la comarca del Valle de Ricote, donde también aparece ubicada en otra de las arboledas de esta clase de vegetación, en los baladrales del *Rubro-Nerietum oleandri* (Ríos, 1994) hemos de tener en cuenta, que por ser estos inventarios anteriores a la publicación de la *Phoenix ibérica* (Rivera *et al.*, 1998), debemos considerar las citas sub *P. dactylifera* como *sensu lato*.

También en el Manual de interpretación de los Hábitats de la Región de Murcia (Alcaraz *et al.*, 2008), se definen las formaciones leñosas de la *Nerio-Tamaricetea* (92D0) como bosques y fruticedas edafohigrófilas con álamos, tarayes, baladres y palmeras, resaltando la ubicación de *Phoenix* dentro de los mismos.

Pero quizás la descripción más ajustada de estos tarayales y alamedas termófilas con palmeras (*P. ibérica*, *P. dactylifera*) sea en los Manuales de Interpretación de los Hábitats de la Región de Murcia (Alcaraz *et al.*, 2008) y en el Manual de Restauración de Riberas de la cuenca del río Segura (Velasco *et al.*, 2008) respectivamente. En ambos se las ubica claramente dentro de los Hábitats 92D0 y 82D011 e incluso en el primero de ellos se propone un nuevo código 937001 para los palmerales de *Phoenix ibérica*, dentro del Hábitat prioritario 9370* Palmerales de *Phoenix* sp.

Con un mejor conocimiento actual, serían necesarios nuevos inventarios de los tarayales termófilos *Saccharo ravennae-Tamaricetum canariensis* del sureste ibérico, en el sureste ibérico, dentro de los cuales tanto la palmera datilera como la de rambla son elementos relativamente frecuentes y característicos.

Tabla 1. Hábitats y comunidades de las especies del género *Phoenix* en el ámbito de la Unión Europea. Notas: (*) Especies indicadoras de la alteración antrópica. HAB: Hábitats de Interés Comunitario de los incluidos en el Anexo I de la Directiva 92/43/CEE. Cf. European Commission (2013)

Phoenix canariensis

Hábitat	Comunidad	Especies notables	Localidad. País y Referencia
Bosque autóctono de palmeras en fondos de barrancos	Saucedas con palmeras inframediterráneo a mesomediterráneo superior, de <i>Rubo-Salicetum canariensis</i> de la alianza <i>Salicion canariensis</i> clase <i>Pruno-Lauretea azoricae</i> . HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Salix canariensis</i> , <i>Phoenix canariensis</i> , <i>Rubus ulmifolius</i>	Tenerife (Islas Canarias) (Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1993; F. Alcaraz)
Formación clara de palmeras en fondos de barrancos	Juncals con palmeras ocasionales <i>Holoschoeno globiferi-Juncetum acuti</i> alianza <i>Molinio-Holoschoenion</i> , clase <i>Molinio . Arrhenatheretea</i> .	<i>Holoschoenus globiferus</i> , <i>Juncus acutus</i> , <i>Phoenix canariensis</i> ,	Tenerife (Islas Canarias) (Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1993; F. Alcaraz)
Bosque alterado de palmeras en fondos de barrancos	Cañaverales con palmeras	<i>Arundo donax</i> , <i>Phoenix canariensis</i> , <i>Rubus</i>	Islas Canarias (F. Alcaraz)
Bosque seco de palmeras en bordes de barrancos	Matorrales con palmeras infra-termomediterráneos xerofíticos canarienses, <i>Periploco laevigatae</i> – <i>Phoenixetum canariensis</i> alianza <i>Mayteno – Juniperion canariensis</i> . HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Periploca laevigata</i> , <i>Phoenix canariensis</i> , <i>Micromeria varia</i> , <i>Psoralea bituminosa</i>	La Gomera y Tenerife (Islas Canarias) (Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1993)
Bosque autóctono de palmeras muy abierto en ladera	Formaciones de enebros y/o acebuches, alianza <i>Mayteno – Juniperion canariensis</i> . HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Juniperus canariensis</i> , <i>Phoenix canariensis</i> , <i>Olea cerasiformis</i> , <i>Bosea yerbamora</i> , <i>Maytenus canariensis</i> , <i>Visnea mocanera</i> , <i>Apollonias barbuja</i>	La Palma, Tenerife (Islas Canarias) (Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1993; Santos, 1983)
Retamal con palmeras muy abierto en ladera	Retamales con palmeras sobre coluviones profundos, <i>Echio-aculeati-Retametum rhodorhizoidis</i> alianza <i>Mayteno – Juniperion canariensis</i> . HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Echium aculeatum</i> , <i>Retama rhodorhizoides</i> , <i>Phoenix canariensis</i>	Tenerife (Islas Canarias) (Rivas Martínez <i>et al.</i> , 1993)
Bosque alterado de palmeras muy abierto en ladera	Palmerales con piteras en terrazas abandonadas y laderas	<i>Agave americana</i> , <i>Phoenix canariensis</i>	Islas Canarias (F. Alcaraz)
Tarayales con palmeras	Tarayales muy pobres en especies, que coloniza desembocaduras de barrancos, playas y llanos endorreicos próximos al litoral. HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Tamarix canariensis</i> . En ocasiones puede haber escasos ejemplares de <i>Tamarix africana</i> (c) y <i>Phoenix canariensis</i> . Estrato de nanofanerófitos y caméfitos. Muy pobre. Formado por especies halófilas, generalmente ligadas a tipos de hábitat costeros. Destaca <i>Atriplex ghoua</i>	Presentes en todas las Islas Canarias, excepto en El Hierro (Salinas y cueto, 2009).

var. ifniensis. Ocasionalmente y dependiendo de las islas, puede enriquecerse en otras especies como *Schizogyne sericea*, *Zygophyllum fontanesii*, *Plocama pèndula* o *Schizogyne glaberrima*.

Phoenix theophrastii

Hábitat	Comunidad	Especies notables	Localidad. País y Referencia
Bosque de palmeras en zonas con escorrentía, bordes de cursos de agua	Formaciones de <i>Nerio-Tamaricetea</i> . HAB: 9370 * Palmerales de <i>Phoenix</i>	<i>Nerium oleander</i> , <i>Ficus carica</i> , <i>Saccharum ravennae</i>	Vai y The gorge of Kourtaliotis (Moni Preveli - Evryteri Periochi) Creta, Grecia (Fassoulas, 2013)
Palmeras más o menos intercaladas en los carrizales	Carrizales de <i>Phragmites</i> – <i>Magnocaricetea</i> o formaciones de grandes cárices. HAB: 6420 Herbazales húmedos altos Mediterráneos de <i>Molinio-Holoschoenion</i>	<i>Phragmites australis</i> , <i>Cyperus longus</i> , <i>Carex pendula</i> , <i>Carex hispida</i>	Preveli (Fournaraki y Delipetrou, 2003), Almyros River (Fournaraki y Delipetrou, 2015)
Bosque alterado de palmeras en zonas con curso modificado y menor escorrentía	Vegetación arborescente sub-riparia muy alterada (<i>Quercetea ilicis</i> ?) HAB: 9320 bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i>	<i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Eucalyptus camaldulensis</i> *, <i>Phoenix theophrastii</i> ,	Vai y Preveli, Creta, Grecia (Fassoulas, 2013; Fournaraki y Delipetrou, 2003)
Bosque de palmeras en ladera	Formaciones de matorral con jaras “Phrygana” HAB: 5420 <i>Sarcopoterium spinosum</i> phryganas	<i>Cistus creticus</i> , <i>Cistus salviaefolius</i> , <i>Erica manipuliflora</i>	Vai, Creta, Grecia (Fassoulas, 2013)

Palmeras en tomillare

Phoenix dactylifera – *P. iberica*

Hábitat	Comunidad	Especies notables	Localidad. País y Referencia
Bosque de chopos y palmeras en fondos de barrancos y riberas de los ríos	Choperas con tarayes, <i>Lonicera biflorae</i> - <i>Populetum albae</i> es un bosque de <i>Populus alba</i> , de las riberas de los ríos que son inundadas periódicamente o en cursos de agua temporales (secas), bajo bioclina semiárido termomediterráneo de la Provincia Murciano-Almeriense. HAB: 3280. Ríos mediterráneos de caudal permanente del <i>Paspalo-Agrostidion</i> con cortinas vegetales ribereñas de <i>Salix</i> y <i>Populus alba</i>	<i>Lonicera biflora</i> , <i>Tamarix canariensis</i> , <i>Saccharum ravennae</i> , <i>Phoenix dactylifera</i> – <i>P. iberica</i>	Murcia y Almería (Alcaraz <i>et al.</i> , 1989; Costa <i>et al.</i> , 2011; Peinado <i>et al.</i> , 1992; Salinas y Cueto, 2009)
Tarayal con palmeras	Tarayales con palmeras, <i>Saccharo ravennae</i> - <i>Tamaricetum canariensis</i> , bajo bioclina semiárido termomediterráneo de la Provincia Murciano-Almeriense, HAB: 92D0. Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securinegion tinctoriae</i>)	<i>Arundo donax</i> , <i>Phoenix iberica</i> – <i>P. dactylifera</i>	Murcia y Almería
Palmeral alterado en fondos de barrancos	Cañaverales con palmeras, bajo bioclina semiárido termomediterráneo de la Provincia Murciano-Almeriense	<i>Arundo donax</i> , <i>Phoenix iberica</i> – <i>P. dactylifera</i>	Murcia y Almería
Palmeral muy abierto en ladera	Formaciones de arto y cornical bajo bioclina semiárido termomediterráneo de la Provincia Murciano-Almeriense en la proximidad del mar. HAB: 5220 * Matorral arborescente con <i>Zyziphus</i>	<i>Maytenus</i> , <i>Periploca</i> , <i>Phoenix iberica</i> . <i>P. dactylifera</i>	El Gorguel (Murcia)
Palmeral muy abierto en llanura	Formaciones de palmeras asilvestradas, muy abiertas, con piteras	<i>Agave americana</i> , <i>Phoenix dactylifera</i>	Cabo de Gata (Almería)

Tabla 2. Sintaxonomía

- Cl. Molinio-Arrhenatheretea** Tüxen 1937
Ord. Holoschoenetalia vulgaris Br.-Bl. ex Tchou 1948
Al. Molinio-Holoschoenion vulgaris Br.-Bl. ex Tchou 1948
 Ass. Holoschoeno globiferi-Juncetum acuti Rivas-Martínez, Wildpret, Del Arco, O. Rodríguez, Pérez de Paz, García Gallo, Acebes, T.E. Díaz & Fernández-González 1993
Cl. Cisto-Micromerietea Oberdorfer ex Horvati 1958
Cl. Nerio-Tamaricetea Br.-Bl. & O. Bolòs 1958
Ord. Tamaricetalia Br.-Bl. & O. Bolòs 1958 em. Izco, Fernández-González & A. Molina 1984
Al. Tamaricion africanæ Br.-Bl. & O. Bolòs 1958
 Ass. Lonicero bifloræ-Populetum albae Alcaraz, Ríos & P. Sánchez in Alcaraz, T.E. Díaz, Rivas-Martínez & P. Sánchez 1989
 Ass. Saccharo ravennae-Tamaricetum canariensis Rivas-Martínez & Ríos 2011
 Ass. Atriplici ifniensis-Tamaricetum canariensis Rivas-Martínez *et al.*, 1993
Al. Rubo ulmifolii- Nerion oleandri O. Bolòs 1985
 Ass. Rubo ulmifolii-Loniceretum bifloræ Alcaraz, Ríos & P. Sánchez 1987
 Ass. Rubo ulmifolii-Nerietum oleandri O. Bolòs 1956
Cl. Oleo cerasiformis-Rhamnetea crenulatae Santos ex Rivas-Martínez 1987
Ord. Oleo-Rhamnetalia crenulatae Santos 1983
Al. Mayteo-Juniperion canariensis Santos & F. Galván ex Santos 1983 corr. Rivas-Martínez *et al.*, 1993
 Ass. Echio aculeati-Retametum rhodorhizoidis Rivas-Martínez *et al.*, 1993
Al. Phoenicion canariensis Rivas-Martínez & Del Arco 2011
 Ass. Periploco laevigatae-Phoenicetum canariensis Rivas-Martínez, Wildpret, Del Arco, O. Rodríguez, Pérez de Paz, García Gallo, Acebes, T.E. Díaz & Fernández-González 1993
Cl. Pruno hixæ-Lauretea novocanariensis Oberdorfer 1965 corr. Rivas-Martínez *et al.*, 2011
Ord. Rubo bollei-Salicetalia canariensis Rivas-Martínez in Capelo *et al.*, 2000
Al. Salicion canariensis Rivas-Martínez *et al.* ex Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999
 Ass. Rubo-Salicetum canariensis J.C. Rodríguez, Arco & Wildpret, 1986

5. CONCLUSIONES

Se propone mejorar las definiciones de Palmerales de *Phoenix* de manera que se pueda incluir en la directiva Hábitat o al menos en las medidas de protección regionales y nacionales las poblaciones que presenten el clorotipo occidental de *P. dactylifera* (incluyendo las denominadas *P. iberica*), y diferenciar las plantaciones de formaciones naturales y seminaturales tanto en el contexto de la Península Ibérica, como en las Islas Canarias y en Creta. Por otra parte es necesario ampliar la enumeración de especies en varios tipos de hábitats para incluir la presencia de *Phoenix* en los mismos.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ALCARAZ, F., BARREÑA, J.A., CLEMENTE, M., GONZÁLEZ, A.J., LÓPEZ BERNAL, J., RIVERA, D. AND RÍOS, S. 2008. *Manual de Interpretación de los Hábitats naturales y seminaturales de la Región de Murcia. Grupo 9. Bosques. Tomo 7.* Consejería de Agricultura y Agua. Comunidad Autónoma de Murcia.
- ALCARAZ, F., DÍAZ, T.E., RIVAS-MARTÍNEZ, S., SÁNCHEZ, P. 1989. Datos sobre la vegetación del sureste de España: provincia biogeográfica Murciano-Almeriense. *Itinera Geobot.* 2: 1- 133.
- ALCARAZ, F.; RÍOS, S.; INOCENCIO, C. & ROBLEDO, A. 1997. Variations in the riparian landscape of the Segura River Basin, S.E. Spain. *Journal of Vegetation Science* 8: 597-600.

- CEE. 1992. Directiva 92/43/CEE del Consejo de 21 de Mayo relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestre. Diario Oficial de las Comunidades Europeas, 22/7/1992, nº L 206/7.
- COSTA, J., NETO, C., CAPELO, J., LOUSĂ, M., RIVAS-MARTÍNEZ, S. 2011. A global view on the riparian forests with *Salix neotricha* and *Populus alba* in the Iberian Peninsula (Portugal and Spain). Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology, DOI:10.1080/11263504.2011.584719
- DE NASCIMENTO, L., WILLIS, K. J., FERNÁNDEZ- PALACIOS, J. M., CRIADO, C., WHITTAKER, R. J. 2009. The long- term ecology of the lost forests of La Laguna, Tenerife (Canary Islands). *Journal of Biogeography* 36(3): 499-514.
- DE NASCIMENTO, L., NOGUÉ, S., CRIADO, C., RAVAZZI, C., WHITTAKER, R. J., WILLIS, K. J., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. 2015. Reconstructing Holocene vegetation on the island of Gran Canaria before and after human colonization. The Holocene. DOI: 10.1177/0959683615596836.
- EUROPEAN COMMISSION. 2013. Interpretation Manual of European Union Habitats EUR 28. European Commission DG Environment, Bruselas.
- FASSOULAS, C. 2013. Ecotouristic guide of Sitia Geopark. Sitia Nature Park. Heraclion.
- FOURNARAKI, C., DELIPETROU, P. 2003. Study of Vegetation and Flora Selected Wetlands of Crete. Project Deliverables: Mediterranean Wetlands and reservoirs: Demonstrative Management of Multiple Objects in the Ydatosylloges (Crete). LIFE00 ENV/GR/000685. Mediterranean Agronomic Institute, Chania.
- FOURNARAKI, C., DELIPETROU, P. 2015. Ecotouristic Guide in Crete. Project Deliverables: Mediterranean Wetlands and reservoirs: Demonstrative Management of Multiple Objects in the Ydatosylloges (Crete). LIFE00 ENV/GR/000685. Mediterranean Agronomic Institute, Chania. www.nhmc.uoc.gr/Wetlands/files/...guide.../ecotouristic_guide_en.pdf (último acceso 20/11/2015).
- NOGUE, S., NASCIMENTO, L., FERNÁNDEZ- PALACIOS, J. M., WHITTAKER, R. J., WILLIS, K. J. 2013. The ancient forests of La Gomera, Canary Islands, and their sensitivity to environmental change. *Journal of Ecology*, 101(2), 368-377.
- PINTAUD JC, LUDENA B, ZEHDİ S, GROS-BALTHAZARD M, IVORRA S, TERRAL JF, NEWTON C, TENGBERG M, SANTONI S, BOUGHEDOURA N. 2013. Biogeography of the date palm (*Phoenix dactylifera* L., Arecaceae): insights on the origin and on the structure of modern diversity. *Acta Horticulturae* 994: 19–36.
- RÍOS, S. 1994. *El paisaje vegetal de las riberas del río Segura (S.E. de España)*. Serv. Publ. Univ. de Murcia (Microfichas).
- RIVAS-MARTINEZ S., WILDPRET, W., DÍAZ, T., PÉREZ, P., DEL ARCO, M., RODRIGUEZ, O. 1993. Excursion guide, Outline vegetation of Tenerife Island (Canary Islands). *Itinera Geobotanica* 7: 5-167.
- RIVAS-MARTINEZ S., WILDPRET W., DEL ARCO, M., RODRIGUEZ, O., PÉREZ, P., GARCÍA, A., ACEBES, J., DÍAZ, T., FERNÁNDEZ, F. 1993b. Las comunidades vegetales de la Isla de Tenerife (Canary Islands). *Itinera Geobotanica* 7: 169-374.
- RIVERA D., C. OBÓN, J. GARCÍA-ARTEAGA, T. EGEA, F. ALCARAZ, E. LAGUNA, E. CARREÑO, D. JOHNSON, R. KRUEGER, J. DELGADILLO and S. RÍOS 2014 Carpological analysis of *Phoenix* (Arecaceae): contributions to the taxonomy and evolutionary history of the genus. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 175, 74–122. With 25 figures
- SALINAS, M., CUETO, M. 2009. Galerías y matorrales ribereños Termomediterráneos (Nerio-Tamaricetea y Flueggeion tinctoriae). Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones, Madrid.

- SANTOS, A. 1983. Vegetación y Flora de La Palma. Editorial Interinsular Canaria, Santa Cruz de Tenerife.
- TERRAL J, NEWTON C, IVORRA S, GROS M, MORAIS C, PICQ S, TENGBERG M, PINTAUD J. 2012. Insights into the historical biogeography of the date palm (*Phoenix dactylifera* L.) using geometric morphometry of modern and ancient seeds. *Journal of Biogeography* 39: 929–941.
- VELASCO, J., RÍOS, S. VIVES, R., LLORENTE, N., SÁNCHEZ FERNÁNDEZ, D., ABELLÁN RÓDENAS, P., MARTÍNEZ FRANCÉS, V. 2008. Capítulo 3. Caracterización de las formaciones riparias de la cuenca del Segura. *In: VARIOS AUTORES. Restauración de Riberas. Manual para la restauración de riberas en la cuenca del río Segura.* Minist. de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Confederación Hidrográfica del Segura. 90-123 pp.
- ZEHDI-AZOUZI S., E. CHERIF, S. MOUSSOUNI, M. GROS-BALTHAZARD, S. ABBAS NAQVI, B. LUDÉÑA, K. CASTILLO, N. CHABRILLANGE, N. BOUGUEDOURA, M. BENNACEUR, F. SI-DEHBI, S. ABDOULKADER, A. DAHER, J.-F. TERRAL, S. SANTONI, M. BALLARDINI, A. MERCURI, M. BEN SALAH, KARIM KADRI, A. OTHMANI, C. LITTARDI, A. SALHI-HANNACHI, J.-C. PINTAUD, AND F. ABERLENC-BERTOSSI . 2015. Genetic structure of the date palm (*Phoenix dactylifera*) in the Old World reveals a strong differentiation between eastern and western populations. *Annals of Botany* 116 (1): 101-112 doi:10.1093/aob/mcv068.

Capítulo 4

Novedades corológicas y actualización del listado de orquidoflora murciana

José Antonio López Espinosa^{1,2,3,4}

¹Ambiental SL.; ²DIPSA, ³Región de Murcia Digital, Fundación Integra, ⁴Asociación 1011 ideas para el medio ambiente. Email: joseantonio@lopezespinosa.com

RESUMEN

Se presenta una colección significativa de referencias corológicas de orquídeas silvestres de la Región de Murcia, compendio de las registradas en el periodo transcurrido entre 2007 y 2015. Esta comunicación es también un meritorio agradecimiento a los autores de las citas por su contribución al conocimiento de la orquidoflora murciana.

Palabras clave: Orquídeas, Orchidaceae, corología, Murcia, España, Península Ibérica

SUMMARY

An important collection of orchids references of the Region of Murcia is presented, compendium of the recorded between 2007 and 2015. This communication is also a meritorious thank-you to the authors of the records for his contribution to the Murcia's orchidoflora knowledge.

Keywords: Orchids, Orchidaceae, chorology, Murcia, Spain, Iberian Peninsula

1. INTRODUCCIÓN

Desde la publicación del libro Orquídeas silvestres de la Región de Murcia (López Espinosa & Sánchez Gómez, 2007) se han recopilado numerosas aportaciones para la familia orquidáceas (Orchidaceae), en la Base de datos de las orquídeas silvestres de la Región de Murcia (López Espinosa, 2006-), procedentes de observaciones de campo, bibliografía e –inestimables– comunicaciones personales de aficionados y profesionales de la botánica y del medio ambiente. Los nuevos registros corológicos presentados, que complementan a los publicados en López Espinosa & Sánchez Gómez (2006), corresponden a las nuevas especies (*Gymnadenia conopsea*, *Orchis conica*, *Neottia nidus-avis*, *Ophrys dyris*, *Orchis champagneuxii*) y notoespecies (*Ophrys* x *heraultii*, *O. x minuticauda*) citadas desde 2007, así como a las nuevas poblaciones de especies raras y/o protegidas del Decreto 50/2003 (BORM núm. 131) y a aquellas localidades de interés de otras orquídeas, por el ámbito geográfico donde se encuentran. Esta información, que incluye datos novedosos e inéditos, permite –además– elaborar y presentar un catálogo de orquidoflora murciana revisado y actualizado, que comprende a 38 taxones y nototaxones, y otros tantos dudosos o descartados.

No obstante, teniendo en cuenta que algunos taxones pueden considerarse como desaparecidos, al menos en las poblaciones conocidas (*Himantoglossum hircinum* y *Orchis conica*), o pendientes de confirmar (*Neottia nidus-avis*), puede determinarse que en la Región de Murcia se presentan, en noviembre de 2015, 35 orquídeas silvestres (33 especies y 2 notoespecies).

2. NUEVOS TAXONES Y NOTOTAXONES PARA LA ORQUIDOFLORA DE LA REGIÓN DE MURCIA

Gymnadenia conopsea: MORATALLA, 30SWH7223D, Sierra de Villafuerte (pr. arroyo del Barranco de Cantalar), 1290 m, pastizales de *Molinia caerulea* y *Schoenus nigricans*, 7-VI-2008, E. Muñiz (v.v.); ibíd., 15-VI-2008, J. A. López Espinosa, J. M. Vidal, O. Moñino, F. J. Jiménez & L. Andreu (MUB-SURESTE 109343). (Figura 1.1). [Adenda *Gymnadenia conopsea*](#) (López Espinosa & Sánchez Gómez, 2009).

Ophrys apifera de pétalos sepaloideos (variante *jurana*) y labelo de forma y color normales (variante *friburgensis*) (Delforge, 2002: 423): LORCA, Castillo de Lorca, 30SXG1370, 450 m, pastizales, V-2012, F. Barnés & S. Montero (v.v.). Se ha detectado un único individuo con estas características, con “pétalos alargados, de hasta 7 mm de largo” (Delforge, 2002: 423), en el seno de una población con ejemplares de flores normales de la especie, localizada en las proximidades de la Acequia de los Pilonos. Esta variabilidad es reconocida e indicada de forma desigual por distintos autores y aunque de valor taxonómico escaso constituye una notable singularidad, que no había sido citada anteriormente en la Región de Murcia.

Ophrys dyris: CEHEGÍN, 30SXH1210, Sierra de Burete (Morra de la Sestera), 720 m, sotobosque de pinar en suelos profundos y frescos, 17-IV-2011, D. López García & P. Sánchez Gómez (MUB-SURESTE 112255) (Sánchez Gómez *et al.*, 2011b: 170). LORCA, 30SWG8880 (aproximada), Sierra del Gigante (Cerro de los Hornachos), IV-2011, D. López García (Sánchez Gómez *et al.*, 2011b: 170). 30SWG9083, Sierra del Gigante (pr. Albergue Casa Iglesias), 820 m, 8-IV-2011, S. Montero & D. Montero (v.v.). Figura 1.3.

Ophrys x *heraultii* (*O. speculum* subsp. *speculum* x *O. tenthredinifera*): MURCIA, 30SXG6399A, Parque Regional El Valle (pr. Vivero Forestal), 145 m, sotobosque de pinar, 16-II-13, C. Portillo, J. Vicente & C. Atienza (v.v.); ibíd., 7-III-13, J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (UPCT 2985). Fig. 2.2. Primera referencia a un híbrido de orquídeas silvestres en territorio murciano, del que se conocen dos individuos, cuya floración coetánea se produce en febrero y marzo de 2014. Al encontrarse en un lugar de paso, junto a una senda, además en zona de Uso Público Intensivo del Parque Regional, los ejemplares han sufrido repetidos y diversos daños en sólo dos años, que se han comunicado a la dirección del espacio protegido para que se adopten las medidas oportunas.

Ophrys x *minuticauda* (*O. apifera* x *O. scolopax*): MORATALLA, Arroyo Blanco, 30SWH6824B, 1425 m, herbazales en márgenes de arroyo, 10-VI-13, J. A. López Espinosa & F. J.

López Espinosa (UPCT 3000). Figura 2.3. Se detecta un único individuo, en una zona donde las poblaciones de los parentales cuentan con numerosos ejemplares en floración coetánea.

Orchis champagneuxii: MURCIA, 30SXG6297D, Parque Regional El Valle-Puerto de la Cadena (pr. arroyo de la Rambla del Puerto), 240 m, herbazales entre matorrales bajo pinar, 7-IV-2013 (prefloración), C. Ortiz & M. Rubio (v.v.); ibíd., 8-IV-2013 (floración), J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (v.v.); ibíd., 29-IV-2013 (UPCT 2995). Fig. 1.4. En la misma posición del único ejemplar detectado en 2013 crecen en la primavera de 2015 –transcurridos dos años desde su localización– cuatro ejemplares, dos reproductores. Lamentablemente éstos son robados por desaprensivo, aunque en la posición del primero rebrota roseta de hojas basales en otoño de 2015.

Orchis conica: MURCIA: 30SWH6594D, Puerto de la Cadena (pr. Ermita de Lo Pareja), 295 m, pastizales sobre margas ricas en arenas, 27-III-2010 (floración), C. Ortiz & M. Rubio; ibíd. 1-IV-2010 (flores marchitas), J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa; ibíd., 25-III-2011 (floración), (UPCT 3020). Figura. 1.2. Adenda *Orchis conica* (López Espinosa & Sánchez Gómez, 2011). Población constituida por un único individuo, cuya última floración tuvo lugar en primavera de 2011. En 2014 y 2015 no se observa desarrollo vegetativo de la planta, por lo que puede estimarse que ha desaparecido, y de esta forma tanto población como especie en la Región de Murcia, hasta que se localicen nuevos ejemplares.

3. LISTADO DE ORQUIDOFLORA MURCIANA

El siguiente catálogo de orquídeas silvestres de la Región de Murcia es actualización de noviembre de 2015 del presentado por López Espinosa & Sánchez Gómez (2007: 66-67), fundamentado igualmente en criterio sintético y simplificado respecto a muy distintas combinaciones binomiales según autor y obra, estando en consonancia con la nomenclatura de las floras de territorios limítrofes. El Listado de orquidoflora murciana se actualiza regularmente en Internet, al final del reportaje divulgativo sobre Orquídeas Silvestres en el Canal de Flora de Región de Murcia Digital (www.regmurcia.com/flora). (Tabla 1)

Tabla 1 Listado de orquidoflora murciana

1. <i>Aceras anthropophorum</i> (L.) W. T. Aiton	20. <i>Ophrys dyris</i> Maire [2011]
2. <i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich.	21. <i>Ophrys incubacea</i> Bianca ex Tod.
3. <i>Barlia robertiana</i> (Loisel.) Greuter	22. <i>Ophrys lutea</i> Cav.
4. <i>Cephalanthera damasonium</i> (Mill.) Druce	23. <i>Ophrys scolopax</i> Cav. s.l. (incl. <i>O. picta</i> Link)
5. <i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch	24. <i>Ophrys speculum</i> Link subsp. <i>speculum</i>
6. <i>Cephalanthera rubra</i> (L.) Rich.	
7. <i>Dactylorhiza elata</i> (Poiret) Soó subsp. <i>sesquipedalis</i> Willd. Soó (incl. <i>D. incarnata</i> (L.) Soó)	25. <i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd.
<i>Dactylorhiza incarnata</i> (L.) Soó	26. <i>Ophrys</i> x <i>heraultii</i> G. Keller (<i>O. speculum</i> subsp. <i>speculum</i> x <i>O. tenthredinifera</i>) [2013]
<i>Epipactis atrorubens</i> (Hoffm.) Besser	27. <i>Ophrys</i> x <i>minuticauda</i> Duffort (<i>O. apifera</i> x

8. <i>Epipactis cardina</i> Benito Ayuso & Hermosilla <i>Epipactis helleborine</i> (L.) Crantz	<i>O. scolopax</i>) [2013]
9. <i>Epipactis kleinii</i> M. B. Crespo, M. R. Lowe & Piera <i>Epipactis latifolia</i> (L.) All.	28. <i>Orchis cazorlensis</i> Lacaita
10. <i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Sw. <i>Epipactis parviflora</i> (A. & C.Niesch.) E. Klein comb. illeg.	29. <i>Orchis champagneuxii</i> Duffort [2013]
11. <i>Epipactis tremolsii</i> Pau	30. <i>Orchis collina</i> Banks & Sol. ex Russell
12. <i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br. [2008]	31. <i>Orchis conica</i> Willd. [2010-2015]
13. <i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng.	32. <i>Orchis coriophora</i> L. s.l. (incl. <i>O. fragans</i> Pollini)
14. <i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw.	<i>Orchis mascula</i> (L.) L.
15. <i>Listera ovata</i> (L.) R. Br.	33. <i>Orchis olbiensis</i> Reut. ex Gren.
16. <i>Neotinea maculata</i> (Desf.) Stearn	34. <i>Orchis papilionacea</i> L. var. <i>grandiflora</i> Boiss.
17. <i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich. [2010, pendiente de confirmar]	35. <i>Orchis purpurea</i> Huds.
18. <i>Ophrys apifera</i> Huds.	<i>Orchis tridentata</i> Scop.
19. <i>Ophrys fusca</i> Link s.l. (incl. <i>O. lupercaleis</i> Devillers-Tersch. & Devillers / <i>O. forestieri</i> (Rchb. f.) Lojacono, <i>O. bilumulata</i> Risso)	36. <i>Orchis ustulata</i> L. [2007]
	37. <i>Serapias lingua</i> L.
	38. <i>Serapias parviflora</i> Parl.

4. NOVEDADES COROLÓGICAS RELEVANTES PARA LA ORQUIDOFLORA DE LA REGIÓN DE MURCIA Y LOCALIDADES DE INTERÉS POR EL ÁMBITO GEOGRÁFICO DONDE SE ENCUENTRAN.

4.1. Referencias corológicas destacadas.

Aceras anthropophorum: CEHEGÍN, 30SXH0910B, Sierra de Burete (pr. Albergue Coto Real), 765 m, sotobosque de pinar, 17-V-2012 (flores marchitas), J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (UPCT 2160); ibíd., 1-V-2013 (floración), J. L. Coll, J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (v.v.). 30SXH0910D, Sierra de Burete, 825 m, 30-IV-2015, F. J. López Espinosa & P. Martínez López (v.v.). (Figura 3.1)

Epipactis microphylla: BULLAS, 30SXH1313A, El Carrascalejo (Barranco de la Regidora), 600 m, hojarasca de robles en sotobosque umbrío, 8-V-2013 (prefloración), J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (v.v.); ibíd., 5-VI-2013 (floración), J. A. López Espinosa & F. J. Sánchez Saorín (UPCT 2700). Figura 3.2

Himantoglossum hircinum: TOTANA, 30SXG2982D, Rambla de los Molinos, 310 m, 27-IV-2012, J. L. Cánovas (v.v.). Cita de P. Sánchez Gómez en la base de datos del Programa de Seguimiento de Flora en la Región de Murcia, que facilita la Dirección General de Medio Ambiente de la Consejería de Presidencia de la Región de Murcia, en respuesta a Solicitud de información corológica de diferentes especies de orquídeas (con referencia AUF/2013/0057). Sin embargo, sobre esta referencia, coherente por ámbito geográfico y hábitat respecto a las precedentes, se realiza la

siguiente precisión en conversación mantenida durante sesión IV de pósters del VII Congreso de Biología de la Conservación de Plantas en Vitoria-Gasteiz: “el único individuo detectado, que podría haber desaparecido, no se observa en floración hasta años después y entonces las flores (en la antesis) posiblemente correspondían a *Barlia robertiana*” (J. L. Cánovas, com. pers.), por lo que en este sentido la cita puede considerarse errónea y debe descartarse.

Neottia nidus-avis: MULA, 30SXG2295, Sierra Espuña (Umbria del Bosque), M. Cánovas (v.v.). Aunque la fiabilidad de la fuente es incuestionable y la referencia ha sido considerada válida en determinados trabajos (Cánovas *et al.*, 2010: 40; Sánchez Gómez *et al.*, 2011a: 152, 158), sin material recolectado ni fotografía, y habiendo resultado infructuosas jornadas en su búsqueda, debe considerarse esta cita –necesariamente– como pendiente de confirmar.

Ophrys bilunulata: ALHAMA DE MURCIA, 30SXG3091 (aproximada), Sierra Espuña (entre Fuente del Hilo y Casa Forestal Huerta Espuña), 31-III-2007, J. Galindo (v.v.). Figura 2.1. Referencia complementaria a la cita también espunense del Valle de Leiva (López Espinosa & Sánchez Gómez, 2007: 141), correspondiente al pliego MA 698392, cuyo material se determina como *Ophrys fusca* subsp. *bilunulata* por J. J. Aldasoro & L. Sáez en la revisión del género para Flora iberica (Aedo & Herrero (eds.), 2005: 179), y además confirma la presencia del taxón en la provincia de Murcia. Paradójicamente, ambas localizaciones –en la misma sierra– corresponden a ejemplares que se indican como únicos, aislados, y se encuentran en territorio con predominio de poblaciones de *Ophrys lupercalis* (*O. fusca* subsp. *fusca* / *O. forestieri*).

Orchis ustulata de flores hipocromáticas: ALHAMA DE MURCIA: 30SXG5290C, Sierra de Carrascos (cumbre), 1000 m, coscojar, 6-V-2013, P. Martínez López; *ibíd.*, 9-V-2013, J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (UPCT 2666, Herb. López Espinosa 112). Figura 3.4. Curiosamente, se trata de uno de los cuatro ejemplares del grupo detectado en 2007, que por entonces no se encontraba en floración. La hipocromía en este taxón es particularmente rara en la Península Ibérica, no habiéndose podido confirmar referencias previas.

4.2. Especies protegidas del Decreto nº 50/2003 (BORM núm. 131)

Barlia robertiana: ABANILLA, 30SXH6928D, Lomas de Algezar, 170 m, V-2013 (fructificación), A. Ruiz Rocamora (v.v.). ÁGUILAS, 30SXG3243, Cabo Cope (Calabardina), II-2012 (roseta de hojas basales), S. Montero (v.v.). CARTAGENA, 30SXG8063B, 50 m, II-2009, M. Á. Carrión (com. pers.). LORCA, 30SXG0199, Doña Inés (pr. Tornajo), 880 m, pastizal nitrificado sobre sustrato de naturaleza yesífera, 20-III-2010, D. López García (MUB-SURESTE 111182) (Sánchez Gómez *et al.*, 2011b: 163). 30SXG0476 (aproximada), Pantano de Puentes, II-2010, S. Montero & D. Montero (v.v.). 30SXG1167, Lorca (pr. Hospital General Universitario Rafael Méndez), II-2012, S. Montero (v.v.). MAZARRÓN, 30SXG3961, 30SXG3962, Sierra de las Herrerías, P. Solano (v.v.). MOLINA DE SEGURA, 30SXH5708A, Ribera de Molina (pr. Barrio la Bomba), 70 m, II-2015, C. Gil Artero (v.v.). MORATALLA, 30SWH9627, Moratalla, 700 m, II-2011, E. Martí (v.v.). MURCIA,

30SXG6594D, Puerto de la Cadena (pr. Ermita de Lo Pareja), 290 m, IV-2007 (fructificación temprana), J. Marín (v.v.); 30SXG6694AB, 30SXG6695CD, *ibíd.*, II-2008, J. Moya & J. López Bermúdez (v.v.). Población con efectivos que supera la cifra de 5000 ejemplares, en los cuartiles indicados y otros próximos. En el cercano Parque Regional El Valle, donde se registra la primera localidad en las sierras prelitorales (Eremitorio de la Luz), se han detectado sucesivamente nuevas localizaciones de individuos y grupos (Vivero Forestal El Valle, "Bar de la Balsa", Rambla del Valle, Cabezo de la Luz, Los Teatinos, La Naveta, etc.). PILAR DE LA HORADADA (ALICANTE), 30SXH9097, Río Seco (área recreativa de la urbanización Pinar de Campo verde), 100 m, 11-III-2009, A. Samper (v.v.) (Pedauyú *et al.*, 2012: 4). PUERTO LUMBRERAS, 30SXG0255, 545 m, 11-I-2012, L. Revelles & F. Carrillo (v.v.). Los cultivos de oliveras centenarias y su entorno, donde se encontraba esta población, fueron arrasados por aguas de avenida durante la Riada de San Wenceslao, ocurrida el 28 de septiembre de 2012.

Ophrys incubacea: ALHAMA DE MURCIA, 30SXG5189A, Sierra de Carrascoy (cumbre), 975 m, 5-V-2015, P. Martínez López, C. Portillo & F. J. López Espinosa (v.v.). RICOTE, 30SXH3822C, Sierra de Ricote, 1100 m, III-2007, J. B. Vera (v.v.).

Orchis purpurea: MORATALLA, 30SWH7124, Sierra de Villafuerte (Molino de Arroyo Blanco), 1135 m, 29-V-2009 (fructificación temprana), M. Rubio (v.v.). 30SWH7225, Calar de la Santa (La Melera), 1235 m, 21-IV-2012 (prefloración), M. Rubio (v.v.). 30SWH8232D, Chaparral de Bagil (pr. Cueva de los Morciguillos), 1370 m, V-2010, F. Contreras (v.v.).

Serapias parviflora: CARTAGENA, 30SXG8364D, Sierra Minera (pr. Alumbres-La Parreta), 100 m, 24-IV-2013, J. A. López Espinosa, J. L. Coll (v.v.). 30SXG8564D, Sierra Minera (pr. Alumbres-La Peraleja), 125 m, J. A. Navarro (v.v.). 30SXG8762A, Sierra Minera (pr. El Gorguel-Mina del Inocente), 85 m, 16-IV-2011, J. L. Sánchez Vidal (v.v.). 30SXG9064B, Parque Regional de Calblanque (pr. Llano del Beal), 220 m, J. A. Navarro (v.v.). 30SXG9065B, Sierra Minera (pr. Llano del Beal), 180 m, F. J. Sánchez Saorín (v.v.). LA UNIÓN, 30SXG8864A, Sierra Minera (Sancti Spiritus), 320 m, J. A. Navarro (v.v.).

4.3. Otros taxones y referencias de interés:

Cephalanthera damasonium: BULLAS, 30SXH1313A, El Carrascalejo (Rambla de la Regidora), 600 m, V-2012, P. Martínez López (v.v.).

Epipactis tremolsii: ÁGUILAS, 30SXG2958A, Sierra de la Almenara (pr. Talayón), 810 m, P. Solano (v.v.); *ibíd.*, I-VI-2010, P. Solano, J. A. López Espinosa & J. L. López Nieto (v.v.) (Herb. López Espinosa 17). Figura. 3.3. ALHAMA DE MURCIA, 30SXG5290C, Sierra de Carrascoy (cumbre), 1045 m, 6-V-2013 (prefloración), P. Martínez López (v.v.). CEHEGÍN, 30SXH0909B, Sierra de Burete, 835 m, 17-V-2012 (prefloración), J. A. López Espinosa & F. J. López Espinosa (v.v.). LORCA, 30SXH1695, Peña Rubia, 1100 m, taludes en laderas de umbría, 3-VII-2011, J. L. Cánovas, D. López García & P. Sánchez Gómez (MUB-SURESTE 112438) (Sánchez Gómez *et al.*,

2011b: 166). MULA, 30SWG1599, Sierra de Cambrón (La Selva), 1450 m, formación boscosa húmeda al pie de cantiles, 4-VII-2010, D. López García (MUB-SURESTE 111175) (Sánchez Gómez *et al.*, 2011b: 166). 30SXG1299, Barranco de Mula, 1090 m, bosque de encina en umbría, 4-IX-2010, D. López García & P. Sánchez Gómez (MUB-SURESTE 111330) (Sánchez Gómez *et al.*, 2011b: 166). RICOTE, 30SXH3722C, Sierra de Ricote (umbría del Cabezo de los Machos), 850 m, 19-III-2013, F. J. Sánchez Saorín & A. Carrillo (UPCT 2840).

Limodorum abortivum: JUMILLA, 30SXH6157D, Sierra del Carche (Rambla del Saltador), 880 m, P. Martínez López (v.v.). ORIHUELA (ALICANTE), 30SXH8302, Sierra Escalona, 290 m, 19-IV-2010, J. M. Pérez-García & J. A. Sánchez-Zapata (v.v.) (Pedaúy *et al.*, 2012: 3). Localidad próxima al límite provincial con Murcia (1 km), en alineación montañosa y cota que hace presuponer que pueda encontrarse en el sotobosque de las sierras prelitorales murcianas situadas inmediatamente hacia el este (Sierra de Altaona, Sierra de Columbares y Sierra de la Cresta del Gallo).

Neotinea maculata: ÁGUILAS, 30SXG2952, Lomo de Bas (Loma de la Pinilla), 500 m, 17-I-2011 (roseta de hojas basales maculadas), P. Solano & J. Robles (v.v.).

Ophrys apifera: ABANILLA, 30SXH7536A, Río Chícamo, 320 m, 9-V-2010, J. A. López-Espinosa & F. J. López-Espinosa (v.v.). LORCA, 30SXG3057, Sierra de la Almenara (Rambla del Talayón), P. Solano (v.v.).

Ophrys lutea: CARTAGENA, 30SXG2963C, Parque Regional de Calblanque (Atamaría), 150 m, pastizales en litosuelos, 14-III-2014, J. A. López-Espinosa & F. J. López-Espinosa (UPCT 3014). MURCIA, 30SXG6297D, Parque Regional El Valle-Puerto de la Cadena (pr. arroyo de la Rambla del Puerto), 250 m, 9-IV-2015, F. J. López-Espinosa (v.v.).

Orchis papilionacea: CEHEGÍN, 30SXH0812C, Sierra de Burete (La Almazara), 630 m, IV-2015, J. Melgares de Aguilar (v.v.). MORATALLA, 30SWH8333A, Rincón de los Huertos, 1265 m, V-2010, F. Contreras (v.v.). MURCIA, 30SXH6601A, Algezares (pr. cementerio), 80 m, III-2007, F. Ruedas (v.v.).



1



2



3



4

Figura 1. Nuevos taxones y nototaxones para la orquidoflora de la Región de Murcia.
 1. *Gymnadenia conopsea*, Sierra de Villafuerte, 27-VI-2008, J. A. López-Espinosa. 2. *Orchis conica*, Puerto de la Cadena, 25-III-2011, J. A. López-Espinosa. 3. *Ophrys dyris*, Sierra del Gigante, 8-IV-2011, D. Montero. 4. *Orchis champagneuxii*, Puerto de la Cadena, 8-IV-2014, J. A. López Espinosa.



Figura 2. Nuevos taxones y nototaxones para la orquidoflora de la Región de Murcia.
 1. *Ophrys bilunulata* (cf. E. J. Arnold), Sierra Espuña, 31-III-2007, J Galindo. 2. *Ophrys* x *heraultii*, Vivero Forestal El Valle, 27-II-2013, J. A. López Espinosa. 3. *Ophrys* x *minuticauda* (cf. J. A. Díaz Romera), Arroyo Blanco, 10-VI-2013, J. A. López Espinosa.

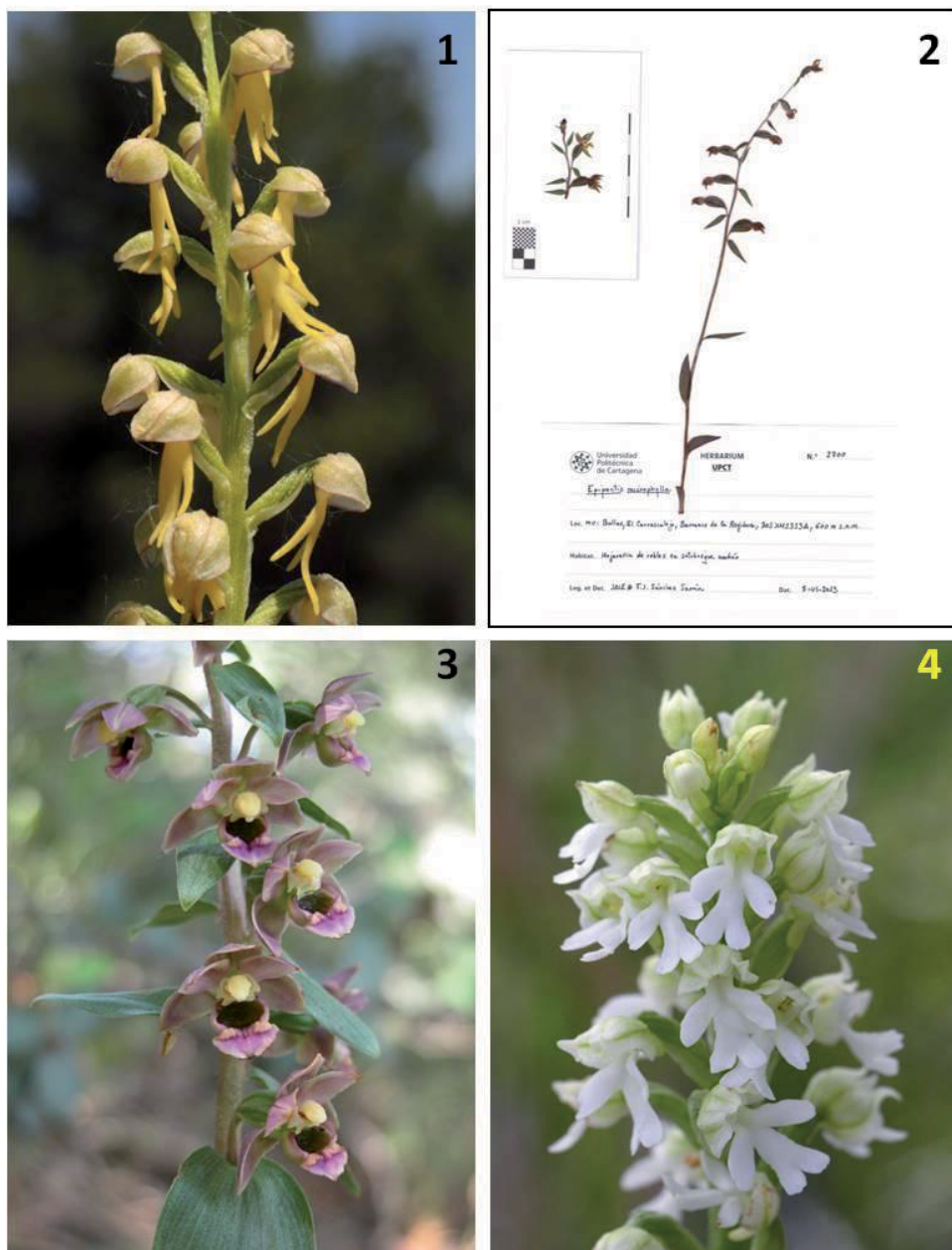


Figura 3. Novedades corológicas relevantes para la orquidoflora de la Región de Murcia.

1. *Aceras anthropophorum*, Sierra de Burete, 9-V-2015, J. A. López Espinosa. **2.** *Epipactis microphylla*, El Carrascalejo, 5-VI-2013, UPCT 2700. **3.** *Epipactis tremolsii*, Sierra de Almenara, 1-VI-2010, J. A. López Espinosa. **4.** *Orchis ustulata* hipocromática, Sierra de Carrascosy, 9-V-2013, J. A. López Espinosa.

BIBLIOGRAFÍA

- AEDO, C. Y HERRERO, A. (2005): “*Flora iberica* nº 21 (Smilacaceae-Orchidaceae)”. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC.
- CÁNOVAS, L., CÁNOVAS, M. Y MORENO, J.A. (2010): “Planificación y gestión de la flora en Sierra Espuña”, en Dirección General de Patrimonio Natural y Biodiversidad (ed.): *Murcia enclave ambiental*, nº 24, pp. 34-41. <<http://www.murciaenclaveambiental.es/tercer-trimestre-2010.html>> [consulta: 20/10/2015]
- DELFORGE, P. (2002): “*Guía de las Orquídeas de España y Europa, Norte de África y Próximo Oriente*”. Barcelona: Lynx Edicions.
- LÓPEZ-ESPINOSA, J.A. (2006-): “*Base de datos de las orquídeas silvestres de la Región de Murcia*”. <<http://www.lopezespinoso.com/joseantonio/orquideas/bd>> [consulta: 20/11/2015]
- LÓPEZ-ESPINOSA, J.A. Y SÁNCHEZ-GÓMEZ P. (2006): “The orchids of the Region of Murcia, Spain”. *Journal Europäischer Orchideen* nº 38 (4), pp. 799-865.
- LÓPEZ-ESPINOSA, J.A. Y SÁNCHEZ-GÓMEZ P. (2007): “*Orquídeas silvestres de la Región de Murcia*”. Murcia: DM Librero Editor.
- LÓPEZ-ESPINOSA, J.A. Y SÁNCHEZ-GÓMEZ P. (2009): “*Orquídeas silvestres de la Región de Murcia – Adenda 2009 (Gymnadenia conopsea)*”. <<http://www.lopezespinoso.com/joseantonio/orquideas/Adenda-Gymnadenia-conopsea.pdf>> [consulta: 20/11/2015]
- LÓPEZ-ESPINOSA, J.A. Y SÁNCHEZ-GÓMEZ P. (2011): “*Orquídeas silvestres de la Región de Murcia – Adenda 2011 (Orchis conica)*”. <<http://www.lopezespinoso.com/joseantonio/orquideas/Adenda-Orchis-conica.pdf>> [consulta: 20/11/2015]
- PEDAUYÉ, H., PÉREZ-GARCÍA, J.M. Y SAMPER, A. (2012): “Novedades orquidológicas para la comarca del Bajo Segura (Alicante)”. *Flora Montiberica*, nº 50, pp. 3-7.
- SÁNCHEZ-GÓMEZ, P., JIMENEZ, J.F., VERA, J.B., VELAMAZÁN, M. Y CARRIÓN, M.Á. (2011a): “Evaluación estratégica y seguimiento de la flora protegida y de interés científico en el Parque Regional de Sierra Espuña (Región de Murcia)”, en Serra, L. (ed.): *Jornadas Estatales de estudio y divulgación de la flora de los Parques Nacionales y Naturales*. Alcoy: CAM, pp. 145-160.
- SÁNCHEZ-GÓMEZ, P., LÓPEZ-GARCÍA, D., JIMÉNEZ, J.F., VERA, J.B., CÁNOVAS, J.L. Y SÁNCHEZ-SAORÍN, F.J. (2011b): “Nuevas aportaciones corológicas sobre la flora del sureste ibérico”. *Anales de Biología* nº 33, pp. 161-174.

Capítulo 5

Una perspectiva sobre la evolución reciente de la micología en el sureste ibérico

Alonso Verde^{1,3*}, J. Fajardo^{1,2,3}, R. Roldan¹, Diego Rivera⁴, Concepción Obón⁵, Francisco Alcaraz⁴, D. Blanco³ y C. Rodríguez³

¹Grupo de investigación en Etnobiología, Flora y Vegetación del Sureste Ibérico. Instituto Botánico UCLM, Jardín Botánico de Castilla-La Mancha, Albacete (España); ²Universidad Popular de Albacete, Albacete (España); ³Sociedad Micológica de Albacete; ⁴Depto. Biología Vegetal, Facultad de Biología, Universidad de Murcia, 30100 Murcia, España; ⁵Depto. de Biología Aplicada, Escuela Politécnica Superior de Orihuela. Universidad Miguel Hernández, 03312, Orihuela (Alicante), España. Email: * alonsoverde@gmail.com

RESUMEN

Se revisa la evolución de la Micología en el Sureste Ibérico en los últimos cuarenta años. Pese a incluir las regiones más áridas de Europa, alberga una gran diversidad de ambientes e incluye interesantes espacios naturales con una rica micobiota, en la que destacan por su originalidad las comunidades cistófilas y las especies mediterráneas. A finales de los años 70 se comenzó a estudiar la micobiota del Sureste Ibérico. Estos primeros estudios derivaron en una mayor aproximación al catálogo micológico del Sureste Ibérico. A partir de estos estudios y a través de la facultad de Biología de Murcia comienza a desarrollarse la ciencia de la micología en esta zona con la formación de importantes investigadores en el campo de la micología, como es el caso del profesor Mario Honrubia que marca el despegue de esta ciencia en campos como la micología aplicada (biotecnología, micorrizas y sus aplicaciones a cultivos forestales y agricultura ecológica, entre otros), cultivos de hongos comestibles, la etnomicología y el desarrollo rural.

ABSTRACT

The evolution of Mycology in the Iberian Southeast is reviewed for the last forty years. Despite being the driest part of Europe, it is outstanding for the unique cistophilous communities and the richness in Mediterranean species. These early studies led to a greater approximation to an Southeast Iberian mycological catalogue. It is from these studies and through the Faculty of Biology of Murcia when it begins to develop the science of mycology in this area with the formation of leading researchers in the field of mycology as is the case of Professor Mario Honrubia marking the launch of this science in applied mycology fields such as: biotechnology, mycorrhizae and their application to forestry crops and organic agriculture, among others, cultures of edible mushrooms, ethnomycology and rural development.

1. INTRODUCCIÓN

El Sureste Ibérico (Fig. 1) comprende una zona en la Península Ibérica conformada por las provincias de Murcia, Albacete, Almería y Alicante, el sur de Valencia y Cuenca, el este de Ciudad Real y Jaén y noreste de Granada. Abarca unos 65.00 km² y muy variados sustratos geológicos, con altitudes desde el nivel del mar en las costas hasta por encima de los 2000 metros en la montañas béticas del sur; la pluviometría alcanza desde los 200 litros en zonas de Almería, Murcia y Albacete hasta los 1500 en las montañas Béticas. El clima y la vegetación son mediterráneos (desde termomediterráneo hasta oromediterráneo). Es una zona rica en endemismos, con una flora vascular que supera las 4 000 especies (Armas et al., 2011, Valdés, Alcaraz & Rivera, 2001).

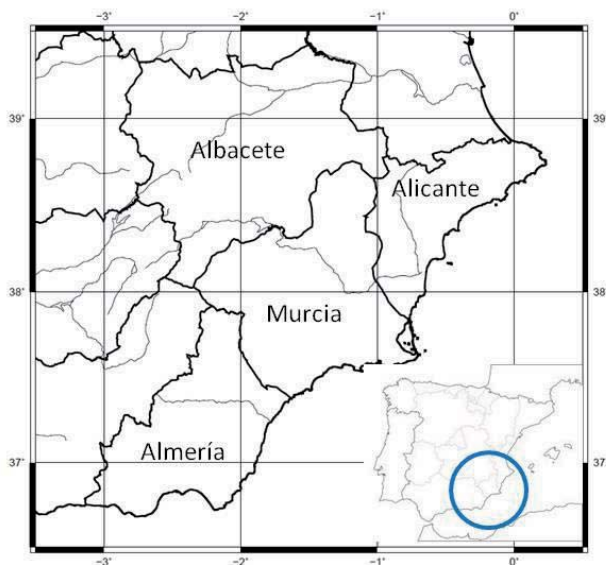


Figura 1. Localización del Sureste Ibérico en sentido amplio (Modificado de Armas *et al.*, 2011).

La micobiota hasta hace apenas 40 años, ha sido muy poco estudiada. A partir de la década de 1970 Malençon y Llimona inician por estas tierras el estudio e inventariado de especies de macro y micromicetes y realizan las primeras publicaciones. A partir de diversos estudios dirigidos por el profesor X. Llimona, en la facultad de Biología de Murcia comienza a desarrollarse la micología, con la formación de investigadores como el profesor Mario Honrubia (desaparecido en 2015), centrada en un profundo estudio taxonómico de los diferentes grupos de hongos del Sureste Ibérico, que se extiende hasta finales de los años 80. En las siguientes décadas, en universidades como la de Murcia y Granada, la UCLM, Universitat de Alacant, Universidad Miguel Hernández, Universidad de Almería y en instituciones científicas como el CEBAS, tuvo lugar un desarrollo de la micología aplicada en sus diferentes vertientes: micorrizas, Biotecnología Forestal, y sus aplicaciones en agricultura biológica, entre otras. A partir de 1985 y en los 90 se crean las primeras sociedades micológicas como la

Asociación Micológica Lactarius, la Sociedad Micológica Caudetana (decana de la provincia de Albacete) y la Sociedad Micológica de Albacete, entre otras. Muchas de éstas como es el caso de la de Jaén y Albacete surgen por iniciativas de alumnos de diferentes Universidades Populares que llevaban años participando en cursos específicos en esta materia.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha realizado una exhaustiva revisión bibliográfica de la literatura micológica (tesis doctorales, monografías, artículos científicos y divulgativos, folletos de difusión de jornadas y encuentros micológicas, exposiciones, etc.) referente a las provincias integradas en el Sureste Ibérico.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Micología en el Sureste Ibérico aparece en diferentes facetas o versiones, como son la Taxonomía, la Micología Aplicada, la Etnomicología, la Educación Ambiental o como herramienta indispensable para el Desarrollo Rural (Tabla 1).

Tabla 1. Centros de Investigación y líneas de investigación en Micología Aplicada. (*)
Actualmente se cobran tasas por la prestación de estos servicios.

Entidad	Localidad y Provincia	Línea de investigación
Universidad de Murcia	Murcia	Micorrizas - Cultivos trufas y hongos micorrícicos comestibles - Dinámica poblaciones fúngicas - Biotecnología Forestal - Cultivos de tejidos vegetales
Universidad Miguel Hernández	Orihuela (Alicante)	Biodiversidad, interacciones e implicaciones ecológicas de micorrizas arbusculares en suelos de yesos - Biodiversidad, interacciones e implicaciones ecológicas de micorrizas arbusculares en suelos salinos
CEBAS	Murcia	Estudios básicos y aplicados sobre la microbiología de suelos de zonas semiáridas y simbiosis micorrícica - Estudios de la respuesta fisiológica de las plantas micorrizadas sometidas a estrés hídrico - Interacciones entre diversos microorganismos promotores del crecimiento y su aplicación en agricultura ecológica
Universidad de Almería	Almería	Fitopatología
Universidad politécnica de Cartagena	Cartagena (Murcia)	Fitorremediación - Micorrizas
Centro de Investigación, Experimentación y Servicios del Champiñón.	Quintanar del Rey (Cuenca)	Analítica físico-química y microbiológica, orientada a la caracterización y evaluación de materiales relacionados con el cultivo (materias primas, sustratos de cultivo, mezclas de cobertura y sus componentes) - Identificación de agentes patógenos causantes de plagas y enfermedades (*) - Asesorías a cultivadores y técnicos - Organización e impartición de cursos teórico-prácticos destinados a la formación de cultivadores (Incorporación a la Empresa Agraria) - Organización de Jornadas Técnicas de transferencia de resultados

Micobiota

El primer estudio sistemático son exploraciones micológicas realizadas entre 1977 y 1980 en 55 localidades de Murcia, Albacete, Almería, Alicante y Jaén, que dieron lugar a más de una docena de catálogos, correspondientes a los diferentes grupos taxonómicos. Se publicaron en diversas revistas, consistiendo, por ejemplo, en lo referente a Gasteromicetes, en 167 recolecciones correspondientes a 28 especies, en general poco conocidas o nuevas para el SE de España (Tabla 2). Una de las grandes habilidades de Xavier Llimona, y también de Mario Honrubia, era implicar en sus investigaciones micológicas a notables especialistas españoles y extranjeros, lo que dio lugar a la colaboración en estos artículos de investigadores como Francisco de Diego Calonge (Real Jardín Botánico de Madrid), Gabriel Moreno (Universidad de Alcalá), Paul Berthet (Universidad de Lyon), V. Demoulin (Universidad de Lieja), G. Malençon (Valognes, Francia), Enric Gracia (Universidad de Barcelona), R. Bertault (Auvergne, Francia), Enrique Descals (CSIC), Marcel Bon, Jorge Wright (Universidad de Buenos Aires), y otros. Esto permitió desarrollar una ingente tarea de catalogación sistemática.

Tabla 2. Publicaciones micológicas sobre el Sureste Ibérico agrupadas por temas y cronología.

Publicaciones

1 Micobiota

HONRUBIA, M. y LLIMONA, X. (1979). Aportación al conocimiento de los hongos del S.E. de España. I. *Act. Bot. Malacitana*, 5: 131-146. - MALENÇON, G. y LLIMONA, X., (1980). Champignons de la Peninsule Iberique VI. Est et Sud-Est. *An. Univ. de Murcia. Ciencias*. Murcia. - HONRUBIA, M., DE DIEGO-CALONGE, F., DEMOULIN, V., MORENO, G., LLIMONA, X. (1980). Aportación al conocimiento de los hongos del SE. de España VI: Esclerodermatales Licoperdales, Niludariales, Falales, Himenogasterales, Podaxales (Gasteromicetes, Basidiomicetes). *Anales de la Universidad de Murcia Ciencias*, 38: 101-132. - HONRUBIA, M. y LLIMONA, X. (1982). Aportación al conocimiento de los Hongos del SE de España VIII. Afiloforales (Basidiomicetes). *Collectanea Botanica* Vol. 13: 491-532. - HONRUBIA, M. (1982). Aportación al conocimiento de los hongos del S.E. de España. Tesis doctoral. - HONRUBIA, M., LLIMONA, X., ALCARAZ, F. y GARCÍA, E. (1982). El componente fúngico de las principales comunidades vegetales del SE de España. *Lazaroa* 4: 313- 325. - HONRUBIA, M., MORENO G. y BON M. (1982). Notas sobre el género *Melanoleuca* (Agaricales) en el sudeste español. *Collectanea Botanica* 13(2): 549-557. - MALENÇON G. y LLIMONA X. (1983). Champignons de la Peninsule Iberique: VII-Flore vernale du SE: Basidiomycetes. *Anales de la Universidad de Murcia*, 39 (1 4): 3-89. - HONRUBIA M, BERTHET P. y LLIMONA X. (1983). Contribution a la connaissance des champignons du sud-est de L'Espagne. VII. Pezizales (Ascomycetes). *Société Linnéenne Lyon*, 2: 46-62. - HONRUBIA, M. y LLIMONA, X. (1983). Aportación al conocimiento de los hongos del SE. de España. X. Boletales, Agaricales, Rusulales. *Anales Universidad Murcia*, 42 (1-4): 137-200. - HONRUBIA, M. y GEA, F. J. (1984). Himenomicetes interesantes en el S.E. español. In. *J. Myc. Lich.*, 1 (3): 367-380. - LÓPEZ -SÁNCHEZ, E. (1985). *Estudio de los Mixomicetos del S-E- español*. Tesina de Licenciatura. Universidad de Murcia, Murcia. - LÓPEZ -SÁNCHEZ, E., HONRUBIA, M., GRACIA, E. y GEA, F. J. (1986). Catálogo taxonómico provisional de los mixomicetes del S.E. de España. *Anal. Biol.* 9: 35-39. - LARIOS, J.M., HONRUBIA, M. y TORRES, P. (1986). Nota sobre Ascomycotina en el S.E. de España peninsular. III. Pirenomicetos saprófitos. *Actas VI Simposium nacional Bot. Crip.*: 291-303. - GEA, F.J., HONRUBIA, M. y LÓPEZ SÁNCHEZ, E. (1987). Nuevas citas de hongos agaricoides en el sureste de España. *Collet. Bot.* 17 (1): 21-26. - GALLEGO, E. (1989). *Micromicetos epífitos en el S.E. ibérico*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Murcia. - JIMENEZ F. (1989). Catálogo de hongos superiores en Puente la Sierra (Jaén). *Blancoana* 7: 133-136. - ORTEGA A. (1992). *Setas de Andalucía Oriental*. Colegio Oficial de Farmacéuticos de la provincia de Granada.,

- Granada. - ROLDÁN, A. y HONRUBIA, M. (1992). *Catálogo actualizado de los hongos superiores de la provincia de Albacete*. Diputación de Albacete, Albacete. - JIMÉNEZ F. (1992). Setas de Jaén. Boletín Asociación Micológica *Lactarius* - JIMÉNEZ F. (1994). Contribución al estudio de los hongos de la provincia de Jaén. I. *Boletín Sociedad Micológica de Madrid* 19: 111-154. - GÓMEZ J., MORENO, B. y BARBA, C.J. (1997). Adiciones al catálogo micológico de la provincia de Jaén: algunas especies de hongos hipogeos interesantes y nuevas para la provincia. *Lactarius* 6: 3-17. - DELGADO, J y DELGADO MURIEL, M. T. (1999). Aportación al conocimiento de mixomicetos de Jaén II. *Lactarius*, 8: 40-52 - CALONGE, F., VASCO, F y FERNÁNDEZ, F. (1999). Contribución al conocimiento de los hongos hipogeos de Albacete (España). *Bol. Soc. Micol. Madrid*, 24: 187-191 - CALONGE, F., FERNÁNDEZ, A. y VASCO, F. (2000). Contribución al conocimiento de los hongos hipogeos de Albacete (España). II. Registro de diez especies nuevas para la provincia. *Bol. Soc. Micol. Madrid*, 25: 171-175 - FAJARDO, J., BLANCO, D. y VERDE, A. (2001). Hongos conocidos popularmente en la provincia de Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses Sabuco* 2: 87-120. - FAJARDO, J., BLANCO, D. y VERDE, A. (2003). El género *Lactarius* en la provincia de Albacete. *Revista de Estudios Albacetenses Sabuco* 4: 5-32. - GALLEGO, E. (2004). Los Hongos. Los subdesiertos de Almería. En: *Naturaleza de cine*: 123-124. - MUÑOZ, A. MIRANDA, R., FERNÁNDEZ, M., CARRILLO, C. y SÁNCHEZ, F. (2006). *Setas de la Región de Murcia*. Ed. D.G. Medio Natural, Murcia, Región de Murcia. - BLANCO, D, FAJARDO, J., VERDE, A. RODRÍGUEZ, C y CEBRIÁN, F. (2006). 100 setas de la provincia de Albacete. Ed. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel". Diputación de Albacete. - DÍAZ, J.R (2008). Apuntes sobre setas (hongos) en el Término Municipal de Yecla. *Athene*, 18: 32-48 - GALLEGO, E., SANCHEZ, J. GALÁN, R. y MORENO-HORCAJADA, G. (2009). *Setas*. Instituto de Estudios Almerienses, Almería. - RODRÍGUEZ, C., VERDE, A., BLANCO, D., FAJARDO, J. y ROLDÁN, R. (2009). Nuevas aportaciones al catálogo de la flora micológica de la provincia de Albacete. *Sabuco* 7: 267-279. - GALLEGO, E. y SANCHEZ, J. (2011). Los hongos en el Parque Natural Sierra de María Los Vélez. Almería. - DÍAZ, J.R. (2011). Apuntes sobre setas (hongos) en el Término Municipal de Yecla II. *Revista Athene*, 21: 39 - 61 - REYES, J. de D., FELIPE, A., THEO, D., RUS, M.I. y FERNÁNDEZ, C: (2012). Setas de otoño en Jaén, 2011. *Lactarius*, 21: 3.- MANIVEL, J. L. (2012). *Análisis de la micoflora existente en varias localidades de la Región de Murcia y criterios para su adecuada protección y gestión*. TFG. Universidad católica de Ávila. Facultad de Ciencias y Artes, Ávila. - BORDALLO, J.J., RODRÍGUEZ, A., MUNÓZ, M., SUZ, L., HONRUBIA, M y MORTE, A. (2013). Five new *Terfezia* species from the Iberian Peninsula. *Mycotaxon*, 124: 189-208 - MORENO-ARROYO, B. (2015). *Setas comestibles de Andalucía: manual de identificación*. Consejería de Medioambiente y Ordenación del Territorio, Sevilla.
- 2 Micología aplicada**
- MORTE A, LOVISOLO C, y SCHUBERT A. (2000). Effect of drought stress on growth and water relations of the mycorrhizal association *Helianthemum almeriense*-*Terfezia clavari*. *Mycorrhiza* 10: 115-119. - GUTIÉRREZ A., MORTE, A, y HONRUBIA M. (2003). Morphological characterization of the mycorrhiza formed by *Helianthemum almeriense* Pau with *Terfezia clavari* Chatin and *Picoa lefebvrei* (Pat.) Maire. *Mycorrhiza* 13: 299-307. - MORTE A, ZAMORA M, GUTIÉRREZ A. y HONRUBIA M. (2009). Desert truffle cultivation in semiarid Mediterranean areas. 221-233, in: V Gianinazzi-Pearson, C Azcón (eds). *Mycorrhizas: functional processes and ecological impact*, chapter 15. Springer-Verlag, Heidelberg.
- 3 Etnomicología**
- FAJARDO, J., VERDE, A., VALDÉS, A., RIVERA, D y OBÓN, C. (2010). Etnomicología en Castilla-La Mancha (España). *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid*, 34: 341-360 - VERDE, A., FAJARDO, J., ROLDÁN, R., RIVERA, D., OBÓN, C., BLANCO, D. y RODRÍGUEZ, C. (2015). Revisión sobre el Conocimiento Tradicional del género *Lactarius* (Russulaceae) en España. *Bol. Soc. Micol. Madrid*, 39: 267-289.
- 4 Desarrollo rural**
- HONRUBIA, M., FIGUEROA, V., FAJARDO, J., VERDE, A., BLANCO, D. & SÁNCHEZ, D. (2010). *Guía de Hongos Micodes*. Ed. Micodes. - MICOSYLVA (2015). <http://www.micosylva.com/content/balance-del-plan-cussta-en-andalucia> (último acceso 10-12-2015).

Los trabajos pioneros en esta materia se desarrollaron desde la Universidad de Murcia y de la Sociedad Micológica de Jaén en forma de publicaciones en revistas especializadas y tesis doctorales (Tabla 2).

En la década de los 90 se incrementa el catálogo de la diversidad fúngica en provincias como Jaén y Granada, a través del *Boletín de la Sociedad Micológica de Jaén* “*Lactarius*” y del *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid* o el del *Colegio Oficial de Farmacéuticos de Granada* (Tab. 2), que seguirán aportando datos sobre la flora micológica hasta periodos recientes. En la región de Murcia se publican más trabajos que aportan datos a esta biodiversidad micológica. De la provincia de Albacete, a través del *Instituto de Estudios Albacetenses* y su revista de ciencias *Sabuco* se publican otros trabajos en esta línea, al igual los publicados en el *Boletín de la Sociedad Micológica de Madrid*. En las provincias de Almería y Granada destacan los trabajos de Gallego y colaboradores (Tabla 2).

En el campo de los hongos hipogeos se profundiza en su estudio y se amplía su catálogo a través de los trabajos de Calonge, Vasco y Fernández (Tabla 2) y otros más recientes.

En los últimos años se han creado diferentes herbarios micológicos, salvaguarda de las muestras secas de hongos que se recolectan y estudian (*exsiccata*).

En el Sureste Ibérico encontramos: 1. *Herbario micológico regional. Sociedad Micológica de Albacete y Laboratorio de Etnobiología y Sistemática vegetal. Instituto Botánico. Jardín Botánico de Castilla La Mancha*. 2. *Herbario Universidad de Murcia*. 3. *Herbario Universidad de Granada*. 4. *Herbario Universidad de Jaén* y 5. *Herbario HUAL (Univ. Almería)*.

Micología aplicada

En la Universidad de Murcia a partir de 1990 se desarrollan los trabajos sobre micorrización de diferentes especies vegetales (Tabla 2). Resultado de esta labor de investigación ha llevado a crear una empresa específica en esta materia por parte de la Universidad de Murcia como es *Thader Biotechnology*.

Etnomicología

La etnomicología es una ciencia relativamente joven en nuestro país y todavía más en el área que nos ocupa este trabajo. Es el grupo de investigación, dirigido por el profesor Rivera de la Universidad de Murcia, el que comienza a trabajar en este campo (Tab. 2), y posteriormente los doctores José Fajardo y Alonso Verde, a través del grupo de investigación de Etnobiología y Taxonomía Vegetal del Sureste Ibérico de la UCLM en colaboración con la Sociedad Micológica de Albacete.

Educación Ambiental y Divulgación

En los últimos años la cultura del ocio ha llevado a acercar el interés de una gran parte de la población al mundo de los hongos. Esto representa un arma de doble filo. Por una parte es interesante,

pues hace que las autoridades se interesen por esta ciencia y de esta manera se implementen políticas dirigidas a la conservación y regulación de estos recursos. Pero, por otra parte, se crea una enorme presión sobre los ecosistemas en los que se desarrollan los hongos y sobre la flora micológica. Afortunadamente un elevado número de sociedades micológicas han aparecido en nuestra zona en los últimos cuarenta años. Muchas de ellas surgieron al abrigo de las Universidades Populares de diferentes localidades (Jaén y Albacete) y todas ellas han jugado un papel importante en el campo de la divulgación y de la educación ambiental en forma de organización de jornadas micológicas, encuentros micológicos, cursos prácticos, itinerarios micológicos o la creación y publicación de cuadernos o revistas específicas.

En la divulgación en micología, la *Universidad Popular de Albacete* comienza en 1996 a programar cursos de formación, dirigidos a adultos y estructurados en dos niveles; iniciación y avanzado, que se desarrollan en otoño con actividades puntuales en primavera. Abordan un enfoque práctico de la micología con determinación de muestras, salidas al campo y sesiones teóricas. A partir de estos cursos, se han desarrollado diversos materiales didácticos como claves dicotómicas y la *Semana Micológica de Albacete* (desde 1996), un programa monográfico y divulgativo sobre micología que sirve como punto de encuentro para los aficionados a este campo.

Han surgido empresas de turismo de naturaleza que incluyen entre sus contenidos la micología divulgativa; cursos de formación, excursiones micológicas y la organización de jornadas micológicas. Por ejemplo, *Rockrose Ecoturismo* (<http://www.rockroseecotourism.com/>), de Albacete, que elabora contenidos divulgativos relacionados con la micología del sureste en sus hojas divulgativas, entre las que se incluyen Consejos básicos para recoger setas (3), hongos cistófilos (7), las trufas (8) y los *Lactarius* (11). Otras empresas y centros que organizan actividades de este tipo son *Albergue Lugares Comunes* (Yeste, Albacete), *Ambientea* (Albacete), *Seguraventura* (Yeste, Albacete), *Hotel El Gamo* (Tragacete, Cuenca), etc.

Son numerosas las jornadas micológicas que se celebran en el sureste ibérico, a iniciativa de las diversas sociedades micológicas, pero también ayuntamientos e incluso asociaciones (Tabla 3). Otros agentes vinculados con la divulgación como los jardines botánicos presentes en la zona, como los de Albacete o Ibi, están participando en estas actividades, vinculando la micología con otras disciplinas de la biología, desde un enfoque multidisciplinar.

Micología, desarrollo rural y micoturismo

Son dos los proyectos más relevantes que en la zona sobre hongos y desarrollo rural. *CUSSTA* (Plan de Conservación y Uso Sostenible de Setas y Trufas de Andalucía) desarrollado en 2005-2009 por la Junta de Andalucía y dirigido por Baldomero Moreno. Algunos resultados de éste proyecto son: desarrollo de Puntos de Información Micológica (PIM), rutas micológicas oficiales: dos por cada provincia andaluza, Lonjas Micológicas, Jardín Micológico y el Centro Andaluz de Micología (Micosylva, 2015). *MICODES* (Micología, Conservación y Desarrollo) que se desarrolló entre varios

grupos de Desarrollo Rural como el del Altiplano Granadino, el de las Sierras de Alcaraz y Campo de Montiel, CEDER Serranía de Cuenca y Noroeste Murciano. Entre los resultados de este proyecto encontramos cursos de guías micológicas, gastronomía micológica, curso para agentes medioambientales y Seprona, excursiones micointerpretativas con escolares, celebración de jornadas micológicas y la edición de la *Guía Micodes* (Ver tabla 2).

Tabla 3. Sociedades Micológicas dentro del área de estudio y ámbito de estudio y localización (ordenadas por año de creación). (*) Jornadas micológicas se organizan también en: Alicante, Abengibre, Casas de Lázaro, Güéjar Sierra, Jayena y Fornes, Molinicos, Puebla de Don Fadrique, Sierro, Siles, Nerpio y Villarrodrigo.

Sociedad Micológica web	Localidad (Provincia)	Año de creación	Actividades (*). Publicaciones
Asociación Micológica Conquense. http://www.actiweb.es/amicon/	Cuenca	1987	Jornadas Micológicas
Asociación Micológica Lactarius. www.lactarius.org	Jaén	1988	Jornadas Micológicas y Boletín "Lactarius"
Asociación Micológica Granadina. www.sociedadmicologicagranadina.blogspot.com.es	Cenes de la Vega (Granada)	1998	Jornadas Micológicas de primavera y Jornadas Micológicas de otoño
Sociedad Micológica de Valencia. http://www.somival.org/	Valencia	1999	Jornadas Micológicas y Boletín de SOMIVAL
Sociedad Micológica "Peña Guiscanera Caudetana". http://micologiacaudete.blogspot.com.es/	Caudete (Albacete)	1999	Jornadas Micológicas
Sociedad Micológica "La Cocorra". http://www.lacocorra.net/	Motilla del Palancar (Cuenca)	2001	Jornadas Micológicas
Sociedad Micológica de Albacete. http://www.dipualba.es/micologica/	Albacete	2001	Semana Micológica de Albacete, Cuadernos divulgativos, Excursiones, charlas y lunes micológicos
Asociación Micológica Abla. www.micoabla.com	Abla (Almería)	2004 (primeras jornadas)	Jornadas Micológicas
Asociación Botánica y Micológica de Jaén. http://www.micobotanicajaen.com/AsoJaen/index.htm	Jaén	2006	Jornadas Micológicas y Revista digital

Asociación Micológica Alicantina (asoma). https://www.facebook.com/Asociacion-micologica-alicantina-144189202311941/	Ibi (Alicante)	2006 (comienzo de jornadas micológicas)	Micobotánica -Jaén Jornadas Micológicas
Asociación Micológica El Valle (amivall). http://amivall.com/index.php	Cardenete (Cuenca)	2008	Jornadas Micológicas y Centro de recursos micológicos
Asociación Micológica de Bayarcal	Bayarcal (Almería)	2010 (comienzo de jornadas micológicas)	Jornadas Micológicas
Micosegura. www.micosegura.esv.es	Yeste (Albacete)	2010	Jornadas Micológicas de otoño, Jornadas de la trufa y Jornadas micológicas de primavera
Asociación Micológica MicoVelez. http://www.micovelez.com/	Vélez Blanco (Almería)	2010	Jornadas Micológicas
Asociación Micológica de La Roda. www.micoroda.es	La Roda (Albacete)	2011	Jornadas Micológicas
Sociedad Micológica Yeclana. https://www.facebook.com/amvyecla/	Yecla (Murcia)	2012	Jornadas Micológicas
Asociación Micológica de Sierra Nevada	Granada	2015 (primeras jornadas micológicas en Güéjar Sierra)	Jornadas Micológicas

En la Sierra de Segura se puso en marcha en 2004 el *Museo Micológico de Molinicos* “*La Casa del Nízcalo*”, un centro interpretativo dedicado a los hongos y a su papel en los ecosistemas. En 2015 se ha puesto en marcha en la localidad de Cardenete (Cuenca) el *Centro de Dinamización Turística Recursos Micológicos*, desde el que se promocionan las actividades turísticas y educativas relacionas con el mundo de las setas.

4. CONCLUSIONES

En estos 40 años, la micología ha experimentado una evolución notable en el Sureste Ibérico. Se ha avanzado en el conocimiento de la micobiota de la zona, gracias a las numerosas publicaciones que se han ido desarrollando. En cuanto a la micología recreativa, el impulso ha sido notable con la

aparición de sociedades micológicas, jornadas, actividades divulgativas de todo tipo, guías de campo, etc. El interés creciente que existe en nuestra sociedad por la micología, especialmente por sus aspectos recreativos y gastronómicos, augura buenas perspectivas para todas estas iniciativas y actividades. Y, sin duda alguna, es el profesor Mario Honrubia uno de los artífices del desarrollo y alcance que esta ciencia tiene hoy en día en ésta árida región del sur de Europa.

5. BIBLIOGRAFÍA

ARMAS, C., MIRANDA, J.D, PADILLA, F.M. y PUIGNAIRE, F.I. (2011). The Iberian Southeast. *Journal of Arid Environments*, 75 (2011) 1241–1243

VALDÉS, A., ALCARAZ, F. y RIVERA, D. (2001). Catálogo de plantas vasculares de la provincia de Albacete (España). Instituto de Estudios Albacetenses. Albacete.

Nota: para la bibliografía micológica ver Tab. 2.

Capítulo 6

Empleo de especies singulares en restauración de ambientes alterados. La experiencia en la Comunidad Valenciana

Emilio Laguna^{1*}, Pablo Ferrer-Gallego^{1,2} e Inmaculada Ferrando^{1,2}

Servicio de Vida Silvestre. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana (CIEF). ²VAERSA
^{*}laguna_emi@gva.es

RESUMEN.

La restauración de ambientes alterados mediante el empleo de especies vegetales se aborda usualmente con plantas estructurales, que dominan uno o más estratos de la vegetación. En la Comunidad Valenciana se han ensayado también técnicas donde se utilizan especies raras o amenazadas, con diferente éxito en función de los ecosistemas donde se han realizado las actividades. Desde el CIEF se han desarrollado herramientas para la elección de especies a utilizar –‘Base estructural de un hábitat’–, y para el desarrollo de plantaciones mediante el modelo de ‘Núcleos de dispersión y reclamo’, basado en el empleo conjunto de especies facilitadoras.

ABSTRACT

[Use of singular species in disturbed habitats. The experience from the Valencian Community, Spain]. The restoration of disturbed environments using plant species is often implemented using structural species, which dominate one or more vegetation layers. In the Valencian Community (Spain), techniques also using rare or threatened species have been assayed. From the CIEF, several tools have been developed to better choose the species to be involved –“Habitat structural basis” –, as well as to develop plantations using the model named “Dispersal and claim cores”, based on the involvement of facilitator species.

1. INTRODUCCIÓN

La restauración de ambientes degradados suele requerir la combinación de técnicas de siembra o plantación con actuaciones adicionales o de obra civil, de modo que la evolución de la vegetación implantada y/o progresivamente autoenriquecida pueda desarrollarse con el menor impacto posible de factores negativos como la erosión laminar o eólica, empobrecimiento del sustrato, etc. (Perrow y Davis, 2002; Whisenant, 1999). En el pasado, estas actividades pivotaron sobre el empleo de especies frugales y de crecimiento más o menos rápido, propias del estrato superior de la vegetación, con independencia de su origen geográfico; en este ámbito, España posee una amplia experiencia en campos como la restauración hidrológico-forestal, o más recientemente en la restauración de riberas (García de Jalón y González del Tánago, 2001). De modo más reciente, la conservación del medio

natural ha introducido progresivamente los principios de la restauración ecológica (v. Jordan *et al.*, 1987; Young, 2000; Diggelen *et al.*, 2001). Desde este punto de vista, la diversidad de técnicas a emplear y el número de especies, crecen considerablemente (Perrow y Davy, 2002; SER International, 2004), existiendo un progresivo acuerdo generalizado en la idoneidad del empleo de especies autóctonas (Diggelen *et al.*, 2001; Perrow y Davis, 2002), y en la evitación del empleo de material genético de poblaciones alejadas de las que existen o existían previamente en la zona a restaurar (Knapp y Dyer, 1998). En el mismo sentido conceptos aparentemente bien acotados como el de restauración de hábitats degradados o dañados, no se resuelven mediante soluciones únicas (v. Atkinson *et al.*, 1995), sino que dependen especialmente del enfoque que se desee dar a la actividad, pudiendo variar cuando buscan fines más concretos como la rehabilitación paisajística, la interconectividad ecológica (Hobbs y Saunders, 2003), o a la recuperación de especies y la mejora de la biodiversidad (Dodson *et al.*, 1997; Verhoeven, 2001). Muchos de estos conceptos adquieren aún más relieve en el caso de recreación o reconstrucción completa de hábitats (Bradshaw, 1983; Parker, 1995; Gilbert y Anderson, 1998; Walker y Del Moral, 2003).

2. LA RESTAURACIÓN DE HÁBITATS NATURALES EN LA COMUNIDAD VALENCIANA

En las últimas 3 décadas, la restauración de ecosistemas dañados en la Comunidad Valenciana ha tendido a incorporar progresivamente conceptos propios de la restauración ecológica, aconsejando el empleo exclusivo de especies nativas, con un adecuado control del origen poblacional del material genético a emplear (v. García-Fayos, 2001). Si excluimos el origen genético, no considerado hasta época muy reciente, el territorio valenciano ya poseía una experiencia significativa en el uso de especies nativas en proyectos de restauración, sobre todo en el primer cuarto del siglo XIX gracias a proyectos como la repoblación de las dunas de Guardamar del Segura (Mira, 1995). Esta dinámica quedó eclipsada por el interés productivista que, durante gran parte del siglo XX, se dio a los trabajos de repoblación forestal, incluidos los de restauración hidrológico forestal; no obstante, en el caso valenciano, las fuertes limitaciones climáticas impidieron el empleo extensivo de especies alóctonas, restringidas mayoritariamente a zonas fluviales y humedales (*Populus deltoides*, *Eucalyptus gomphocephala*, etc.), primando a cambio el uso de plantas nativas como *Pinus halepensis*, *P. pinaster* o *P. nigra* subsp. *salzmannii*. En este uso, sin embargo, no se tuvo a menudo en cuenta hasta época reciente ni el origen genético, ni la primacía esperable de otras especies de etapas sucesionales más avanzadas (v. Laguna, 1990). La mejora de las repoblaciones forestales con una mayor diversidad de especies se inició en la década de 1990, y la extensión a trabajos con otros tipos de hábitats – matorrales, humedales, roquedos, etc.– se ha ensayado básicamente desde entonces a través de diversos proyectos técnicos con apoyo de fondos comunitarios como LIFE, FEOGA o más recientemente FEADER (v. Laguna *et al.*, 2003). En este enfoque de mayor diversidad, los trabajos pioneros de EOC-DIREN (1998) en el marco del proyecto LIFE de conservación de especies y

hábitats prioritarios de Córcega, a mediados de la década de 1990, mostraron la posibilidad de usar simultáneamente algunas especies raras y amenazadas, aunque con éxito muy desigual (CIEF-SVS, 2013a). Para su aplicación a la Comunidad Valenciana destacarse la importante producción científica de líneas de investigación enfocadas al conocimiento del funcionamiento de los hábitats y sus técnicas de restauración, particularmente gracias a centros como CEAM, CIDE y departamentos universitarios asociados a éstos. Igualmente, su desarrollo no habría sido posible sin una política de control del origen genético del material forestal de reproducción, desarrollada desde mediados de los años 90 gracias a la actividad del Banco de Semillas Forestales de la Comunidad Valenciana (v. García-Fayos, 2001). Ejemplos de algunos de estos avances son trabajos de especial relieve para la restauración como los de Bochet *et al.* (2011) o Tormo *et al.* (2009).

De las actuaciones desarrolladas en los últimos años en la Comunidad Valenciana pueden deducirse, entre otros resultados sintéticos, los siguientes:

–El éxito en las restauraciones de ecosistemas dunares, particularizados en los proyectos de regeneración del frente dunar de la Devesa de l’Albufera, donde se han venido empleando hasta 120 especies de origen local, plantadas de acuerdo a la idoneidad esperable de cada taxón en función de su posición fitosociológica (v. OTDA, 2005).

–La dificultad peculiar de la restauración en hábitats de pequeñas islas (Laguna & Jiménez, 1995), que requieren precauciones especiales para evitar la invasión accidental por especies que acompañen a los sustratos de cultivo, y diseños específicos relacionados con las peculiares relaciones interespecíficas insulares.

–El empleo exitoso de gran diversidad de especies –en torno a 80– en plantaciones en medios inundados, particularmente en la restauración de humedales (Sebastián *et al.*, 2008).

–El desarrollo de actuaciones combinadas con el control previo paralelo de las especies exóticas invasoras (v. Pérez-Botella *et al.*, 2003; Deltoro *et al.*, 2014), cuyo papel en los procesos de restauración de la biodiversidad llega a ser a menudo determinante.

Frente a los anteriores casos, muchos ecosistemas ofrecen resultados más defectivos, concentrándose progresivamente la dificultad de restauración en los sitios con condiciones ambientales de mayor aridez, ya sea climática o fisiológica. En ambientes extremos como los yesares, sólo se han podido abordar experiencias con pocas especies (v. CIEF-SVS, 2014) como *Gypsophila struthium* (Ferrer-Gallego *et al.*, 2011), *G. bermejoi* (Ferrer-Gallego *et al.*, 2015) o *Teucrium lepiccephalum* (Ferrer-Gallego *et al.*, 2010). En las experiencias desarrolladas en la Comunidad Valenciana, cabe destacar además el papel desarrollado por la red valenciana de microrreservas de flora como lugares óptimos para el ensayo de técnicas de restauración de hábitats, al tratarse de pequeñas zonas estrictamente protegidas y centradas en la conservación de microhábitats, sobre los que a menudo no existe experiencia previa (CIEF-SVS, 2013a). Algunos de estos ejemplos han sido expuestos por Laguna *et al.* (2013).

3. INTEGRANDO CIENCIA Y TÉCNICA: PROPUESTAS RECIENTES APLICADAS A LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Los resultados de los trabajos ya indicados son muy dispares, y aunque siempre sería previsible tasas muy inferiores de implantación sin intervención humana, desde el CIEF se ha partido de la hipótesis de que el posible fracaso en este tipo de trabajos cuando se intentan incluir en ellos especies singulares puede deberse a que hasta ahora no se han considerado suficientemente los papeles que cumple cada especie dentro del hábitat, ni las interrelaciones entre los propios vegetales, la fauna y el subsuelo. Entre los factores que adquieren un peso específico más relevante están sin duda los procesos de facilitación, que poseen una importancia creciente en los estudios ecológicos (Zamora *et al.*, 2008), y que se fundamentan en el papel que algunas especies cumplen como nodriza o catalizadores para la instalación de otras –p.ej. la protección que proveen plantas espinosas a las plántulas de otras sin espinas, evitando que sean predadas por herbívoros. Otro factor importante es la disposición espacial de cada especie, ligada a los mecanismos de dispersión de sus semillas y/o a sus formas de expansión vegetativa; el patrón de fuerte agregación espacial de algunas especies en determinadas comunidades vegetales, responde a menudo a patrones de nucleación, como los que favorece el ‘efecto percha’ de las ramas de árboles y arbustos sobre los que se posan o concentran aves frugívoras, cuyos excrementos contienen semillas que en muchos casos han mejorado su capacidad germinativa tras el paso por el tubo digestivo (v. Verdú y García Fayos, 1996).

Desde el CIEF se ha desarrollado un sistema de elección de especies para las plantaciones de restauración de hábitat denominado ‘Base Estructural de un Hábitat’, propuesto por Ferrer-Gallego (2007). Partiendo de una revisión de tablas de inventarios fitosociológicos u otros documentos equivalentes, se eligen como estructurales las especies con altos valores de cobertura. Se puntúa de modo dicotómico la posesión (valor máximo) o ausencia (valor nulo) de hasta 5 características en la especie, observando si es estructural (16 puntos), funcional (8), amenazada (4), rara (2) y endémica (1), usando para ello criterios estandarizados para un territorio dado. La especie con mayor valor alcanza la puntuación 31, mientras la que no corresponde a ninguna de las 5 características indicadas tendrá puntuación 0. Dado que en los procesos de restauración económicos los recursos son usualmente limitados, se plantea trabajar sólo con las especies de mayor puntuación; en caso de que para alguna especie no se puedan obtener plantas en cultivo, ocupa su puesto la que tiene valor inmediatamente inferior. Las especies ‘funcionales’ son sobre todo las que desarrollan un papel facilitador conocido en esa comunidad.

Un segundo modelo de trabajo es el denominado ‘Núcleos de dispersión y reclamo’ (García-Martí y Ferrer-Gallego, 2012), basado en generar puntos de mayor concentración de poblaciones de aves frugívoras u otras dispersoras de frutos, cerca de zonas de concentración relictales de especies estructurales raras o amenazadas –p.ej. *Taxus baccata*, *Tilia platyphyllos*, etc.–, incluyendo además especies-nodriza por su generación de mejores condiciones microclimáticas –p.ej. planifolios de hoja blanda que generan ambientes moderadamente nemorales–, protección de las plántulas –p. ej. plantas

espinosas o tóxicas para los herbívoros locales. Este modelo se viene probando con éxito en la Sierras de Negrete (CIEF-SVS, 2013b), aunque la evaluación de sus resultados sólo podrá abordarse a largo plazo.

4. CONCLUSIONES

A modo de conclusión, debe indicarse que el avance desarrollado en estas materias en la Comunidad Valenciana ha sido notable en las últimas décadas, y puede y debe basarse en su coevolución con la mejora de los conocimientos científicos y técnicos, pero sigue habiendo importantes asignaturas pendientes, y en particular las relativas a la restauración de zonas alteradas en ambientes semiáridos o con condiciones de fuerte sequía fisiológica, donde aún deberá experimentarse a fondo en los próximos años.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ATKINSON, P.J., MAUNDER, M. y WALTER, K.S. (1995): “*A reference list for plant re-introductions, recovery plans and restoration programmes*”. IUCN/SSC RSG, Royal Botanic Gardens Kew y World Conservation Monitoring Centre. Cambridge y Gland
- BOCHET, E., GARCÍA-PALACIOS, P., PECO, B., TORMO, J. y GARCÍA-FAYOS, P. (2011). “Procesos ecológicos y restauración de la cubierta vegetal”, en Valladares, F., Balaguer, L., Mola, I., Escudero, A. y Alfaya, V. (eds.), *Restauración ecológica de áreas afectadas por infraestructuras de transporte. Bases científicas para soluciones técnicas*. Madrid: MMARM y Fundación Biodiversidad, pp 101-141.
- BRADSHAW, A.D. (1983): “The reconstruction of ecosystems”. *Journal of Applied Ecology* nº 20, pp. 1–17.
- CIEF-SVS. (2013a). “*Valoración de la figura de microrreserva de Flora*”. CIEF-Servicio de Vida Silvestre, Generalitat Valenciana. <<http://www.agricultura.gva.es/web/biodiversidad/flora>>. [consulta: 20/09/2015].
- CIEF-SVS. (2013b). “*Aplicación del método “núcleos de dispersión y reclamo” para la restauración forestal en el LIC Sierra Negrete (Valencia)*”. CIEF-Servicio de Vida Silvestre, Generalitat Valenciana. <<http://www.agricultura.gva.es/web/biodiversidad/flora>>. [consulta: 20/09/2015].
- CIEF-SVS. (2014). *Experiencia piloto en restauración dentro del hábitat 1520 (vegetación gipsícola mediterránea) de la red Natura 2000 en la Comunitat Valenciana*. Informe Técnico 12/2014. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal-Servicio de Vida Silvestre, Generalitat Valenciana: <<http://www.agricultura.gva.es/web/biodiversidad/flora>>. [consulta: 20/09/2015].
- DELTORO, V.I., GÓMEZ-SERRANO, M.A., LAGUNA, E. y NOVOA, A. (2014). *Bases para el control del cactus invasor *Cylindropuntia pallida**. Generalitat Valenciana. Valencia.
- DIGGELEN, R., GROOTJANS, A.P. y HARRIS, J.A. (2001): “Ecological restoration: state of the art or state of the science”. *Restoration Ecology* nº 9, pp. 115–118.
- DODSON, A.P., BRADSHAW, A.D. y BAKER, A.J.M. (1997): “Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology”. *Science*, nº 277, pp. 515–522.
- FERRER-GALLEGÓ, P.P. (2007). *Base estructural de un hábitat*. Genmedoc y Generalitat Valenciana. <<http://www.uv.es/elalum/documents/BaseEstructuralHabitat.pdf>>. [consulta: 20/09/2015].
- FERRER-GALLEGÓ, P.P., FERRANDO, I., ALBERT, F.J., ESCRIBÁ, M.C., PÉREZ-BOTELLA, J. y E. LAGUNA, E.. (2010). “Trabajos de conservación *in situ* con el endemismo alicantino *Teucrium lepicephalum*”. *Conservación Vegetal*, nº 14, pp. 13-15

- FERRER-GALLEGO, P.P., FERRANDO, I. y LAGUNA, E. (2011). “Actions de restauration avec *Gypsophila struthium* à Valencia (Espagne)”. *Odissea Seminum*, nº 6, pp. 6-9.
- FERRER-GALLEGO, P.P., FERRANDO, I., ALBERT, F.J., NAVARRO, A., ESCRIBÁ, M.C., MARTÍNEZ, V., RUBIO, R. y LAGUNA, E. (2015). “Experiencia piloto en la restauración de áreas post-incendio en hábitats de yeso con una especie amenazada de la flora valenciana: *Gypsophila bermejoi* G. López (*Caryophyllaceae*)”, en Plataforma Forestal Valenciana (ed.), *Gestión y restauración de ecosistemas forestales tras los incendios: Nuevos retos y avances para el desarrollo rural*: Valencia, Universitat de València, pp. 23-28.
- GARCÍA DE JALÓN, D. y GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. (2001). “*Restauración de ríos y riberas*”. Mundi-Prensa. Madrid.
- GARCÍA-MARTÍ, X. y FERRER-GALLEGO (2012): “La creación de núcleos de dispersión-reclamo como modelo de restauración ecológica forestal”, en Martínez Ruiz, C., Lario, F.J. & Fernández Santos, B. (eds.), *Avances en la restauración de ecosistemas forestales – Técnicas de implantación*. Palencia: ETSIA Palencia, AEET y SECF, pp. 149-158.
- GARCÍA-FAYOS, P. (coord.) (2001): “*Bases ecológicas para la recolección, almacenamiento y germinación de semillas de especies de uso forestal en la Comunidad Valenciana*”. Generalitat Valenciana, Valencia.
- GILBERT, O.L. y ANDERSON, P. (1998): “*Habitat creation and repair*” Oxford University Press. Oxford y Nueva York.
- HOBBS, R.J. y SAUNDERS, D.A. (1992): “*Reintegrating fragmented landscapes*”. Springer-Verlag. Nueva York.
- JORDAN, W.R., GILPIN, M.E. y ABER (1987): “*Restoration Ecology*”. Cambridge University Press, Cambridge.
- KNAPP, E.E. y DYER, A.R. (1998): “When do genetic considerations require special approaches to ecological restoration?”, en Fiedler, P.L. y Kareiva, P.M. (eds.): *Conservation Biology: For the Coming Decade*. Nueva York: Chapman & Hall, pp. 345–363.
- LAGUNA, E. (1990). “Bases para la gestión de los carrascales valencianos, III: Tiempos y espacios para la revegetación y aspectos ecofisiológicos básicos”. *Medi Natural*, nº 2, pp. 67-78.
- LAGUNA, E. (2014). “Origin, concept and evolution of plant micro-reserves: the pilot network of the Valencian Community (Spain)”, en Vladimirov, V. (ed.), *A pilot network of small protected sites for conservation of rare plants in Bulgaria*. Sofía: IBAS-MOEW, pp. 14-24.
- LAGUNA, E. y JIMÉNEZ, J. (1995): “Conservación de la flora de las islas Columbretes (España)”. *Ecol. Medit.* 21(1/2): 325–336.
- LAGUNA, E., BALLESTER, G., OLIVARES, A., SERRA, L., PÉREZ-ROVIRA, P., DELTORO, V.I., PÉREZ-BOTELLA, J. y FOS, S. (2003): “Conservation of priority habitats in the Valencian Community, Spain (Project LIFE99 NAT/E/006417)”. *Ecologia Mediterranea*, nº 29(1), p. 109.
- LAGUNA, E., DELTORO, V. FERRER-GALLEGO, P.P., NAVARRO, A., FERRANDO, I., ESCRIBÁ, M.C. y ALBERT, F.J. (2013). “Relevant plant recovery programmes. Conservation management of plant micro-reserves and ecological restoration”, en Kadis, C., Thanos, C. y Laguna, E. (eds.), *Plant micro-reserves: From theory to practice. Experiences gained from EU LIFE and other related projects*. Atenas: Utopia Publishing, pp. 127-140.
- MIRA, F. (1995). “*Repoblación de las dunas de Guardamar del Segura*”. Ed. facsímil [original de 1929]. Ayuntamiento de Guardamar. Guardamar del Segura.
- OEC–DIREN (1998): “*Bilan et Prospective 1994–1997. Conservation des Habitats Naturels et des Espèces Végétales d'intérêt Communautaire Prioritaire de la Corse*”. Office de l'Environnement de la Corse (OEC) y Direction Régionale de l'Environnement (DIREN), Corte (Córcega).
- OTDA (2005). “*Restoration of Coastal Dunes with Juniperus spp. in Valencia*”. Oficina Técnica Devesa-Albufera, Ayuntamiento de Valencia. Valencia.

- PARKER, D.M. (1995): "*Habitat creation. A critical guide*". English Nature, Science Series nº 21. English Nature, Peterborough.
- PÉREZ-BOTELLA, J., DELTORO, V.I., PÉREZ-ROVIRA, P., FOS, S., SERRA, L., OLIVARES, A., BALLESTER, G. y LAGUNA, E. (2003). "Gestión de especies exóticas invasoras en Lugares de Interés Comunitario (LICs)", en Capdevilla-Argüelles, L., Zilletti, B. y Pérez Hidalgo, N. (coords.), *Contribución al conocimiento de las especies exóticas invasoras en España*. León: Grupo Especies Invasoras, pp. 206-208
- PERROW, M.R. y DAVY, A.J. (eds.) (2002): "*Handbook of Ecological Restoration*". 2 vols. Cambridge University Press, Cambridge.
- SEBASTIÁN, A., C. PEÑA & E. LAGUNA. (2008). "Experiencias de conservación de balsas temporales y otras zonas húmedas en el territorio valenciano". In Vila, X., Campos, M. & Feo, C. (eds.), *Conservació, problemàtiques i gestió de les llacunes temporànies mediterrànies*. Girona: Consorci de l'Estany, pp. 207-223..
- SER International (2004): "*The SER International Primer on Ecological Restoration*". Society for Ecological Restoration (SER) International. Tucson.
- TORMO, J., BOCHET, E. y GARCÍA-FAYOS, P. (2009). "Restauracion y revegetacion de taludes de carreteras en ambientes mediterraneos semiaridos: procesos edaficos determinantes para el exito". *Ecosistemas*, nº 18 (2), pp. 79-90
- VERDÚ, M. y GARCÍA-FAYOS, P. (1996): "Nucleation processes in a mediterranean bird-dispersed plant". *Functional Ecology*, nº10, pp. 275-280
- VERHOEVEN, J.T.A. (2001): "Ecosystem restoration for plant diversity conservation". *Ecological Engineering*, nº 17, pp. 1-2.
- WALKER, L.R. y DEL MORAL, R. (2003): "*Primary succession and ecosystem rehabilitation*". Cambridge University Press, Cambridge.
- WHISENANT, S.G. (1999): "*Repairing damaged wildlands – A process-orientated, landscape-scale approach*". Cambridge University Press, Cambridge.
- YOUNG, T.P. (2000): "Restoration biology". *Biological Conservation*, nº 92, pp. 73-83.
- ZAMORA, R., GARCÍA-FAYOS, P. y GÓMEZ, L. (2008): "Las interacciones planta-planta y planta animal en el contexto de la sucesion ecologica", en VALLADARES, F. (ed.), *Ecología del bosque mediterraneo en un mundo cambiante* (2a ed.). Madrid: EGRAF y Ministerio de Medio Ambiente, pp. 373-396.

Capítulo 7

Los sustratos de vivero como vectores de plantas invasoras. Una nueva amenaza para la restauración ecológica

Emilio Laguna^{1*}, P. Pablo Ferrer-Gallego^{1,2}, Inmaculada Ferrando^{1,2}, Carme J. Mansanet-Salvador¹

¹Servicio de Vida Silvestre. Centro para la Investigación y Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana (CIEF). ²VAERSA.

*laguna_emi@gva.es

RESUMEN

Desde el Centro para la Investigación y la Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana (CIEF) se aborda un seguimiento detallado que ha permitido detectar un elevado número de especies que crecen en alveolos y macetas de cultivo, no achacables a la invasión por expansión de especies nitrófilas cercanas a las instalaciones de producción de planta (invernaderos, umbráculos, viveros). Algunas de ellas son adventicias frecuentes en cultivos de invernadero agrario o forestal (p.ej., *Cardamine flexuosa*, *Marchantia polymorpha* var. *ruderalis*) pero otras han constituido nuevas citas de ámbito valenciano, español, ibérico o europeo, publicándose en diversas revistas especializadas.

A su vez, varias de ellas muestran una fuerte capacidad invasora (p.ej. *Dactyloctenium aegyptium*, *Epilobium ciliatum*, *Cyperus* sp. pl.), y han empezado a detectarse en el medio natural en algunas zonas de España. De la revisión reiterada de los sustratos se llega a la conclusión de que el vector fundamental para la entrada de estas especies es la fibra de coco, no desinfectada y proveniente de plantas de procesamiento situadas en diversos países asiáticos.

ABSTRACT

It has detected a large number of alien species of flora in the nurseries of the Centre for Forestry Research and Experimentation (CIEF), growing in pots and not attributable to invasion by expansion of closely related nitrophilous species growing nearby the nursery. Some of them are common adventitious in crops forestry greenhouses (e.g. *Cardamine flexuosa*, *Marchantia polymorpha* var. *ruderalis*). Others are new citations for the Valencian, Spanish, Iberian or European flora, and they have been published in various specialized journals. Both, many of them show a strong invasiveness (e.g., *Dactyloctenium aegyptium*, *Epilobium ciliatum*, *Cyperus* sp. pl.), and have begun to be detected in the wild in some areas of Spain. After repeated revision of the alien flora growing in the substrates is concluded that the main vector for the access of these species is coconut fiber, not disinfected and from processing facilities located in Asian countries.

1. INTRODUCCIÓN

La falta de control sobre las hierbas adventicias es una práctica frecuente en viveros oficiales dedicados a la producción de planta forestal, que probablemente se ha incrementado con la actual crisis económica. Dado que tradicionalmente se introducía dicha planta forestal en hábitats 'duros' para las adventicias, se partía de la hipótesis de que morirían fácilmente en campo, y su control era poco relevante; al cultivarse plantas leñosas, se preveía que las adventicias tampoco resultarían suficientemente competitivas en las condiciones de cultivo. Sin embargo, en las últimas 2 décadas se ha ampliado el radio de acción de dichos viveros a especies herbáceas singulares, plantas amenazadas o propias de hábitats sensibles a la expansión de especies invasoras (dunas, humedales, etc.), de modo que las adventicias que acompañan a estas especies en los contenedores de cultivo pueden convertirse en nuevas invasoras.

En el presente trabajo se comunica la presencia de un conjunto de especies alóctonas para la flora valenciana, en la mayor parte de los caos aparecen como adventicias o malas hierbas asociadas a las especies cultivadas en los viveros, y que han entrado como polizones en la fibra de coco utilizada como componente en los sustratos empleados en la producción de planta en vivero.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se ha realizado un seguimiento a lo largo del tiempo, entre 2006 y 2015, y durante las diferentes estaciones del año, de las especies que crecen junto con las plantas cultivadas y viverizadas en las instalaciones de cultivo (invernaderos, umbráculos, etc.) del Centro para la Investigación y Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana así como en los viveros de la Oficina Técnica Devesa Albufera del Ayuntamiento de Valencia. Para la determinación de las especies se han utilizado diferentes fuentes bibliográficas, monografías, catálogos florísticos, y recursos digitales disponibles on-line (floras, bases de datos, etc.), debido al origen geográfico lejano de una gran parte de las especies halladas. En los casos más complejos, se ha recurrido al envío de material a especialistas para su correcta determinación o confirmación de la identificación previa realizada por los autores.

El material testigo de las plantas estudiadas y citadas en este trabajo se conserva en forma de pliegos de herbario en el Jardín Botánico de la Universitat de València (Herbario VAL), en el herbario del Jardín Botánico de Meise (Bélgica) (Herbario BR) (acrónimos según Thiers, 2005) y en el herbario del Centro para la Investigación y Experimentación Forestal de la Generalitat Valenciana (CIEF).

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las especies que han sido halladas en los diferentes viveros pertenecen a un total de 22 familias diferentes; Cyperaceae y Poaceae son las que mayor número de especies contienen, con 8 táxones cada una, lo que representa el 37,2% del conjunto total de especies; seguido de Oxalidaceae con 3 especies, y un grupo de 5 familias con 2 especies, y por último un total de 14 familias con un

solo representante. El biotipo más frecuente es el terófito, con 15 especies; seguido de geófito y hemicriptófito, con 11 especies cada uno; y 5 especies correspondientes a fanerófitos (Tabla 1).

Respecto a la infestación de los sustratos con el tiempo, o la presencia de este conjunto de especies desde el año de inicio del seguimiento en 2006, 26 especies han aparecido todos los años, siendo la presencia puntual, aquella en la que tan solo se ha detectado una vez, un fenómeno bastante común, este último caso suele corresponder con especies más raras y de procedencia más alejada. Correlacionado con este aspecto se muestra el número de individuos por especie, siendo aquellas que aparecen de forma frecuente o durante todos los años las que tienen un mayor número de representantes, y las que han aparecido de manera puntual, las que suelen estar representadas por un único ejemplar o solo por unos pocos (Tabla 1).

En el caso de las especies más raras y puntualmente observadas, con pocos individuos, la floración suele ser en la mayoría de los casos durante los meses de verano y otoño. Por otro lado, respecto a la capacidad de reproducción por semillas o multiplicación vegetativa, aproximadamente el 21% de las especies la tienen baja, mientras que el 35% manifiestan una capacidad muy alta (Tabla 1).

En la mayoría de los casos, se trata de especies propias de áreas tropicales y subtropicales, oriundos de territorios como el sudeste asiático. Aunque también existen casos en los que la procedencia de estas especies es más próxima o incluso sean plantas presentes en el territorio, pero propias de ecosistemas y condiciones ambientales radicalmente distintas a las que imperan en el sitio donde se localizan tras su subespontaneización (Ferrer & Laguna, 2009, 2010; Ferrer *et al.*, 2009, 2011, 2015; Verloove *et al.*, 2014).

Algunas de las especies localizadas resultan nuevas para la flora europea, y constituyen nuevas citas para el continente, como por ejemplo *Cleome viscosa*, *Hedyotis* aff. *angustifolia*, *Muntingia calabura*, *Spermacoce latifolia*, *Rhynchosia aurea*, en otros casos la novedad resulta a nivel nacional, *Bulbostylis thouarsii*, *Cyperus compressus*, *C. distans*, *C. iria*, *C. pumilus* y *Fimbristylis dichotoma*, *Ludwigia hyssopifolia*, *Murdannia spirata*, constituyendo éstas tres últimas posiblemente también nuevas citas para la flora europea. Otras especies han resultado ser nuevas para la flora de la Comunidad Valenciana, como por ejemplo *Dactyloctenium aegyptium*, *Drimiopsis maculata*, *Epilobium ciliatum*, *Pilea microphylla*, *Sida cordifolia*. Asimismo, algún hallazgo viene a corroborar su localización en el territorio valenciano, como por ejemplo el complejo grupo de *Cardamine flexuosa*, o la constatada subespontaneización de algunas otras, como *Euphorbia hypericifolia* y *Oxalis stricta* (obs. pers.).

Entre las especies tratadas en la presente comunicación, sobre todo las representantes de la familia Cyperaceae, han demostrado ser de difícil erradicación, aunque su presencia en los viveros parece ser hasta ahora meramente anecdótica. Así, en la mayoría de los casos que hasta el momento hemos podido constatar, consideramos que estas especies merecen el estatus de especies casuales, según el esquema terminológico propuesto por Richardson & *al.* (2000) y readaptado por Pyšek & *al.* (2004). No obstante, es preciso considerar la potencial amenaza que este tipo de entrada de especies

exóticas tiene para la biodiversidad, ya que en un futuro, y dado el alto poder invasor de algunas de ellas podrían instalarse en el medio y desarrollar su probada nocividad. Este riesgo puede ser particularmente elevado para el caso de hábitats con alta humedad edáfica o ambiental, donde las plantas de esta familia pueden medrar con más facilidad, ya que en muchos casos se trata de especies palustres en sus zonas de origen (Verloove *et al.*, 2014)

De nuestras observaciones, ya comentadas en otros trabajos precedentes, concluimos que una posible vía de entrada de estas especies, principalmente las de origen trópicas y subtropical, es la fibra de coco empleada como componente para la composición de los sustratos donde se producen y viverizan las plantas objeto de cultivo. Estos sustratos suelen estar compuestos básicamente por turba a la que se añaden componentes con características específicas, como perlita, vermiculita y en muchos casos la mencionada fibra de coco. Este componente es un subproducto del comercio del coco, que se obtiene mediante el secado extensivo en exterior de las cubiertas del fruto y otros restos vegetales de palmáceas y posterior procesamiento de las fibras resultantes, sin que se realicen aparentemente procesos de desinfección. La principal característica que ofrece la fibra de coco a los sustratos es la de aumentar la esponjosidad, evitando la compactación de la turba, pero también tiene características higroscópicas, aumentando la capacidad de captación y retención de agua, lo que mejora sustancialmente la calidad de los sustratos para el cultivo de planta. Conforme a nuestras observaciones, la emergencia de estas especies se agudiza tras cierto tiempo de sometimiento al riego por difusión en el caso de contenedores que no padecen inundación –p.ej. los instalados sobre mesa de rejilla–, lo que aboga por una germinación paulatina a medida que el sustrato pierde su contenido en sustancias alelopáticas.

Este componente de los sustratos no ha sido ampliamente reconocido hasta los últimos años como el vector o mecanismo de dispersión involuntaria de diásporas. Una gran parte de las especies que trata la presente comunicación son consideradas malas hierbas o especies invasoras de renombre, especialmente en las regiones cálidas templadas y subtropicales del mundo (algunas incluso clasificadas entre las peores invasoras del planeta). En este punto, es necesario remarcar que, el clima del territorio valenciano es del todo favorable para su instalación. En este sentido, una de las principales amenazas potenciales que ofrece la entrada de estas plantas por el vector mencionado es la posibilidad de introducirse en el medio natural a través de la plantación de las especies objeto de cultivo en los viveros, lo que representar una amenaza para los ecosistemas naturales más vulnerables, por ejemplo, zonas litorales (dunas, marjales, etc.), ambientes acuáticos, etc.

Por otra parte, consideramos que los gestores y responsables de los viveros deberían tomar las medidas de control y prevención necesarias, como por ejemplo por abstenerse de la utilización de la fibra de coco como sustrato complementario cuando las plantas vayan a ir destinadas tipos de ecosistemas suficientemente sensibles o aptos para la instalación y expansión de plantas invasoras. Así, la entrada de estas especie, podría ser prevenida si se sustituyera este tipo de componentes por otros más locales, como por ejemplo la cascarilla de arroz, triturado de piñas de pino, etc., que puedan

suplir las características físicas que proporciona la fibra de coco a los sustratos. En caso de mantener el uso de la fibra de coco, debido a su rendimiento en la producción o los costes económicos y/o por razones técnicas, los contenedores de plantas deberían ser severamente controlados y este tipo de especies alóctonas eliminadas por completo en todos los casos donde esto fuera posible.

4. AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Antonio Vizcaíno y Francisco Collado (Oficina Técnica Devesa Albufera-OTDA, Ayuntamiento de Valencia), por su ayuda y facilidades para estudiar el material procedente de los viveros de las instalaciones de la OTDA. Al Dr. Filip Verloove (Jardín Botánico de Meise, Bélgica) la determinación y confirmación de algunas de las especies incluidas en este trabajo. Al Dr. Elías D. Dana (EGMASA-Junta de Andalucía y la Universidad de Almería) por sus comentarios sobre el comportamiento de las semillas y algunas especies alóctonas.

5. BIBLIOGRAFÍA

- FERRER-GALLEGO, P. P. Y LAGUNA, E. (2009): “*Sobre Ludwigia hyssopifolia (G. Don) Exell (Onagraceae) como integrante de la flora subespontánea valenciana*”. Acta Botanica Malacitana 34: 228-230.
- FERRER-GALLEGO, P. P. Y LAGUNA, E. (2010): “*Cleome viscosa L. (Cleomaceae), nueva especie alóctona en la flora europea*”. Lagasalia 30: 482-488.
- FERRER-GALLEGO, P. P. Y LAGUNA, E. (2013): “*Muntingia calabura L. (Muntingiaceae), nueva especie exótica para la flora europea, introducida a través de sustratos de cultivo hortícola*”. Bouteloua 15: 88-92.
- FERRER-GALLEGO, P. P., FERRANDO, I. Y LAGUNA, E. (2015): “*Sida cordifolia L (Malvaceae), nuevo polizón para la flora valenciana*”. Bouteloua 21: 49-51
- FERRER, P. P., LAGUNA, E., COLLADO-ROSIQUE F., Y VIZCAÍNO-MATARREDONA, A. (2009): “*Sobre Murdannia spirata (L.) Brückn. (Commelinaceae), nueva especie alóctona en la flora europea*”. Anales de Biología 31: 117-120.
- FERRER-GALLEGO, P. P., LAGUNA, E., COLLADO-ROSIQUE F., Y VIZCAÍNO-MATARREDONA, A. (2013): “*Cyperus odoratus L. (Cyperaceae) en la flora de la Comunidad Valenciana*”. Butlletí de la Institució Catalana de Història Natural 77: 133-134.
- FERRER-GALLEGO, P. P., ROSELLÓ, R. Y E. LAGUNA (2012): “*Spermacoce latifolia Aubl. (Rubiaceae), una especie alóctona nueva en la flora europea*”. Orsis 26: 193-199.
- LAGUNA, E., FERRER-GALLEGO, P. P., COLLADO-ROSIQUE F., Y VIZCAÍNO-MATARREDONA, A. (2011): “*Primera cita de Dactyloctenium aegyptium (L.) Willd. (Poaceae) en la Comunitat Valenciana*”. Studia Botanica 28: 175-178.
- MANSANET-SALVADOR, C. J., FERRER-GALLEGO, P. P., FERRANDO, I. Y LAGUNA, E. (2015): “*Notas sobre el complejo taxonómico Cardamine flexuosa With. (Cruciferae) y su presencia en la Comunidad Valenciana*”. Flora Montiberica 59: 72-82.
- MANSANET-SALVADOR, C. J., FERRER-GALLEGO, P. P., FERRANDO, I. Y LAGUNA LUMBRERAS, E. (2014): “*Primera cita de Epilobium ciliatum Raf. (Onagraceae) en la Comunidad Valenciana*”. Flora Montiberica 57: 17-23.

- PYŠEK, P., RICHARDSON, D.M., REJMÁNEK, M., WEBSTER, G.L., WILLIAMSON, M. & KIRSCHNER, J. (2004): "*Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomist and ecologists*". *Taxon* 53(1): 131-143.
- RICHARDSON, D.M., PYŠEK, P., REJMÁNEK, M., BARBOUR, M.G., PANETTA F.D., & WEST, C.T. (2000): "*Naturalization and invasion of alien plant: concepts and definitions*". *Diversity and Distribution* 6: 93-107.
- VERLOOVE, F., LAGUNA, E. & FERRER-GALLEGO, P.P. (2014): "*Some potentially weedy Cyperaceae new to Spain*". *Flora Mediterranea* 24: 197-205.
doi: 10.7320/FIMedit24.197

Taxon	Familia	Biotipo	Año en el que fue detectada	Número de ejemplares por especie	Erradicación	Vector de introducción	Competitivo	Periodo vegetativo	Periodo de floración	Fructificación	Capacidad de reproducción y/o multiplicación
<i>Bulbosyllis thoursii</i>	Cyperaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Alta
<i>Cardamine flexuosa</i> cf. subsp. <i>flexuosa</i> / <i>debilis</i>	Cruciferae	Terófito	siempre presente	>100	No manual	Fibra de coco	si	XII-VI	XII-VI	XII-VI	Muy alta
<i>Celtis australis</i>	Cannabaceae	Fanerófito	Siempre presente	>100	No manual	Natural	no	IV-XI	VI-VII	VIII-XII	Moderada
<i>Cleome viscosa</i>	Cleomaceae	Terófito	2010	4	Manual	Fibra de coco	no	VIII-IX	IX	IX	Moderada
<i>Cosmos bipinnatus</i>	Compositae	Terófito	2009	1	Manual	Fibra de coco	no	VIII-IX	IX	IX	Baja
<i>Cynodon dactylon</i>	Poaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	I-XII	I-XII	I-XII	Muy alta
<i>Cyperus compressus</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Alta
<i>Cyperus distans</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Alta
<i>Cyperus iria</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Alta
<i>Cyperus odoratus</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	2010-2014	>100	No manual	Fibra de coco	si	VIII-IX	IX	IX	Alta
<i>Cyperus pumilus</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Alta
<i>Cyperus rotundus</i>	Cyperaceae	Gefiófito rizomatoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	I-XII	I-XII	I-XII	Alta
<i>Dactyloctenium aegyptium</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	2008-2014	>100	Manual	Fibra de coco	si	I-XII	I-XII	I-XII	Muy alta
<i>Digitaria sanguinalis</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	VIII-IX	VIII-IX	VIII-IX	Muy alta
<i>Drimys pinnatifida</i>	Asparagaceae	Gefiófito bulboso	2009	2	Manual	Fibra de coco	no	V-VII	VI-VII	VI-VII	Moderada
<i>Echinocloa colonum</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	V-I-X	VIII-IX	VIII-IX	Muy alta
<i>Echinochloa crus-galli</i> subsp. <i>crus-galli</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	V-I-X	VIII-IX	VIII-IX	Muy alta
<i>Epilobium ciliatum</i>	Onagraceae	Terófito	2008-2014	>100	No manual	Fibra de coco	si	I-XII	I-XII	I-XII	Muy alta
<i>Euphorbia hypericifolia</i>	Euphorbiaceae	Terófito	2008-2014	>100	No manual	Fibra de coco	si	VI-XII	VI-XII	VI-XII	Muy alta
<i>Fimbristylis dichotoma</i>	Cyperaceae	Terófito	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	IX-XI	IX-XI	IX-XI	Moderada
<i>Hedyotis aff. angustifolia</i>	Rubiaceae	Terófito	2009	1	Manual	Fibra de coco	no	IX	IX	IX	Moderada
<i>Kiktea spuria</i>	Plantaginaceae	Terófito	2015	1	Manual	Natural	no	V-I-XI	VII-IX	VII-IX	Muy baja
<i>Ludwigia hyssopifolia</i>	Onagraceae	Terófito	2008-2009	3	Manual	Fibra de coco	no	IX-XII	IX-IX	IX	Moderada
<i>Marchantia polymorpha</i> var. <i>ruderalis</i>	Marchantiaceae	Hepática	siempre presente	>100	No manual	Desconocido	si	XII-VI	XII-VI	XII-VI	Baja
<i>Morus alba</i>	Moraceae	Fanerófito	Siempre presente	>100	No manual	Natural	no	IV-XI	V	V-VI	Muy alta
<i>Morus kagamiae</i>	Moraceae	Fanerófito	Siempre presente	>100	No manual	Natural	no	IV-XI	V	V-VI	Moderada
<i>Murdannia spirata</i>	Commelinaceae	Gefiófito rizomatoso	2009	2	Manual	Fibra de coco	no	IX-XII	IX-IX	IX	Baja
<i>Muntingia calabura</i>	Muntingiaceae	Fanerófito	2009 y 2013	1	Manual	Fibra de coco	no	I-XII	VIII-IX	IX	Baja
<i>Nothoscordum inodorum</i>	Amaryllidaceae	Gefiófito bulboso	Siempre presente	>100	No manual	Desconocido	si	XI-IV	XI-IV	XI-IV	Alta
<i>Oxalis corniculata</i> s.l.	Oxalidaceae	Hemicriptófito	siempre presente	>100	No manual	Fibra de coco	si	I-XII	IV-IX	IV-IX	Alta
<i>Oxalis pes-caprae</i>	Oxalidaceae	Hemicriptófito	Siempre presente	>100	No manual	Desconocido	si	I-X	IV-IX	IV-IX	Alta
<i>Oxalis stricta</i>	Oxalidaceae	Gefiófito bulboso	Siempre presente	>100	No manual	Fibra de coco	si	I-XII	IV-IX	IV-IX	Moderada
<i>Panicum micellaceum</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	V-I-X	VIII-XI	VIII-XI	Muy alta
<i>Paspalum dilatatum</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	V-I-X	VIII-IX	VIII-IX	Muy alta
<i>Pilea microphylla</i>	Urticaceae	Terófito	2009	1	Manual	Fibra de coco	no	i?	i?	i?	Baja
<i>Piptaderium millicom</i>	Poaceae	Hemicriptófito cespitoso	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	I-XII	VIII-IX	VIII-IX	Muy alta
<i>Portulaca oleracea</i>	Portulacaceae	Terófito	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	V-IX	VI-IX	VI-IX	Moderada
<i>Rhynchosia aurea</i>	Leguminosae	Terófito	2013	1	Manual	Fibra de coco	no	VIII-IX	IX-IX	IX	Baja
<i>Rorippa pterinea</i>	Cruciferae	Hemicriptófito	2009	2	Manual	Fibra de coco	no	V-I-X	IX	IX	Baja
<i>Sida cordifolia</i>	Malvaceae	Terófito	2014	1	Manual	Fibra de coco	no	VIII-IX	IX-IX	IX	Baja
<i>Sonchus aggr. oleraceus</i>	Compositae	Terófito/Hemicriptófito	Siempre presente	>100	Manual	Fibra de coco	si	I-XII	I-XII	I-XII	Muy alta
<i>Spermacoce latifolia</i>	Rubiaceae	Terófito	2011	1	manual	Fibra de coco	no	VIII-IX	IX	IX	Baja
<i>Tamarix sp. pl.</i>	Tamaricaceae	Fanerófito	Siempre presente	>100	No manual	Natural	si	IV-XI	VI	VII-VIII-	Muy alta

Capítulo 8

Caracterización de la biodiversidad sobre zonas sometidas a diferentes actuaciones antrópicas en ambientes semiáridos mediterráneos

Juli-Enric Colomer Valcárcel, Gema Llorens Canosa

1: Consultor ambiental; 2. Consultora agroambiental
*jecolomer@gmail.com, **Llorens.gema@gmail.com

RESUMEN

Actualmente se toman decisiones a niveles de planificación y de gestión en relación a la calidad ambiental, siendo habitual favorecer la vegetación natural frente a otros usos del suelo como los agrícolas tradicionales, ya que se acepta que así se consiguen mayores niveles de calidad ambiental. Para disponer de más información en este sentido, hemos caracterizado la biodiversidad a nivel de especies (alfa), sobre dos zonas agrícolas tradicionales (una de secano cinegético y otra de regadío no intensivo), asociadas a vegetación natural, integrantes del mosaico tradicional del paisaje mediterráneo semiárido del SE ibérico, ya que asumimos que la biodiversidad es un magnífico indicador de calidad ambiental.

Palabras clave: biodiversidad, cultivos, artrópodos, epígeos, bioindicadores, trampas de caída.

ABSTRACT

Currently technicians take decisions about planification and management related to environmental quality, and it is common to favor natural vegetation instead of other soil use as traditional agriculture, because it is accepted that in this way environmental quality increases their level. To get more information about this, we have characterized biodiversity at the species level (alpha), in two traditional agricultural areas (rainfed cinegetic area and non-intensive irrigated area), associated to natural vegetation, both of them belong to traditional mosaic of semi-arid Mediterranean landscape in the SE iberian, as we assume biodiversity is a magnificent environmental quality indicator.

Key words: biodiversity, crops, arthropod, epigean, bioindicators, pitfall traps.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Actualmente se toman decisiones (políticas, sociales) a diferentes escalas y niveles (planificación-ordenación y gestión) para mejorar la “calidad ambiental”, encontrando que, en ambos

casos, es practica general, el favorecimiento de la vegetación natural forestal, minimizando u obviando otros usos del suelo como las prácticas agrícolas tradicionales, ya que se da por supuesto que este tipo de enfoque promueve unos mayores niveles de “calidad ambiental”. En este sentido, nos planteamos una serie de cuestiones como si ¿es verdaderamente beneficioso, desde un punto de vista ecológico, promover únicamente la extensión de la vegetación natural a expensas de los usos agrarios tradicionales? o ¿qué niveles de biodiversidad presentan las zonas agrícolas tradicionales en comparación con las naturales?

Por todo ello, el objetivo principal del trabajo es valorar y comparar la importancia conservacionista de los usos agrícolas tradicionales frente a las zonas naturales. A este fin, nos planteamos como objetivo general la caracterización de la biodiversidad a nivel de especies (alfa), sobre ambientes sometidos a diferentes actuaciones antrópicas (usos del suelo) en ecosistemas mediterráneos semiáridos de la provincia de Alicante, ya que entendemos que la biodiversidad es un excelente indicador de la calidad ambiental.

2. MARCO GEOGRÁFICO

Hemos realizado una caracterización de la biodiversidad a nivel de especies (biodiversidad alfa), sobre 2 localidades integrantes del mosaico del paisaje mediterráneo semiárido del SE ibérico. Concretamente, desarrollamos el estudio sobre:

- Una zona agrícola tradicional de regadío (no intensiva): la “Finca Morote”, en la partida de Orgeja, en T.M. de Alicante; que codificaremos como “M”. Esta localidad se emplaza a 3,5 km de distancia al mar y a unos 21-25 m de altitud.
- Un área forestal con manejo agrícola cinegético: inmediaciones de la montaña del “Bec de l’Àguila” en término municipal de Mutxamel (Alicante); que codificaremos como “B”. Esta localidad se emplaza a 10 km de distancia al mar y a unos 215-220 m de altitud.

En ambas localidades, distantes entre si 9,5 km, encontramos características ambientales comunes como que existen cultivos y zonas naturales asociadas (colindantes); ya que ambas zonas las encontramos dentro del piso bioclimático del termomediterráneo, con un ombroclima semiárido; pudiendo tomarlas ambas como ejemplo de paisajes agrícolas y forestales tradicionales del semiárido alicantino.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1.- Bioindicadores

Elegimos artrópodos terrestres (epígeos) como bioindicadores de la calidad del ecosistema en términos de diversidad y abundancia, ya que este grupo faunístico cumple con los criterios planteados por diferentes autores (Pearson, 1995; Halfpeter, 2001) para ser considerados como bioindicadores porque son sensibles al posible efecto antrópico; fáciles de observar e identificar; abundantes; y fáciles de contar y de medir. Además, son considerados como bioindicadores excelentes de los procesos

ecológicos que afectan a los medios agrarios (Paoletti, 2000) debido a su variedad de formas, su rápido ciclo vital y su dependencia directa de las condiciones ambientales del suelo. Concretamente, en los muestreos sólo consideramos a especies epígeas (asociadas a medio edáfico) de Coleópteros e Isópodos.

3.2.- Trampeo

Para poder capturar los coleópteros y los isópodos, se usaron trampas de caída o “pitfall traps”, de tipo “pasivas o de intercepción” sin ningún tipo de cebo (Barrientos, 1988), con una solución de agua con sal (CINa) como líquido conservante y consistentes en vasos de polipropileno cubiertos con un fragmento de teja cerámica (para evitar predación y evaporación).

3.3.- Diseño muestral

Seguidamente presentamos los diferentes niveles del diseño muestral desarrollado en el presente estudio:

- 2 localidades (M y B): “Finca Morote” (M), zona agrícola tradicional de regadío; y “Bec de l’Àguila” (B), área forestal con manejo agrícola cinegético.
- 8 estaciones (M1, M2, M3, M4, M5, B1, B2 y B3): 5 estaciones en “M” y 3 estaciones en “B”. En cada localidad, se localizaron diferentes estaciones de muestreo correspondientes a los diferentes ambientes ecológicos.
- 15 réplicas o puntos de muestreo por estación (trampas): 75 en “M” y 45 en “B”, con un total de 120 trampas instaladas. Las trampas se instalaron sobre los márgenes existentes entre cultivo y cultivo, para evitar su posible inundación debida a riego o lluvias y para evitar que fueran dañadas por el laboreo de los bancales.

Los diferentes ambientes ecológicos (estaciones) sobre los que se muestreó en la “Finca Morote” (M), fueron los siguientes: cítricos con palmeres (M1), olivos-granados y vid (M2), trugal y vid (M3), trugal y hortalizas (M4) y zona agrícola abandonada (más de 5 años), cubierta de vegetación herbácea natural (M5). Inicialmente, las zonas de mayor cobertura vegetal fueron: M5 y M4, seguidas de M3, M2 y M1; debido a la cobertura casi total del cereal y de la vegetación herbácea natural.

Los diferentes ambientes ecológicos sobre los que se muestreó en el “Bec de l’Àguila” (B), fueron: cultivo de trigo de secano (B1), interfase entre el cultivo y la vegetación natural, trugal-matorral (B2) y vegetación natural forestal, pinar de *Pinus halepensis* con *Stipa tenacissima*, pinar-espartal (B3)

Para el estudio, consideramos como cultivos “tradicionales” aquellos que, entre otras cosas, no utilizasen prácticas fitosanitarias agresivas como uso de biocidas (que además, podrían distorsionar los datos). En la “Finca Morote” (M), con cultivos de regadío “a manta”, tan solo se usan atrayentes químicos como trampas de bifosfato amónico para la mosca de la fruta mediterránea, *Ceratitis capitata* y para la mosca del olivo *Bactrocera oleae*, trampas de feromonas para el picudo rojo de la

palmera (*Rhynchophorus ferrugineus*) o azufre, como fungicida, en cultivos hortícolas puntuales. El cultivo de cereal del “Bec de l’Àguila”, de secano y con fines cinegéticos, no ha recibido tratamiento de ningún tipo, aparte del laboreo previo a la siembra.

3.4.- Desarrollo del trabajo de campo

El estudio se llevó a cabo durante la primavera-verano (abril, mayo, junio y julio) del año 2013. Se recogieron las muestras cada dos semanas (14 días), desarrollando 5 sesiones de muestreo (2 en mayo, 2 en junio y 1 en julio), sobre las 120 trampas instaladas, repartidas entre las 8 estaciones de muestreo (ambientes o hábitats). Tras cada recogida de muestras se procedía a rellenar nuevamente las trampas con líquido conservante (solución de agua con ClNa) para iniciar un nuevo ciclo de capturas. Los individuos capturados se identificaron a nivel de especie o de morfoespecie (Oliver, 1996; Derraik, 2002). Se realizó una revisión del trapeo semanal (cada 7 días) para detectar “pitfall traps” inutilizadas debido a afecciones de fauna (desenterradas por zorros, liebres), por vandalismo o por otros motivos.

4. RESULTADOS

4.1.- Descripción general

En cada uno de los 8 ambientes (estaciones) muestreados (5 en “M” y 3 en “B”), se contabilizó el nº total de individuos colectados o abundancia (N) y el nº de especies o riqueza específica (S), como medida de la biodiversidad a nivel de especies (biodiversidad alfa). La riqueza de especies (S) como medida de la biodiversidad alfa, se ha utilizado con éxito en muchos estudios, ya que es la forma más sencilla de evaluar la biodiversidad puntual y provee información suficiente sobre la expresión de procesos ecológicos e históricos (Magurran, 1989).

Tras los cinco muestreos en cada una de las dos localidades (“M” y “B”), se capturaron un total de 6.069 individuos (coleópteros e isópodos epígeos), pertenecientes a 42 morfoespecies diferentes: 28 en “M” y 23 en “B”.

Se capturaron isópodos de las siguientes especies: *Armadillidium vulgare*, *Leptotrichus panzerii*, *Porcellio laevis* y *Porcellio ornatus*. Entre los coleópteros, se recolectaron individuos pertenecientes a morfoespecies de las siguientes familias: *Tenebrionidae* (14 morfoespecies, p.ej. *Akis discoidea*, *Blaps lusitanica*, *Dendarus* sp., *Gonocephalum pusillum*, *Gonocephalum rusticum*, *Micrositus obesus*, *Pimelia baetica*, *Pimelia brevicollis*, *Scaurus punctatus*, *Scaurus rugulosus*, *Scaurus vicinus*, *Stenosis* sp., *Tentyria laevis*, *Asida* sp.); *Chrysomelidae* (*Galeruca* sp. y *Timarcha* sp.); *Carabidae* (8 morfoespecies, p.ej. *Licinus punctatulus*, *PseudoperCUS guiraoi*, *Scarites* sp.); *Dermestidae* (1 morfoespecie); *Staphylinidae* (1 morfoespecie); *Cerambycidae* (3 morfoespecies); *Histeridae* (2 morfoespecies); *Curculionidae* (5 morfoespecies); *Scarabaeidae* (1 morfoespecie); y *Lampyridae* (1 morfoespecie).

4.2.- Análisis de los resultados

Cada variable, abundancia (N) y riqueza específica (S), se ha presentado como media de los valores obtenidos en los cinco muestreos desarrollados en las ocho estaciones o ambientes. Para el análisis de los datos y determinación de la significatividad de sus diferencias, se han empleado diferentes técnicas y test estadísticos de contraste de hipótesis.

Tabla 1. Datos de riqueza específica (S) y abundancia (N) obtenidos en las 8 estaciones (M1, M2, M3, M4, M5, B1, B2 y B3), en los 5 muestreos desarrollados. Se indican la media, la desviación típica y los valores totales, para cada una de las muestras.

S	Estaciones:							
Muestreos:	M1	M2	M3	M4	M5	B1	B2	B3
1	4	8	10	10	9	11	13	6
2	3	5	11	11	8	11	11	9
3	3	6	13	12	11	13	14	10
4	2	9	9	13	9	10	11	11
5	2	5	10	13	8	6	12	10
Media	2.8	6.6	10.6	11.8	9.0	10.2	12.2	9.2
Desv. Tip.	0.84	1.82	1.52	1.30	1.22	2.59	1.30	1.92
Totales	5	12	17	20	17	18	18	15

N	Estaciones:							
Muestreos:	M1	M2	M3	M4	M5	B1	B2	B3
1	58	76	245	178	90	237	179	13
2	89	29	162	332	53	110	113	26
3	54	77	207	276	88	240	298	43
4	29	146	141	680	96	311	538	74
5	66	23	27	197	138	58	239	33
Media	59.2	70.2	156.4	332.6	93.0	191.2	273.4	37.8
Desv. Tip.	21.65	49.37	82.80	203.83	30.28	103.88	163.13	22.99
Totales	296	351	782	1663	465	956	1367	189

4.3.- Riqueza específica (S): resultados y discusión

En la zona agrícola tradicional, “Finca Morote” (M), para las 5 muestras, se ha realizado un Análisis de la Varianza (ANOVA) de un Factor, o ANOVA de una Vía, con el Test de la Diferencia Significativa Mínima de Fisher (LSD), para las comparaciones paramétricas múltiples. A un nivel de significación del 5% ($\alpha=0.05$), hemos encontrado diferencias estadísticamente significativas entre M5 con M4, M2 y M1. Esto quiere decir que los valores de riqueza específica (biodiversidad), en relación a la vegetación natural, herbazal (M5) son mayores en el cereal-huerta (M4) y son menores en los cultivos leñosos sin cubierta herbácea (M1, M2).

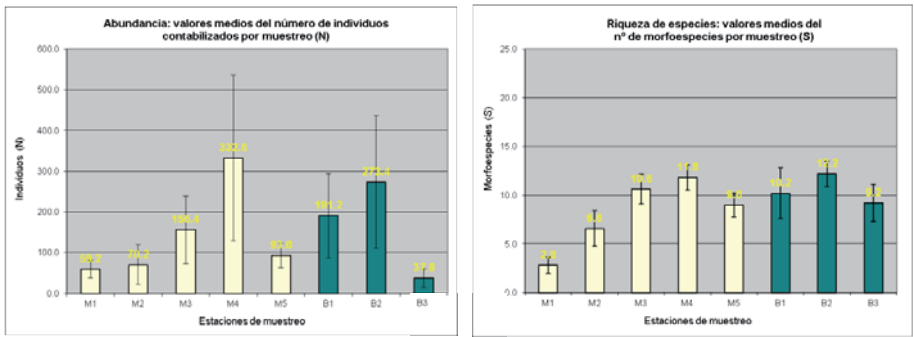


Figura 1. Graficado de la abundancia (N) y riqueza específica (S), empleando la media de los valores obtenidos en los 5 muestreos (valor en amarillo), en las estaciones de la “Finca Morote”, M (5 columnas claras) y las estaciones del “Bec de l’Àguila”, B (3 columnas oscuras). Se indica la desviación típica como barra de error vertical sobre las columnas.

Para el área forestal con manejo agrícola cinegético, “Bec de l’Àguila” (B), al comparar las 3 muestras, encontramos diferencias estadísticamente significativas entre B2 y B3. El análisis de los datos se realiza mediante un método de análisis no paramétrico (debido al pequeño número de datos, $n=15$), concretamente el Test de Kruskal-Wallis, realizando comparaciones por pares mediante el Test U de Mann-Whitney, a un nivel de significación del 5% ($\alpha=0.05$). Es decir, los valores de riqueza específica (biodiversidad) son mayores en la interfase cultivo-matorral (B2) que en la vegetación natural, pinar-espartal (B3).

4.4.- Abundancia (N): resultados y discusión

En la “Finca Morote” (M), los datos de abundancia no cumplen la homogeneidad de varianzas (tras la aplicación del Test de Levene), por lo que no se puede aplicar la ANOVA de una Vía y debemos recurrir a un método de análisis no paramétrico, concretamente al Test de Kruskal-Wallis, realizando comparaciones por pares mediante el Test U de Mann-Whitney. Encontramos diferencias estadísticamente significativas entre M4 y M5, pero a un nivel de significación del 10% ($\alpha=0.1$), para el que los valores de abundancia serían mayores en el cereal-huerta (M4) que en la vegetación natural, herbazal (M5).

En el “Bec de l’Àguila” (B), al comparar las 3 muestras, encontramos diferencias estadísticamente significativas entre B3 con B2 y B1, a un nivel de significación del 5% ($\alpha=0.05$). El análisis de los datos se realiza mediante el Test de Kruskal-Wallis, con comparaciones por pares mediante el Test U de Mann-Whitney (método no paramétrico), debido al pequeño número de datos ($n=15$). Esto quiere decir que los valores de abundancia, en relación a la vegetación natural, pinar-espartal (B3) son mayores tanto en el cereal (B1), como en la interfase cultivo-matorral (B2).

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En ambas localidades (“M” y “B”) comprobamos que los ambientes asociados a los cultivos de cereal (cultivos herbáceos), presentan mayor biodiversidad, expresada como riqueza específica (S), así como mayor abundancia de individuos (N), que aquellos asociados a la vegetación estrictamente natural. Sin embargo, comprobamos que esto no ocurre para los cultivos arbóreos o leñosos (cítricos, olivo, vid), carentes de cobertura herbácea. Los resultados obtenidos están en la misma línea que otros estudios similares realizados en el sur de Alicante (López, 2009).

Por ello, consideramos que los cultivos herbáceos (cereal, hortalizas) de ecosistemas agrícolas tradicionales (no intensivos), presentan una mayor abundancia y biodiversidad de artrópodos epígeos que las zonas de vegetación natural colindantes, lo que provoca una activación, dinamización y mejora las interacciones entre los diferentes niveles de las redes ecológicas como, por ejemplo, las redes tróficas, ya que se provee de alimento a otros animales; u otros procesos ecológicos clave como la descomposición y mineralización de la materia orgánica, debido a la bioturbación del suelo y a la fragmentación de los restos vegetales por parte de los invertebrados.

Partiendo de la premisa que la biodiversidad es un magnífico indicador de la calidad ambiental, podemos afirmar que los ambientes agrícolas tradicionales aportan una gran calidad ambiental al territorio y que también debería valorarse su importancia conservacionista al mismo nivel que otros ecosistemas “naturales” (forestales).

Por último, pensamos que estos ambientes agrícolas tradicionales, deben tenerse muy en cuenta en relación a la conservación de la biodiversidad tanto en políticas de planificación-ordenación, como en la propia gestión, ya que su eliminación o desplazamiento por ecosistemas “naturales” (forestales) generaría, posiblemente, una disminución de la biodiversidad global del paisaje (diversidad gamma).

6. AGRADECIMIENTOS

A toda la familia de la “Finca Morote”, Adela Aracil, Tomàs Pérez y Tomàs-Àngel Pérez, por su amistad y por abrirnos las puertas de su casa para permitirnos realizar parte de los muestreos del estudio. A Paco García Terol por facilitarnos el trabajo en los terrenos gestionados por el “Club de Caza San Vicente”. Al Dr. D. Carles Martín Cantarino, profesor titular de Ecología de la Universidad de Alicante (Instituto Multidisciplinar para el Estudio del Medio “Ramon Margalef”, IMEM), por sus orientaciones técnicas y por las referencias taxonómicas de la fauna.

7. BIBLIOGRAFÍA

- BARRIENTOS, J. A. ET AL. (1988): “*Bases para un curso práctico de Entomología*”. Ed. Asociación Española de Entomología. Salamanca.
- DERRAIK, J. G., CLOSS, G. P., DICKINSON, K. J., SIRVID, P., BARRATT, B. I. & PATRICK, B. H. (2002): “*Arthropod morphospecies versus taxonomic species: a case study with Araneae, Coleoptera, and Lepidoptera*”. *Conservation Biology*, nº 16, pp. 1015-1023.
- HALFFTER, G., MORENO, C. E. & PINEDA, E. O. (2001): “*Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de la Biosfera*”. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 2, pp. 80.
- LÓPEZ POMARES, A. & MARTÍN CANTARINO, C. (2009): “*¿Cultivos o saladar? Efecto del abandono agrícola y la salinización del suelo sobre la fauna de artrópodos del entorno de los Parques Naturales de El Hondo y las Salinas de Santa Pola*”. *Revista La Matruca*, nº 19, pp. 22-33. Ed. AHSA.
- MAGURRAN, A. E. (1989): “*Diversidad ecológica y su medición*”. Ed. Vedral. Barcelona.
- OLIVER, I. & BEATIE, A. J. (1996): “*Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study*”. *Conservation Biology*, nº 10, pp. 99-109.
- PAOLETTI, M. G. & MARTÍN, C. (2000): “*The Use of Invertebrates in Evaluating Rural Sustainability*”, en Ekbohm, B.; Irwin, M. E. (Ed.): *Interchanges of Insects between Agricultural and Surrounding Landscapes*. Dordrecht: Kluwer Academic, pp. 33-52.
- PEARSON, D. L. (1995): “*Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity*”, en Hawksworth, D. L. (Ed.): *Biodiversity measurement and estimation*. London: Chapman & Hall, pp. 75-79.

Capítulo 9

Un experimento manipulativo para conocer las preferencias predatoras en larvas de *Pieris brassicae* del Sureste Ibérico

Jose A Navarro-Cano^{1,2*}, Christer Wiklund^{2**}, Karl Gotthard^{2***}, Johan Ehrlén^{2****}

¹Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE, CSIC-UV-GV, Valencia)

²Stockholm University (Sweden)

[*jose.a.navarro@uv.es](mailto:jose.a.navarro@uv.es), [**christer.wiklund@zoologi.su.se](mailto:christer.wiklund@zoologi.su.se), [***karl.gotthard@zoologi.su.se](mailto:karl.gotthard@zoologi.su.se),

[****johan.ehrlen@su.se](mailto:johan.ehrlen@su.se)

RESUMEN

La Blanca de la Col (*Pieris brassicae*) es una mariposa de amplia distribución geográfica, capaz de producir varias generaciones por año en el SE Ibérico. La larva tiene un comportamiento oligotrófico. Las hembras adultas hacen puestas agregadas en hojas de Crucíferas, *Capparis* y de *Tropaeolum*. La larva se alimenta del follaje de la planta nutricia, pudiendo llegar a consumir prácticamente toda la planta, por lo que es considerada una plaga de algunos cultivos hortícolas. En este experimento se ha evaluado en laboratorio las preferencias predatoras de las larvas frente a seis especies de crucíferas con rasgos morfológicos contrastados y frecuentes en el Sureste Ibérico. Para ello se enfrentaron individualmente 37 larvas a 6 secciones de hoja de idéntico tamaño correspondientes a hojas de las seis crucíferas consideradas plantas nutricias potenciales para la especie. Cada larva dispuso de tres horas para alimentarse, periodo en el que se siguió regularmente su actividad. Una vez terminado cada ensayo con una larva, se anotó el orden de preferencia predatora y se calculó la superficie depredada para cada especie. Los resultados indican una significativa jerarquía de preferencia según el siguiente patrón descendente de preferencia: *Cardaria drava* \geq *Diplotaxis virgata* > *Sisymbrium irio* \geq *Moricandia arvensis* \geq *Diplotaxis erucoides* > *Capsella bursa-pastoris*. *C. drava* y *D. virgata* fueron también las especies con una mayor superficie media depredada, mientras que *C. bursa-pastoris* fue totalmente ignorada por las larvas. En términos generales las larvas mostraron mayor repelencia por hojas con un mayor indumento de tricomas. Estos resultados sugieren el uso potencial de esta información para la creación de setos con las especies silvestres preferentes entre cultivos ecológicos de crucíferas hortícolas, como reclamo para mantener la actividad depredadora de la mariposa alejada de la especie cultivada.

ABSTRACT

The large white butterfly (*Pieris brassicae* L.) is a common polyvoltine insect with a wide geographical distribution and phenological activity window. The larval stage of this species displays a typical oligotrophic behaviour. The adult females lay several eggs on a leaf of the host plant (mainly *Cruciferae* or *Tropaeolum* species). The larvae feed on the foliage of crucifers and can defoliate a

plant. In this way, it is considered a pest insect of some *Cruciferae* crops. Feeding preferences of *Pieris brassicae* larvae under laboratory conditions were studied in response to six different ruderal crucifers with contrasted morphological traits from SE Spain. Thirty-seven caterpillars were simultaneously faced to an identical-size leaf portion of the host plants during three hours. The feeding order and the final percentage of predated leaf portion were estimated. The results show a significant preference in the host plant feeding order that follows this decreasing sequence: *Cardaria drava* \geq *Diplotaxis virgata* > *Sisimbrium irio* \geq *Moricandia arvensis* \geq *Diplotaxis erucoides* > *Capsella bursa-pastoris*. *C. drava* and *D. virgata* were also the plants that averaged a higher area of predated leaf, whereas *C. bursa-pastoris* was totally ignored by the caterpillars. According to the morphological traits of the leaves, larvae showed higher repellency for host species with more leaf trichome density. These results suggest the use of the larvae-preferred host plant species to create or manage inter-crop hedges for butterfly deception. This would allow to diminish the negative effect of *Pieris brassicae* on crucifer crops when the use of chemicals to combat insect pests is refused.

1. INTRODUCCIÓN

La coevolución entre especies es fundamental para entender como se organiza la biodiversidad (Thompson, 2005). La mayoría de las interacciones planta-insecto actuales son reflejo de esta coevolución entre organismos, ya sean mutualistas o antagonistas. Las relaciones que establecen los lepidópteros con las plantas ofrecen un sistema de estudio muy útil en ecología evolutiva, debido a que son potenciales polinizadores durante la fase adulta, pero se convierten en activos depredadores durante la fase larvaria. La mayoría de las mariposas adultas se comportan como generalistas a la hora de seleccionar la planta de la que libar. Sin embargo, la elección de la planta nutricia para sus larvas es de tipo oligotrófico, ya que muestran un alto grado de especialización en familias concretas de plantas. Los Piéridos forman una familia de mariposas aparecida hace unos 85 millones de años, cuya reconstrucción filogenética ha demostrado que sus preferencias predatoras originales (Coliadinae) se concentraban en el orden Fabales hasta que la aparición de una innovación fisiológica a la hora de detoxificar los glucosinolatos presentes en Brassicales, les permitió una radiación adaptativa que ha dado lugar a la diversidad de Pierinae dentro de la familia (Wheat *et al.*, 2010). Las hembras de los Pierinae se ven influenciadas por la disponibilidad de crucíferas, su vigor y su estado fenológico a la hora de elegir la planta sobre la que realizar la puesta (Navarro-Cano *et al.*, 2015). Sin embargo, son las larvas, las beneficiarias directas del éxito en la elección materna de planta hospedadora, por lo que cabe esperar que muestren preferencias innatas ante la disponibilidad de más de una especie nutricia. Hasta ahora hay evidencias de atracción contrastada de las larvas por algunas especies nutricias en función de la señal química dejada por los glucosinolatos (Rather & Azim, 2009). En este trabajo investigamos la existencia de preferencias por parte de *Pieris brassicae* entre diversas crucíferas comunes en el Sureste Ibérico. A partir de las diferencias en el indumento foliar de estas especies, consideramos la posibilidad de que haya una relación entre las preferencias hospedadoras de las larvas

y este rasgo, bien por aumentar la palatabilidad de la hoja, o por su posible relación con el contenido en glucosinolatos.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

En abril de 2012 se aislaron dos puestas de *Pieris brassicae* en hojas de *Eruca sativa* cultivada en jardín en Bullas (Murcia). Las hojas fueron pasadas a sendos vasos de cría con abertura cubierta con malla contra insectos. A medida que los huevos fueron eclosionando las larvas fueron aisladas en vasos individuales sobre hojas de la misma planta nutricia y su crecimiento monitoreado. El día antes del inicio de los ensayos se recogieron en barbechos en las inmediaciones de Bullas tallos de las seis especies usadas como planta nutricia en los experimentos (*Cardaria drava*, *Diplotaxis virgata*, *Sisimbrium irio*, *Moricandia arvensis*, *Diplotaxis eruroides* y *Capsella bursa-pastoris*), en un transecto de 300 m. Las plantas fueron conservadas en agua para evitar su marchitamiento. Para los ensayos se usaron larvas con edades comprendidas entre 8 y 11 días. Cada larva se colocó en un vaso de plástico de 150ml (Ø 5.5 cm), en donde se habían colocado 6 secciones de hoja de 1 cm² de las 6 especies objeto de estudio (modificado a partir de Chew, 1980). Las secciones se tomaron en el centro de las hojas en todos los casos. Su colocación en el vaso fue aleatoria y equidistante de la larva, formando un semicírculo (Figura 1). La actividad predadora de cada larva fue monitoreada durante 3h entre las 11 y 14h, en una habitación con luz natural y registro de temperatura. Para cada larva se anotó el primer orden de preferencia predadora entre las plantas nutricias ofrecidas. Al final de cada ensayo se escaneó la parte no comida de cada sección y se calculó el porcentaje de superficie depredada. Los ensayos se prolongaron por espacio de 4 días. Posteriormente se tomaron cinco secciones de hoja por cada especie de planta nutricia y se estimó la densidad media de tricomas en superficie en haz y envés mediante conteo bajo lupa binocular a 30x.

El orden de preferencia se analizó mediante un modelo lineal generalizado con distribución de error de tipo gaussiano, con la especie nutricia como factor y la longitud de la larva y la temperatura ambiente como covariables. El porcentaje de superficie depredada se analizó mediante un modelo lineal generalizado con distribución de error de tipo binomial, con la especie nutricia como factor y la longitud de la larva y la temperatura ambiente como covariables. Los análisis se hicieron en R 3.1.2 (R Core Team, 2014).

3. RESULTADOS

Tan solo 6 de las 37 larvas se mostraron inactivas durante la duración del ensayo. Las larvas prefirieron en promedio preñar en primer lugar sobre *C. drava* y *D. virgata*, con una media en el orden de preferencia cercana a la tercera posición, seguida de *S. irio* y *M. arvensis* en cuarta posición, *D. eruroides* en quinto lugar y *C. bursa-pastoris* como última especie elegida (fig 2). La longitud de la larva y la temperatura ambiente no tuvieron un efecto significativo sobre la jerarquía de preferencia.

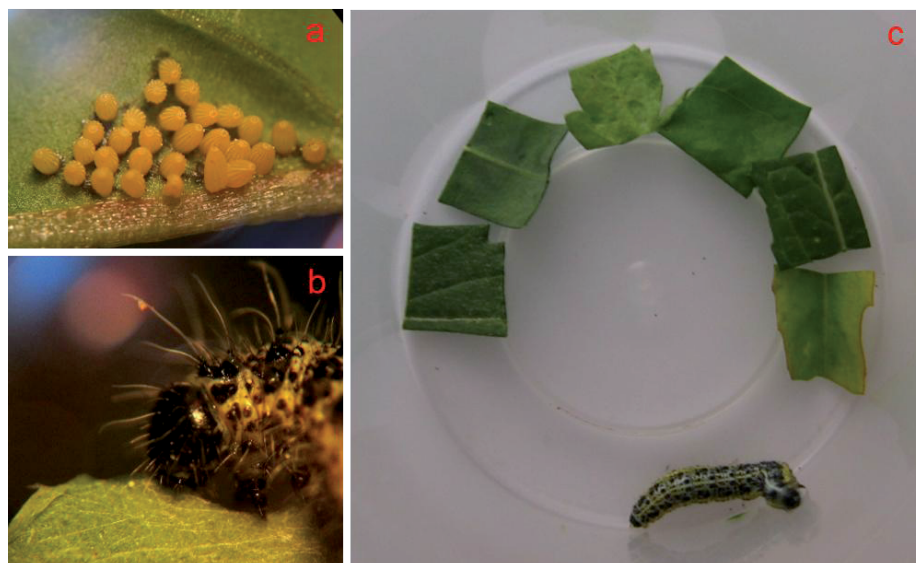


Figura 1. Una de las puestas de *P. brassicae* sobre *Eruca sativa* usadas en el experimento (a). Larva alimentándose (b). Aspecto de uno de los ensayos de depredación sobre las 6 potenciales plantas nutricias realizados durante el experimento (c).

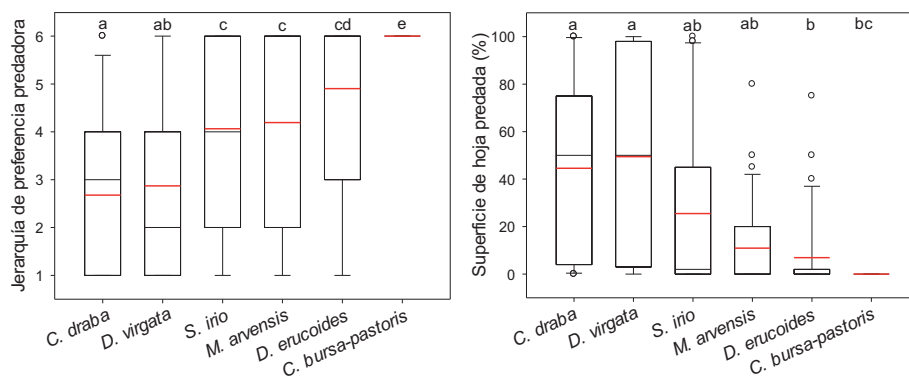


Figura 2. Jerarquía de preferencia predadora de larvas de *P. brassicae* y porcentaje final de superficie foliar depredada en cada ensayo. Los datos se presentan en diagramas de caja, con la mediana (línea horizontal negra) y la media (rojo). N = 31. Para cada diagrama plantas con la misma letra no mostraron diferencias significativas ($p < 0.05$) de acuerdo con los respectivos modelos lineales generalizados.

En cuanto al porcentaje medio de superficie foliar depredada al final de cada ensayo, aunque casi todos los valores presentaron una gran varianza, en general siguió el mismo orden que la

preferencia experimentada para el primer contacto con las especies nutricias. Tan solo las secciones foliares de *C. draba*, *D. virgata* y *S. irio* fueron predadas en su totalidad en alguna ocasión. *C. draba* y *D. virgata* fueron las especies cuyas secciones de hoja fueron en promedio predadas en mayor medida (un $44.5 \pm 36.6\%$ y un $49.4 \pm 42.8\%$ respectivamente), mientras que en el extremo opuesto, ninguna sección de hoja de *C. bursa-pastoris* presentó el más mínimo indicio de depredación (fig 2).

El orden de preferencia medio de las larvas se correlacionó positivamente con la densidad del tomento foliar (haz+envés) de la especie nutricia (Pearson, $r=0.798$, $p \leq 0.05$). Así, las especies con más tricomas fueron las elegidas siempre en último lugar para alimentarse (*D. eruroides*, 230 tricomas·cm⁻²), o incluso rechazadas en todos los ensayos (*C. bursa-pastoris*, 508 tricomas·cm⁻²), mientras que el resto de las especies presentaron densidades inferiores a los 100 tricomas·cm⁻² (fig 3). La longitud de la larva y la temperatura ambiente no tuvieron un efecto significativo sobre la variable respuesta.

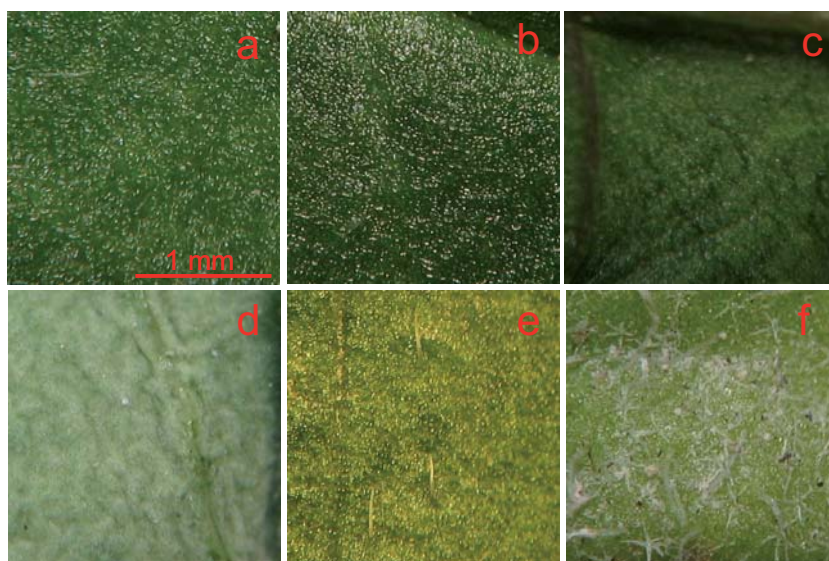


Figura 3. Detalle del indumento en el haz foliar de las plantas nutricias usadas en el experimento. *C. draba* (a), *D. virgata* (b), *S. irio* (c), *M. arvensis* (d), *D. eruroides* (e), *C. bursa-pastoris* (f).

4. DISCUSIÓN

Nuestros resultados muestran un patrón concreto de preferencias predatoras por parte de las larvas de *P. brassicae*. El experimento manipulativo permitió igualar la mayor parte de los rasgos fenotípicos de las especies de plantas nutricias ensayadas (tamaño, estado fenológico, etc.), permitiendo evaluar las preferencias de las larvas ante dos rasgos foliares principales: composición química y palatabilidad. Como en este caso no se midió la composición foliar de glucosinolatos es imposible separar el efecto de ambos rasgos sobre el resultado final. En cualquier caso, dada la

repulsión mostrada por las larvas ante *C. bursa-pastoris*, es plausible atribuir este resultado, al menos en parte, a la peor palatabilidad de la planta derivada de su denso indumento foliar, que incluye tanto tricomas estrellados como gruesos pelos simples. No existen datos publicados sobre la concentración de glucosinolatos en la mayoría de especies ensayadas. Sin embargo, se ha encontrado una relación entre la densidad del indumento foliar y el tamaño o la relación C/N de la planta (Karley *et al.*, 2008), que tienen un efecto sobre la presión predatoria de diversos insectos en plantas. Otros trabajos también han mostrado una baja preferencia de diversas larvas de Pierinae sobre *C. bursa-pastoris* (Chew, 1980). No obstante, se trata de resultados promedio en laboratorio, dado que en campo, las mariposas adultas hembra hacen puestas en *C. bursa-pastoris* con una frecuencia intermedia comparada con otras crucíferas. Se ha comprobado que rasgos fenotípicos como el estado fenológico o el tamaño ejercen una selección positiva de la mariposa hacia plantas de mayor tamaño (Navarro-Cano *et al.*, 2015). Aunque nuestros resultados podrían indicar unas preferencias genéticamente determinadas de la mariposa por distintas especies de planta nutricia, tal y como ha sido observado en otros lepidópteros (Thompson, 1993), el contexto local (plasticidad fenotípica de mariposas y plantas ante condiciones de temperatura y luz) determina las posibilidades predatorias reales que se van a encontrar las larvas de una especie concreta. En este sentido, puesto que todas las plantas utilizadas en nuestro ensayo se encontraban en plena floración, cabe esperarse que en campo las preferencias de las hembras adultas de *P. brassicae* por las especies ensayadas sea muy similar durante el periodo primaveral, aunque es muy posible que estas preferencias cambien en generaciones que vuelan durante verano o principios de otoño. De confirmarse el patrón observado, nuestros resultados pueden ser útiles para diseñar estrategias de engaño en cultivos ecológicos de crucíferas hortícolas, mediante la selección previa de especies de predación preferente por *P. brassicae* y su plantación en setos o intersección de bandas de crucíferas silvestres en estos cultivos (Alcántara *et al.*, 2008). De esta manera se podría atraer la atención de las hembras adultas hacia las especies silvestres para reducir su incidencia sobre los cultivos.

5. AGRADECIMIENTOS

El trabajo se realizó en el marco de la beca posdoctoral 12337/PD/09 otorgada por la Fundación Séneca (Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia) a Jose A Navarro.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ALCÁNTARA, C., PUJADAS, A. y SAVEDRA, M. (2008): Selección y manejo de especies crucíferas para su uso como cubiertas vegetales. *Agricultura*, 912, 846–849.
- CHEW, FS. (1980): Foodplant preferences of Pieris caterpillars (Lepidoptera). *Oecologia*, 46:347–353.
- KARLEY, A.J., HAWES, C., M IANNETTA, PP. y SQUIRE, G.R. (2008): Intraspecific variation in *Capsella bursa-pastoris* in plant quality traits for insect herbivores. *Weed Research*, 48, 147–156

- NAVARRO-CANO, J.A., KARLSSON, B., POSLEDOVICH, D., TOFTEGAARD, T., WIKLUND, C., EHRLÉN, J. y GOTTHARD, K. (2015): Climate change, phenology, and butterfly host plant utilization. *AMBIO*, 44(Suppl. 1), S78–S88.
- R CORE TEAM. (2014): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- RATHER, A.H. y AZIM, M.N. (2009): Feeding Response in *Pieris brassicae* Larvae to Host/Non-Host Plants. *World Journal of Agricultural Sciences*, 5(2), 143–145.
- THOMPSON, J.N. (1993): Preference Hierarchies and the Origin of Geographic Specialization in Host Use in Swallowtail Butterflies. *Evolution*, 47, 1585-1594.
- WHEAT, C.W., VOGEL, H., WITTSTOCK, U., BRABY, M.F., UNDERWOOD, D. y MITCHELL-OLDS, T. (2007): The genetic basis of a plant–insect coevolutionary key innovation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104, 20427–20431.

Capítulo 10

Lento pero seguro: Proyecto Testudo, un programa de seguimiento a largo plazo

Roberto C. Rodríguez-Caro^{1*}, Eva Gracia¹, Enrique Ayllón², Andrés Giménez¹

¹Universidad Miguel Hernández; ²Asociación Herpetológica Española.

*r.rodriguez@umh.es

RESUMEN

Los programas de seguimiento a largo plazo son una herramienta clave para la conservación de especies como la tortuga mora. En este sentido, se ha iniciado un proyecto piloto de seguimiento que integra la acción voluntaria en el diagnóstico de las poblaciones del sureste ibérico para desarrollar estrategias de conservación de la especie y de sus hábitats. En 2015 se han muestreado un total de 12 poblaciones repartidas entre Murcia y Almería, donde 90 voluntarios han participado en las tareas de seguimiento. El proyecto es además es una herramienta de concienciación sobre la necesidad de conservación de la biodiversidad de ecosistemas semiáridos del sureste ibérico.

ABSTRACT

Log-term monitoring programs are key for the conservation of endangered species, such as spur-thighed tortoise. We have started a pilot project based on a volunteer program to provide information of tortoises populations. This information will be used to develop strategies to manage and preserve the species and habitats. In 2015, 12 localities in Murcia and Almeria were monitored, and 90 volunteers participated. This project is also an awareness tool about the importance of semi-arid ecosystems in the Iberian southeast.

1. INTRODUCCIÓN

1.1.- Antecedentes

Entender el funcionamiento de las poblaciones, identificar las amenazas y estudiar sus tendencias son aspectos clave de la conservación de especies amenazadas. En este sentido, los programas de seguimiento ofrecen datos útiles en la elaboración y el desarrollo de los planes de conservación o de recuperación de las especies.

Desde la Universidad Miguel Hernández de Elche (UMH) y la Asociación Herpetológica Española (AHE) se ha puesto en marcha un programa de seguimiento a largo plazo de las poblaciones de tortuga mora en España. Inicialmente este programa se desarrolla en las poblaciones del sureste

ibérico y se soporta por cuatro pilares: la experiencia en investigación del Área de Ecología de la UMH; la capacidad de coordinación de programas de seguimiento de la AHE; el trabajo de voluntariado realizado por asociaciones naturalistas locales y estatales como Ecologistas en Acción de Murcia, Asociación Herpetológica Murciana (AHMUR), Asociación para la Custodia del Territorio (ACUDE) o la Sociedad para el Estudio y la Recuperación de la Biodiversidad Almeriense (SERBAL); y el apoyo de administraciones autonómicas y locales como la Junta de Andalucía, el Gobierno Regional de Murcia o el Ayuntamiento de Puerto Lumbreras.

1.2.- Tortuga mora y amenazas

La tortuga mora, *Testudo graeca*, es uno de los elementos faunísticos más característicos del Mediterráneo Occidental. En Europa la población de mayor entidad se encuentra en el sureste peninsular, entre las provincias de Murcia y Almería. Esta especie está catalogada por la UICN y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como “Vulnerable”. Sus principales amenazas son la pérdida y fragmentación del hábitat, así como su captura y tenencia en cautividad.

La tortuga mora presenta su hábitat óptimo en los paisajes agrícolas tradicionales de las sierras prelitorales del sureste ibérico. Estos paisajes están compuestos por áreas de matorral que se alternan con usos agrícolas de secano. Pero, como en otros ambientes mediterráneos, en las últimas décadas se está produciendo una notable intensificación del territorio debido principalmente al desarrollo urbano-turístico y a la implantación de nuevos regadíos. Por otra parte, la tenencia en cautividad, que incluso está penada con prisión por la reciente reforma de la ley (Ley 1/2015, del 30 de marzo), juega en contra de la conservación de la población silvestre. El 15% de las personas que tienen como mascota tortugas las acaban devolviendo al campo, donde entran en contacto con las poblaciones silvestres. En estos casos se corre el riesgo de contagio de enfermedades desarrolladas en condiciones domésticas a individuos sanos silvestres. Además, se establece un intercambio genético entre individuos que podrían estar adaptados a distintas condiciones ambientales (conocido por exogamia genética). Finalmente, otros factores de amenaza como la introducción de especies alóctonas, el aumento de predadores oportunistas o cambios en la frecuencia de incendios se pueden convertir en amenazas de primer orden en caso de bajas densidades o de poblaciones afectadas por las principales amenazas.

1.3.- Objetivos del proyecto

El proyecto “Testudo: programa de seguimiento para la conservación de las poblaciones de tortuga mora en España”, está cofinanciado en su primer año por la UMH y la Fundación Biodiversidad. Su objetivo general es proporcionar un diagnóstico para la conservación de las poblaciones de tortuga mora en España. Se trata de una necesidad para afrontar los cambios que está sufriendo la especie y para asegurar su persistencia en el futuro. Los objetivos específicos y las actividades realizadas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Relación de los objetivos de proyecto con las actividades realizadas.

Objetivos	Actividades
i. Seguimiento	- Diseño del programa de seguimiento y selección de poblaciones - Ejecución del seguimiento mediante itinerarios - Análisis de los datos
ii. Voluntariado	- Acuerdos con administraciones y asociaciones colaboradoras - Planificación - Difusión del programa de voluntariado - Evaluación mediante encuestas
iii. Observación naturalista	- Charlas iniciales - Evaluación mediante encuestas
iv. Difundir el Interés de la población	- Charlas iniciales - Evaluación mediante encuestas - Difusión de resultados en medios de comunicación
v. Directrices	- Elaboración de directrices para la conservación

2. VOLUNTARIADO

En una fase inicial se realizó una campaña de difusión donde se dio a conocer el proyecto y se invitó a la participación de voluntarios de todo el territorio nacional.

Finalmente participaron 90 voluntarios, principalmente de Murcia y Almería (más del 66%), pero también procedentes del resto del territorio nacional. De esta manera, todos los turnos cubrieron ampliamente el número necesario de personas para realizar los censos y se crearon listas de espera por la gran cantidad de solicitudes recibidas.

El perfil de los voluntarios fue muy diverso, desde personas muy involucradas en acciones de conservación, pertenecientes a asociaciones naturalistas (un 48% del total) hasta personas ajenas a este tipo de acciones que buscaban una actividad diferente a las habituales, o simplemente poder ver tortugas en su hábitat.

3. PERCEPCIÓN DEL VOLUNTARIADO

Para poder conocer el grado de conocimiento inicial y para evaluar el conocimiento adquirido sobre la tortuga mora y su problemática se realizaron encuestas anónimas a los voluntarios participantes al inicio y al final del campo de trabajo.

La realización de este tipo de voluntariados ofrece la posibilidad de acercar a esta especie a la sociedad, enfatizando su interés de conservación y enfocando su percepción a la de animal silvestre. De hecho un 22% de los voluntarios afirmaba no haber visto nunca tortugas en su estado silvestre. Las principales amenazas detectadas por los voluntarios fueron inicialmente la pérdida de hábitat, el ser humano en general y las capturas de animales silvestres (Figura 1). Esta percepción se hizo más precisa después del campo de trabajo, donde los voluntarios también identificaron la fragmentación del hábitat y el comercio de especies como amenazas importantes.

Respecto al cambio de percepción de la especie por los voluntarios, es destacable que, en términos medios, la mayoría de los participantes percibían a la tortuga mora como una especie silvestre, amenazada y no como una mascota. Esta visión parece haberse visto reforzada tras su paso por el voluntariado.

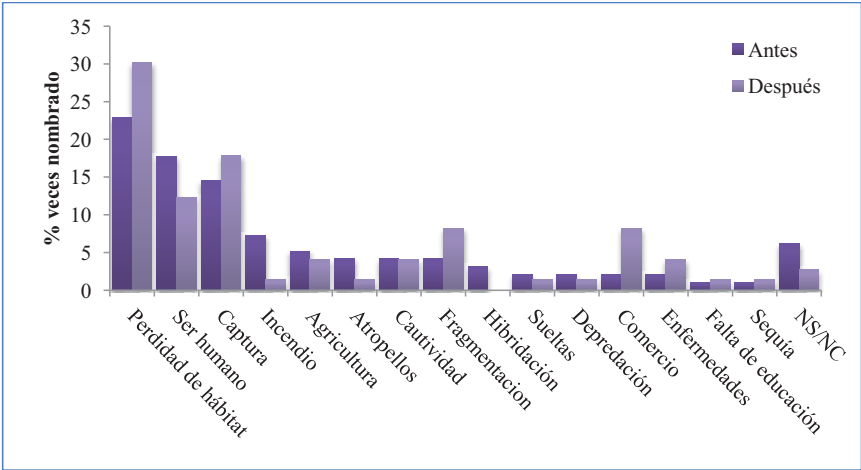


Figura 1. Principales amenazas de las tortugas identificadas por los voluntarios

Las encuestas también nos permitieron explorar el problema de la tenencia en cautividad de tortugas moras. Un 11% de los voluntarios afirmaba tener tortugas mora en casa y el 62% de los voluntarios aseguraban que tienen conocidos que poseen tortugas. Estos datos ilustran el grave problema que existe con las tortugas cautivas, cuyo número probablemente sobrepasa los cientos de miles (Pérez *et al.*, 2010).

4. CENSO DE POBLACIONES

Los censos se realizaron en 12 poblaciones de 1 km2 a lo largo del área de distribución de la tortuga mora en el sureste ibérico (Tabla 2). Del conjunto de todas las poblaciones 6 fueron propuestas para la realización de un seguimiento a medio/largo plazo. Las otras 6 poblaciones se seleccionaron por diferentes objetivos. Sierra de Enmedio por ser una población de muy baja densidad en la que hay un proyecto de ensanche de una carretera que fragmentaría el área. Cintas, Cueva Sucia, Montería y Cortijo de Pedro Oliva sirvieron para estudiar los efectos a largo plazo de los incendios (ver apartado 5.2). Finalmente, Palo Seco fue seleccionado como una nueva población de la que se desconocía sus características (densidad, estructura de edad, etc.).

Cada censo fue realizado por entre cuatro y ocho personas, controlando el esfuerzo de muestreo (tiempo invertido y distancia recorrida), y registrando las distancias de encuentro de las tortugas. Este

último dato permite estimar la densidad en las poblaciones mediante un método de muestreo de distancias (Thomas *et al.*, 2010).

Las tortugas encontradas se capturaron para el marcado, la identificación de sexo, toma de datos biométricos y fotografías, anotando la localización con GPS de la tortuga. En total, se encontraron un total de 441 tortugas durante todo el voluntariado con más de 550 horas de búsqueda acumuladas por todos los participantes (en la Tabla 2 se detalla información por poblaciones). Con los datos que hemos obtenido a partir de los censos podemos determinar que la mayoría de poblaciones censadas pertenecen a clases de densidad medias (entre 0,57 – 3,54 tortugas/ha) a excepción de un par de poblaciones (Anadon *et al.*, 2009). La Tova presenta una densidad muy alta (4,706 tortugas/ha) y Sierra de Enmedio una densidad tan baja que no fuimos capaces de evaluarla.

Tabla 2. Información de los lugares de muestreo, municipio, provincia, asociación que realiza el censo y densidades (tortugas por hora de búsqueda y por hectárea). El tipo de población determina si es una población para un seguimiento permanente o para proyecto puntual.

Localidad	Municipio	Provincia	Tipo de población	Asociación	Densidad (tor/hora)	Densidad (tor/ha)
Aire	Turre	Almería	Permanente	SERBAL	0.442	1.260
Sotomayor	Huercal-Overa	Almería	Permanente	SERBAL	0.805	2.013
Alboluncas	Vera	Almería	Permanente	UMH/AHE	1.434	2.707
Adanes	Lorca	Murcia	Permanente	ECOL. ACC.	1.373	2.653
Galera	Lorca	Murcia	Permanente	ACUDE	0.520	1.806
Tova	Lorca	Murcia	Permanente	AHEMUR	2.930	4.706
Cintas	Turre	Almería	Incendio	SERBAL	0.391	0.589
Cueva Sucia	Turre	Almería	Incendio	SERBAL	0.827	2.112
S ^{ra} de Enmedio	Lorca	Murcia	Carretera	ECOL. ACC.	0	0
Palo Seco	Puerto Lumbreras	Murcia	Nuevas poblaciones	AHEMUR	0.822	1.110
C. Pedro Oliva	Lorca	Murcia	Incendio	ACUDE	0.429	1.076
Monteria	Lorca	Murcia	Incendio	UMH/AHE	0.822	1.957

5. EJEMPLOS DE ESTRATEGIAS

Para ilustrar la importancia de un plan de conservación vamos a exponer dos estudios realizados para estudiar el efecto de perturbaciones en poblaciones de tortugas.

5.1.- Seguimiento a medio-largo plazo

Como ejemplo de seguimiento a largo plazo, el grupo de investigación del Área de Ecología de la UMH realiza censos desde 1999 en la Galera, en Lorca (Murcia).

El exhaustivo seguimiento en esta población ha permitido realizar estudios útiles para la conservación de la especie. Quizá el más destacable sea el del estudio de los efectos de los incendios en la dinámica de las poblaciones de tortugas. En 2004 un incendio quemó parte del área de estudio.

Gracias a datos previos y posteriores al incendio estimamos que la supervivencia de las tortugas disminuyó drásticamente, pero que se recuperó en poco tiempo (Sanz-Aguilar *et al.*, 2011; Rodríguez-Caro *et al.*, 2014). Esto significa que una alta recurrencia de los incendios en el área de estudio podría acabar con las poblaciones de tortuga. En la Figura 2 se puede observar cómo la población desciende tras el año 2004, manteniéndose en densidades más bajas durante una década. Disponer de información similar en más poblaciones sería útil para detectar y evaluar amenazas de este tipo.

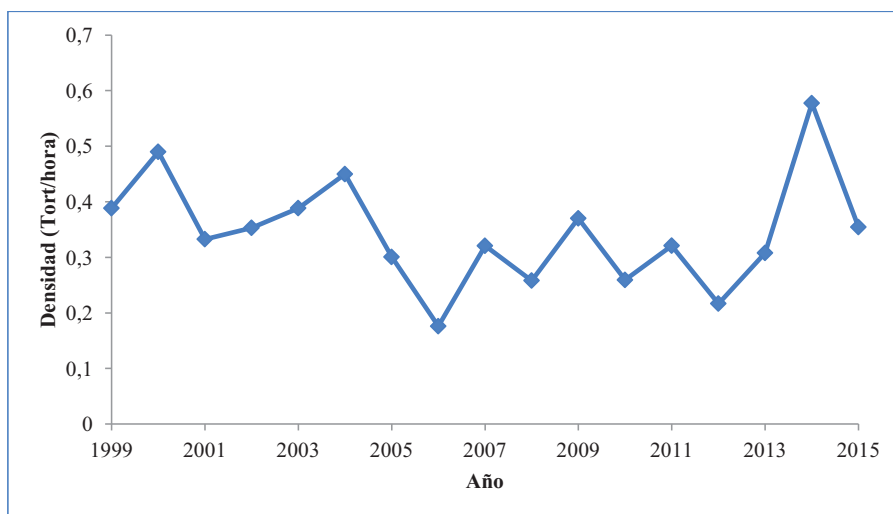


Figura 2. Tendencia de la densidad de la Galera.

5.2.- Estudios puntuales

El seguimiento de varias poblaciones de manera puntual también permite realizar diagnósticos del estado de conservación de la especie. Como ejemplo de esto y también para el estudio del efecto a largo plazo de los incendios, durante el primer año de proyecto se han censado seis poblaciones representativas de localidades en Murcia y Almería con diferentes grados de afección por incendios (Aire, Cueva Sucia, Cintas, Galera, Cortijo de Pedro Oliva y Montería).

Durante los últimos años los incendios han sido relativamente frecuentes en el área de distribución de la especie. Son especialmente destacables los ocurridos en la Sierra de la Almenara (Murcia) y en la Sierra de Cabrera (Almería). En la Sierra de la Almenara, un incendio en 2004 quemó completamente la población de Cortijo de Pedro Oliva, parcialmente la población de Galera y dejó fuera a la población de la Montería. En la Sierra de Cabrera, la población de Cintas sufrió por completo el incendio en 2009, la población de Aire quedó en el borde y la población de Cueva Sucia quedó fuera.

En nuestros censos se estimaron densidades mayores en las áreas que no han sido afectadas por incendios (2,11 y 1,98 tortugas/ha en Almería y Murcia respectivamente), densidades medias en las

zonas parcialmente quemadas (1,26 y 1,80 tortugas/ha) y densidades menores en las poblaciones que fueron completamente quemadas (0,60 y 1,08 tortugas/ha; Fig. 3). Estos resultados sugieren que los efectos de los incendios en las poblaciones de tortugas son patentes a medio-largo plazo.

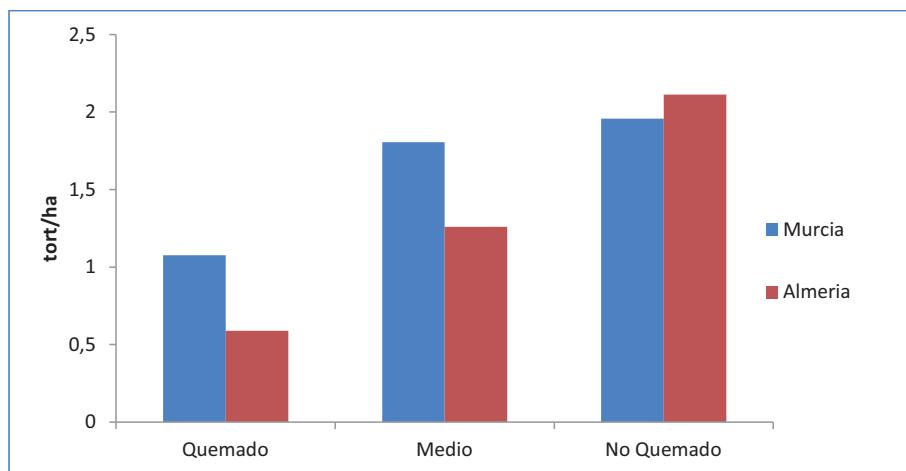


Figura 3. Densidad de las poblaciones afectadas por incendio en Murcia y Almería.

6. DIFUSIÓN DE RESULTADOS

Los resultados de la fase inicial del proyecto han sido comunicados a los voluntarios, asociaciones, administraciones y población en general. Además, se ha incluido la información de los censos en la base de datos del SIARE, El Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España que gestiona la AHE.

Otros documentos claves que se generarán en el marco de este proyecto son un plan de seguimiento de la especie a largo plazo y unas directrices de gestión de la especie. Estos documentos están enfocados a ámbitos administrativos con capacidad de tomar decisiones para la gestión de la especie. De esta manera se pretende desarrollar un proyecto de futuro donde administraciones, naturalistas, voluntarios y comunidad científica trabajen de forma conjunta para proteger a una de las especies más simbólicas y amenazadas de los paisajes áridos y semiáridos del sureste ibérico.

7. CONCLUSIONES

El programa de voluntariado tuvo muy buena acogida y los voluntarios valoraron muy positivamente el trabajo realizado. El proyecto sirvió además para incrementar el nivel de conciencia ambiental y de conocimiento crítico sobre los problemas de conservación de la especie.

Por otro lado, pudimos desarrollar un primer diagnóstico del estado de conservación de las poblaciones censadas. De entre ellas destacan la Tova y la Sierra de Enmedio con una densidad muy alta y muy baja, respectivamente. Ante la ausencia de encuentros de tortugas en la Sierra de Enmedio

concluimos que este tipo de muestreos no son válidos en poblaciones con muy bajas densidades. En cambio, un seguimiento a largo plazo en el resto de poblaciones permitiría determinar tendencias poblacionales e identificar los efectos de perturbaciones. De hecho, esta aproximación nos permitió constatar que los efectos de los incendios se mantienen a medio-largo plazo.

Por último, cabe señalar que este programa de voluntariado no sustituye al seguimiento que deben realizar las administraciones competentes, sino que se presenta como una acción sinérgica y complementaria, basada en la educación ambiental.

8. AGRADECIMIENTOS

Este proyecto ha sido cofinanciado por la Fundación Biodiversidad del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Queremos agradecer a todas las entidades y administraciones colaboradoras nombradas a lo largo del texto, así como a los voluntarios y técnicos que participaron en el voluntariado.

9. REFERENCIAS

- ANADÓN JD, GIMÉNEZ A, BALLESTAR R, PÉREZ I., (2009): “*Evaluation of local ecological knowledge as a method for collecting extensive data on animal abundance*”. Conservation Biology 23(3):617-625.
- PÉREZ I, GIMÉNEZ A, PEDREÑO A. (2010): “*Dimensión social de la conservación de la fauna: la tortuga mora*”. 125 Pp. Editum. Ediciones UM, Murcia.
- RODRÍGUEZ-CARO RC, GRACIÁ, E, ANADÓN, JD, GIMENEZ, A. (2013): “*Maintained effects of fire on individual growth and survival rates in a spur-thighed tortoise population*”. Eur. J. Wildlife Res. 59: 911-913
- SANZ-AGUILAR A, ANADÓN JD, GIMÉNEZ A, BALLESTAR R, GRACIÁ E, ORO D. (2011): “*Coexisting with fire: the case of the terrestrial tortoise Testudo graeca in mediterranean shrublands*”. Biol. Conserv. 144: 1040–1049.
- THOMAS L, BUCKLAND ST, REXSTAD EA, LAAKE JL, STRINDBERG S, HEDLEY SL, BISHOP JR, MARQUES TA, BURNHAM KP. (2010): “*Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size*”. J Appl Ecol 47:5--14 .

Capítulo 11

Percepción de los ganaderos murcianos sobre los servicios ecosistémicos proporcionados por los carroñeros

Zebensui Morales-Reyes^{1*}, José Antonio Sánchez-Zapata¹, Francisco Botella Irene Pérez², Marta Valverde²

¹Universidad Miguel Hernández, ²Arizona State University
^{*}zmorales@umh.es

RESUMEN

Los humanos y los carroñeros han estado estrechamente relacionados y, actualmente muchas poblaciones de buitres dependen de los ungulados domésticos. Nuestro objetivo es evaluar cómo los ganaderos perciben los servicios ecosistémicos proporcionados por los carroñeros. Para ello, se realizaron encuestas a los ganaderos de la comarca del Noroeste de Murcia. Nuestros resultados revelan que tienen una fina percepción de los carroñeros presentes en el área de estudio. La valoración del papel de los buitres fue muy positiva, mientras que la de los carroñeros facultativos fue neutral o negativa. Esta percepción podría tener efectos negativos sobre las estrategias de conservación de los carroñeros obligados.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio del funcionamiento de los ecosistemas y su capacidad para proporcionar servicios al hombre, es un tópico actual en ecología de la conservación. Las relaciones entre los humanos y los carroñeros se remontan al origen de los primeros homínidos. Estas relaciones han sido cambiantes a lo largo de la historia, los primeros humanos se comportaban como carroñeros compitiendo por el recurso con ellos para luego pasar a ser proveedores de carroñas como cazadores y ganaderos (Moleón *et al.* 2014). Aún hoy, los humanos nos beneficiamos de importantes servicios proporcionados por los carroñeros mediante la eliminación de los animales muertos del campo. Así por ejemplo, ayudan a regular el ciclo de nutrientes, controlar enfermedades infecciosas o reducir indirectamente las emisiones de gases de efecto invernadero (p. ej., DeVault *et al.*, 2003; Barton *et al.*, 2013; Morales-Reyes *et al.*, 2015).

Actualmente en España, las poblaciones de carroñeros obligados (buitres leonado y negro, alimoche y quebrantahuesos) dependen principalmente de los ungulados domésticos (Donázar *et al.*, 2009) y, por lo tanto, de la actividad de los ganaderos que todavía mantienen ganado en extensivo. En el caso de la Región de Murcia, las poblaciones de buitres (*Gyps fulvus*) han empezado a recuperarse desde la última década del pasado siglo, principalmente en el Noroeste donde la actividad ganadera en extensivo aún es importante.

En este trabajo nos proponemos evaluar la percepción de los ganaderos de los servicios proporcionados por la comunidad de carroñeros para el desarrollo de estrategias de conservación de estas especies.

2. MÉTODOS

Para estudiar la percepción que los ganaderos tienen de los carroñeros, entre 2013 y 2014, se realizaron encuestas a los ganaderos de la comarca del Noroeste de Murcia (Figura 1), un área caracterizada por la presencia de una ganadería en extensivo de ovino y caprino. En estas zonas hay presencia de especies carroñeras, tanto facultativas, es decir, animales que consumen carroña en tasas variables pero que pueden subsistir con otros alimentos en ausencia de carroña (mamíferos depredadores como el zorro, rapaces como el águila real y córvidos como el cuervo), como obligadas, es decir, animales que dependen totalmente de la carroña como fuente de alimento (es decir, los buitres).

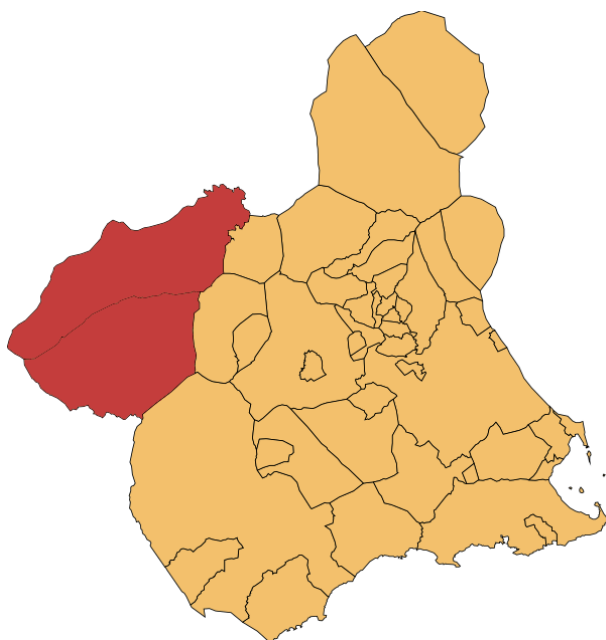


Figura 1. Mapa de la Región de Murcia y los límites municipales. Se muestra el área de estudio en rojo.

En total se realizaron 58 encuestas a ganaderos. En primer lugar, se les pidió que identificasen las especies carroñeras presentes en el área de estudio. Luego se les preguntó sobre la percepción y valoración positiva (servicios que aportan) o negativa (conflictos que causan) que tienen de los carroñeros que ven en la zona. Para la valoración se usó una escala del 1 al 5, donde 1 es muy beneficioso y 5 es muy perjudicial. La valoración de los buitres frente a los carroñeros facultativos se

comparó usando la prueba de Kruskal-Wallis. Por último, se preguntó acerca de la percepción de la eficiencia del servicio proporcionado por los carroñeros. En concreto, se les preguntó acerca del tiempo de detección y tiempo de consumo de las carroñas por parte de los carroñeros.

Por otra parte, para comparar la percepción de los ganaderos con datos obtenidos en el campo, monitorizamos el consumo de las carroñas (n=10) mediante cámaras de fototrampeo (Bushnell Trophy Cam 6 MP). Las cámaras se colocaron en lugares discretos, cerca de las carroñas (5-10 metros) y fueron programadas para tomar una fotografía cada dos minutos, siempre que detectase movimiento (Blázquez *et al.*, 2009). Medimos dos parámetros relacionados con la eficiencia del servicio: tiempo de detección (tiempo transcurrido entre la colocación de la carroña y la primera vez que es detectada por un carroñero) y tiempo de consumo (tiempo transcurrido desde la colocación de la carroña hasta que es consumida totalmente). La percepción de los ganaderos en relación a estos dos parámetros y los datos obtenidos en el campo se compararon entre sí usando la prueba de Kruskal-Wallis. Por otra parte, se calculó el % de ganaderos que vieron a una determinada especie alimentándose en las carroñas (encuestas) y % de cámaras en las que hemos detectado a cada especie comiendo carroña (cámaras). La comparativa entre las encuestas y las cámaras se realizó usando la prueba χ^2 . Los análisis se desarrollaron en R (R Core Team 2014).

3. RESULTADOS

Observamos que en general los ganaderos tuvieron una fina percepción de los carroñeros presentes en el área de estudio, es decir, identificaban correctamente tanto a los carroñeros obligados como a los facultativos (Figura 2).



Figura 2. Identificación de las especies carroñeras (% de ganaderos que la conocen) presentes en el área de estudio por parte de los ganaderos. Se muestra en verde cuando conocen la especie y en rojo cuando no la conocen

Por otra parte, la valoración de los carroñeros fue muy positiva para el único carroñero obligado presente en la zona de estudio, el buitre leonado (*Gyps fulvus*), mientras que la de los carroñeros facultativos fue neutral o negativa, siendo las especies peor valoradas el zorro (*Vulpes vulpes*) y el jabalí (*Sus scrofa*) (Figura 3). Se detectaron diferencias significativas en la valoración de los buitres frente a los carroñeros facultativos ($\chi^2=100,962$; $df=1$; $p<0,0001$).

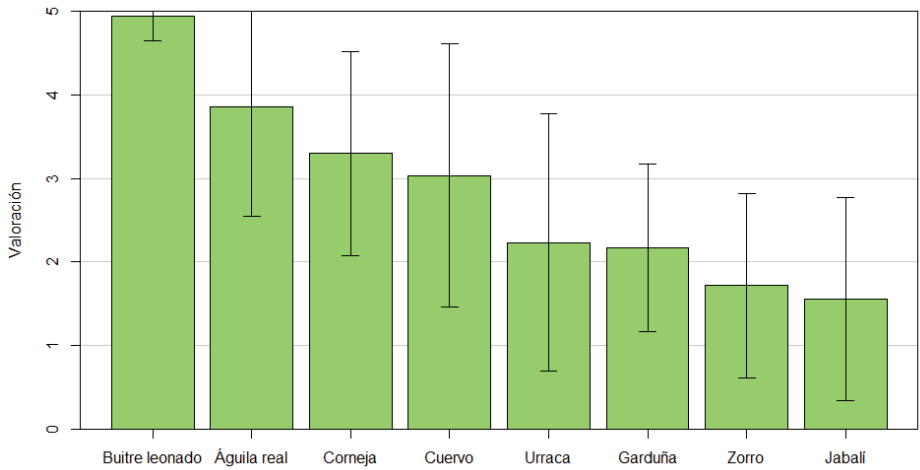


Figura 3. Valoración de los carroñeros presentes en el área de estudio por parte de los ganaderos. Se muestran la media y la desviación estándar.

El motivo principal por el cual los buitres fueron valorados positivamente está relacionado con que estos sean carroñeros (91% de los encuestados). La valoración negativa de los carroñeros facultativos parece estar relacionada con su papel de depredadores (30%), por ser perjudicial para la caza (25%), causar daños al ganado (16%) o a los cultivos (14%). Por ejemplo, el zorro se consideró perjudicial por causar daños al ganado (41%) o por ser depredador (36%). Mientras que el jabalí fue considerado perjudicial por causar daños a los cultivos principalmente (47%).

Los resultados mostraron un buen ajuste entre el porcentaje de ganaderos que ha visto a cada especie alimentándose de carroña y la presencia de esas especies en las carroñas monitoreadas (Figura 4). Ya que no se encontraron diferencias significativas entre los datos de las encuestas y las cámaras de fototrampeo ($p>0,05$). Excepto en el caso del cuervo, el águila real y el zorro que si hubo diferencias ($\chi^2=13,893$; $df=1$; $p=0,0002$ para el cuervo; $\chi^2=11$; $df=1$; $p=0,0009$ para el águila real; $\chi^2=4,032$; $df=1$; $p=0,0446$ para el zorro).

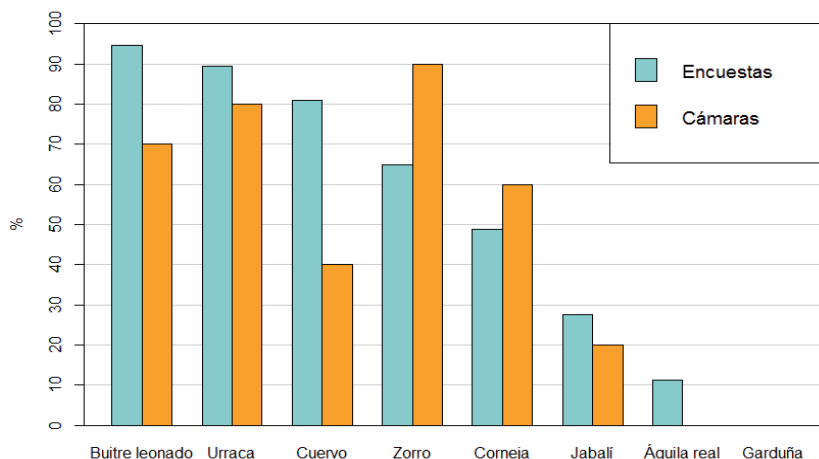


Figura 4. Uso de las carroñas (%) por parte de las especies presentes en el área de estudio comparando lo observado por los ganaderos (encuestas) con el monitoreo mediante fototrampeo (cámaras).

La percepción de los ganaderos acerca de la eficiencia del servicio proporcionado por los carroñeros no coincidió con lo observado en el campo (Figura 5). Se encontraron diferencias significativas entre las encuestas y las cámaras en el tiempo de detección ($\chi^2=4,396$; $df=1$; $p=0,0360$) y en el tiempo de consumo ($\chi^2=19,208$; $df=1$; $p<0,0001$). El tiempo de detección promedio en las encuestas fue algo superior al doble que el tiempo de detección real registrado por las cámaras de fototrampeo. El tiempo de consumo registrado por las cámaras fue unas ocho veces mayor que en las encuestas.

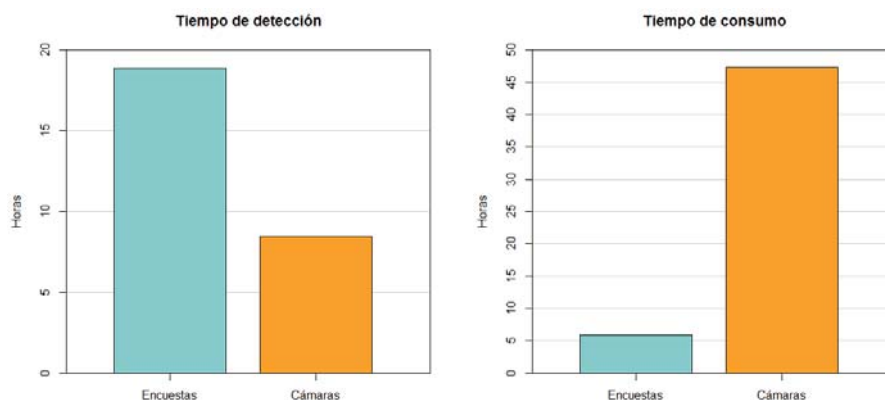


Figura 5. Comparativa del tiempo de detección y tiempo de consumo (horas) entre las encuestas y las cámaras.

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos mediante la comparación de las encuestas y las cámaras de fototrampeo reflejaron que los ganaderos tienen buen conocimiento acerca del funcionamiento del ecosistema y los proveedores de los servicios ecosistémicos. Por otra parte, se detectó una percepción social de los buitres muy positiva en oposición a la valoración más negativa de los carroñeros facultativos.

La valoración positiva del papel de los buitres, está relacionada principalmente con el reconocimiento por parte de los ganaderos de un importante servicio ecosistémico que estos ejercen, la eliminación de cadáveres potencialmente infecciosos. No obstante la valoración de ciertas especies carroñeras facultativas como el águila real o la corneja también fue bastante positiva. En cambio, los posibles perjuicios causados por los depredadores sobre el ganado y de forma más general, la presión que ejercen sobre especies cinegéticas, es la causa de la percepción negativa sobre algunos carroñeros facultativos, apreciación que no es exclusiva de los ganaderos del Noroeste de la Región de Murcia sino generalizada (p.ej. Pirineos y en el Sistema Central; datos no publicados). Por lo tanto, esa valoración negativa debe ser considerada ya que podría conducir a acciones de control (p. ej. sobre el zorro) ilegales (Mateo-Tomás *et al.*, 2012) con el consiguiente efecto sobre aquellas especies (p. ej. buitres) que los ganaderos valoran positivamente por el servicio prestado, comprometiendo así dicho servicio.

En la actualidad, ciertas acciones humanas (p. ej. uso del veneno) siguen siendo la principal causa de muerte de la fauna salvaje. En concreto, los carroñeros obligados son uno de los grupos funcionales más amenazados globalmente y sus poblaciones han sido extinguidas en muchas áreas del mundo (Ogada *et al.*, 2012). No obstante, la conservación a largo plazo de los carroñeros podría mejorarse favoreciendo una percepción positiva de la biodiversidad por parte de los beneficiarios de esos servicios (p. ej. los ganaderos) y a través de un mayor reconocimiento social de los diferentes servicios ecosistémicos que estos nos proporcionan (Daily *et al.*, 2009).

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue parcialmente financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través de los proyectos CGL2012-40013-C02-02 y CGL2015-66966-C2-1-R. Z.M-R recibió el apoyo de beca pre-doctoral del Ministerio de Educación (FPU12/00823). Agradecemos a los ganaderos su valiosa contribución.

6. BIBLIOGRAFÍA

BARTON, P.S., CUNNINGHAM, S.A., LINDENMAYER, D.B. & MANNING, A.D. (2013): The role of carrion in maintaining biodiversity and ecological processes in terrestrial ecosystems. *Oecologia*, 171, pp. 761-772.

- BLÁZQUEZ, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., BOTELLA, F., CARRETE, M. & EGUÍA, S. (2009): Spatio-temporal segregation of facultative avian scavengers at ungulate carcasses. *Acta Oecologica*, 35, pp. 645-650.
- DAILY, G.C., POLASKY, S., GOLDSTEIN, J., KAREIVA, P.M., MOONEY, H.A., PEJCHAR, L., RICKETTS, T.H., SALZMAN, J. & SHALLENBERGER, R. (2009): Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, pp. 21-28.
- DEVAULT, T.L., RHODES, O.E. & SHIVIK, J.A. (2003): Scavenging by vertebrates: behavioral, ecological, and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos*, 102, pp. 225-234.
- DONÁZAR, J.A., MARGALIDA, A. & CAMPIÓN, D. (2009): *Vultures, Feeding Stations and Sanitary Legislation: a Conflict and its Consequences from the Perspective of Conservation Biology*. Sociedad de Ciencias Aranzadi. Donostia.
- MATEO-TOMÁS, P., OLEA, P.P., SÁNCHEZ-BARBUDO, I.S. & MATEO, R. (2012): Alleviating human-wildlife conflicts: identifying the causes and mapping the risk of illegal poisoning of wild fauna. *Journal of Applied Ecology*, 49, pp. 376-385.
- MOLEÓN, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., MARGALIDA, A., CARRETE, M., OWEN-SMITH, N. & DONAZAR, J.A. (2014): Humans and Scavengers: The Evolution of Interactions and Ecosystem Services. *BioScience*, 64, pp. 394-403.
- MORALES-REYES, Z., PÉREZ-GARCÍA, J.M., MOLEÓN, M., BOTELLA, F., CARRETE, M., LAZCANO, C., MORENO-OPO, R., MARGALIDA, A., DONÁZAR, J.A. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A., (2015): Supplanting ecosystem services provided by scavengers raises greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 5, art. 7811.
- OGADA, D.L., KEESING, F. & VIRANI, M.Z. (2012): Dropping dead: causes and consequences of vulture population declines worldwide. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249, pp. 57-71.
- R CORE TEAM (2014): R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.

Capítulo 12

¿Cuál es la función de los nidos en la conservación de aves?: patrones de creación, persistencia, reutilización y productividad

María V. Jiménez-Franco^{1*}, José E. Martínez^{1**}, José F. Calvo^{1***}

¹Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia.

*mvjimenez@um.es; **ecoljemt@um.es; ***jfcavlo@um.es

RESUMEN

Las estructuras reproductivas son elementos claves para la conservación de las poblaciones. Esto es especialmente relevante en poblaciones de aves rapaces, donde la construcción de nidos es costosa en tiempo y energía. En este estudio se determina la importancia de los nidos como estructuras reproductivas en una comunidad de tres especies de rapaces forestales: el aguililla calzada *Aquila pennata*, el busardo ratonero *Buteo buteo* y el azor común *Accipiter gentilis*. Se ha realizado el seguimiento de 157 plataformas forestales localizadas en un bosque mediterráneo semiárido, las Sierras de Burete, Lavia y Cambrón (Murcia, Sureste de España) entre 1998 y 2013. Se ha determinado para cada nido la especie constructora, el estado y las características, el hábitat, la ocupación y la productividad de la pareja a lo largo del periodo de estudio. Los resultados muestran una tasa de creación y destrucción de nidos baja (0,14 y 0,05; respectivamente). La persistencia de los nidos fue alta tanto con la estima de supervivencia Kaplan-Meier (12 años), como con el modelo de matriz de población utilizado para los diferentes estados de ocupación, los cuales variaron desde 17,9 a 19,7 años para el estado vacío y ocupado por Aguililla calzada, respectivamente. La supervivencia de los nidos no fue afectada por las características de los mismos, ni la especie constructora o la frecuencia de uso. Además, los nidos actúan como pistas de localización, al ser mayor la reutilización de nidos que la construcción de los mismos en el proceso de un nuevo establecimiento territorial. Finalmente, la productividad de las especies estudiadas no aumenta significativamente con la reutilización de nidos en lugar de la construcción de los mismos. Como conclusión, todos los nidos deben de ser mantenidos como una medida de conservación de las rapaces estudiadas, preservando así un aporte adecuado de sitios reproductivos para las mismas.

ABSTRACT

Reproductive sites are key elements for the conservation of populations. This is especially relevant in populations of birds of prey, which nest building is costly in time and energy. In this study, we analyze the importance of nests as reproductive structures in a community of three forest raptor species: the booted eagle *Aquila pennata*, the common buzzard *Buteo buteo* and the northern goshawk *Accipiter gentilis*. An intensive monitoring of 157 nesting platforms has been performed in a semiarid

Mediterranean forest, the "Sierras de Burete, Lavia y Cambrón" (Murcia, SE Spain) between 1998 and 2013. It has been determined for each nest, the nest builder species, state and nest characteristics, habitat, the occupancy and the productivity of breeding pairs throughout the study period. The results show a rate of creation and destruction of nests low (0.14 and 0.05, respectively). The nest persistence was high both with the Kaplan-Meier survival (12 years) and the population matrix model used for the different states of occupancy, which ranged from 17.9 to 19.7 years for the vacant state and occupied by booted eagle, respectively. The nest survival was not significantly affected by nest characteristics, nest-builder species or frequency of use of the platform. Moreover, nests act as locating cues, being the nest reuse higher than the nest building in the process of new establishment in a territory. Finally, the productivity of the studied species does not increase significantly with nest reuse rather than nest building. In conclusion, all nests should be maintained as a conservation measure for the studied raptors, preserving an adequate supply of breeding sites for them in different breeding attempts.

1. INTRODUCCIÓN

Una de las etapas del ciclo de vida más estudiadas en los individuos es el periodo reproductivo, ya que nos aporta información directa sobre la descendencia reproductiva y la evolución del tamaño poblacional. Por ello, desde la Biología de la Conservación se acentúan las medidas de gestión en esta etapa (ej. evitando perturbaciones antrópicas), así como los estudios científicos básicos sobre los factores que influyen en la misma. Dentro del periodo reproductivo, el establecimiento en un sitio de nidificación es un proceso de gran trascendencia para el éxito reproductor y el equilibrio demográfico de poblaciones de aves (Citta & Lindberg 2007). Según Danchin *et al.* (2004) los individuos adquieren la información para seleccionar un lugar reproductivo a través de dos formas, que pueden ser complementarias entre sí. La "información personal" se adquiere a través de las características físicas del hábitat que manifiestan la calidad del mismo, y por la experiencia adquirida por los individuos (calidad individuo). La segunda forma de adquirir información es conocida como Inadvertent Social Information, la cual es obtenida a partir de: 1) el éxito reproductivo previo de conespecíficos (Public information); 2) pistas basadas en información de individuos reproductores (Location cues), las cuales pueden ser sociales, como la presencia de conespecíficos y heteroespecíficos (Václav *et al.*, 2011), y no sociales, como los nidos.

La selección de un lugar reproductivo es considerado un proceso jerárquico, en el cual los individuos realizan su elección a varias escalas espaciales, variando desde la regional, el tipo de hábitat y finalmente el sitio de nidificación (Citta & Lindberg 2007). Un nido es una estructura delimitada, que puede ser artificial o creada por los individuos, la cual es susceptible de ser reutilizada en diferentes periodos reproductivos (Ontiveros *et al.*, 2008, Václav *et al.*, 2011). Dichas estructuras reproductivas son claves en ambientes con recursos escasos (Edworthy *et al.*, 2012), cuando existen perturbaciones en el hábitat (Martínez *et al.*, 2013) y cuando es difícil incrementar su disponibilidad de forma artificial mediante el aporte de cajas nido o plataformas (Björklund *et al.*, 2013), como

sucede en el caso de las cavidades (Edworthy *et al.*, 2012). Aunque su persistencia a lo largo del tiempo evita un coste energético al ser reusadas por los individuos, los nidos también pueden albergar ectoparásitos (Ontiveros *et al.*, 2008) y actuar como una trampa ecológica (Björklund *et al.*, 2013). Por ello, un análisis de la longevidad de los nidos para determinar si son suficientes para las especies dependientes de estos recursos es importante en el contexto de la conservación de las poblaciones.

El presente estudio tiene como objetivo estudiar la influencia de los nidos en el establecimiento reproductivo de 3 rapaces forestales. Los objetivos específicos son: 1) testar si los individuos prefieren reusar o construir los nidos; 2) calcular la longevidad de los nidos; 3) testar como afectan las variables de hábitat a la longevidad de los nidos; 4) analizar los efectos que provoca la reutilización y construcción de nidos sobre el éxito reproductivo.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El ecosistema forestal objeto de estudio se encuentra situado en el centro de la Región de Murcia (38°00' N, 1°45' W, Sureste de España), alcanza una extensión de 10.000 ha y ha sido declarado como Zona de Especial Protección para las Aves "Sierras de Burete, Lavia y Cambrón" (ES0000267) y Lugar de Importancia Comunitaria "Sierra de Lavia" (ES6200021). El clima es mediterráneo seco con valores de precipitación anual de 400 mm y una temperatura media de 17 °C. La zona es montañosa (con elevaciones desde 550 a 1234 m sobre el nivel del mar) dominada por manchas de Pino carrasco (*Pinus halepensis*) en laderas y barrancos, acompañado de un sotobosque formado por diversas especies arbustivas (romero, coscoja, enebro, lentisco, jaras y diferentes especies de tomillo) y espartal en las laderas de solana, con pequeños bosques de Encina (*Quercus rotundifolia*) en las zonas más altas. Las zonas llanas están dedicadas a la agricultura, principalmente a cultivos de secano con vid, olivos, almendros y cereales. Otros usos son las canteras y la caza.

2.2. Especies

La comunidad de aves objeto de estudio está formada por tres especies de rapaces forestales con hábitos similares de reproducción: el aguililla calzada, el busardo ratonero y el azor común. El aguililla calzada es una migradora transahariana, mientras que las otras dos especies son sedentarias en el área de estudio, la cual representa el límite sur de su rango de distribución. La abundancia de las especies en la zona de estudio difiere (el aguililla calzada es la especie más abundante, seguida del busardo ratonero y azor común; Martínez *et al.*, 2013), al igual que sus estatus de conservación (el azor común está catalogada como especie en peligro crítico a nivel regional y el aguililla calzada vulnerable). Las tres especies muestran fuerte comportamiento territorial, alternando territorios y reutilizando los nidos en diferentes años reproductivos (Martínez *et al.*, 2013).

2.3. Trabajo de campo

Se ha realizado un seguimiento de la comunidad de rapaces a una escala temporal larga, desde 1998 hasta el año 2013, durante el periodo reproductivo de las especies (Marzo-Septiembre). Se ha realizado un seguimiento intensivo de un total de 70 territorios y 157 nidos en el área de estudio durante el periodo reproductivo de las especies. Se considera que todos los territorios y nidos son conocidos durante el periodo de estudio, ya que se llevó a cabo la búsqueda de todos ellos en 1996 y 1997 y la identificación de los nuevos en sucesivos años. Definimos territorio como cualquier superficie de bosque que contiene uno o varios nidos a menos de 300 m entre ellos, los cuales son defendidos por una pareja reproductora. El territorio no debe ser confundido con el área de campeo para obtener alimento, el cual puede albergar desplazamientos hasta 17 km de distancia desde la zona reproductiva. Definimos nido como una plataforma construida de pinocha y ramitas y emplazada o entre el tronco y las ramas o en las ramas de los árboles. Aunque el tamaño de los nidos varía a lo largo de los años, tienen un área media de 0,08 a 1,07 m² y un grosor entre 13 y 88 cm. Una vez que fue realizado el control de la ocupación de los territorios y nidos, estimamos la productividad y el éxito reproductivo de las parejas (véase Jiménez-Franco *et al.*, 2014a, b). Además, se ha llevado a cabo la medición de variables de microhábitat en parcelas circulares de 10 m alrededor de 123 nidos.

2.4. Análisis de datos

Para testar los patrones de construcción y uso de nidos por las especies se han utilizado regresiones logísticas y discretas a través de modelos lineales generalizados mixtos (Jiménez-Franco *et al.*, 2014a). Finalmente, se han realizado dos análisis de longevidad de los nidos, uno mediante modelos de supervivencia Kaplan-Meier (Kaplan & Meier 1958), y otro mediante un modelo demográfico de poblaciones aplicado a nidos, tras realizar una matriz de transición entre los diferentes estados de ocupación de los nidos a lo largo del tiempo (Jiménez-Franco *et al.*, 2014b).

3. RESULTADOS

La tasa de construcción de nidos por aguilillas calzadas fue significativamente más baja en las reocupaciones que en los nuevos establecimientos en territorios ya creados, aunque no hubo diferencias significativas en los busardos ratoneros. Considerando las parejas establecidas nuevamente en los territorios ya creados, la tasa de construcción de nidos fue mayor para las aguilillas calzadas (21,62%) que en los busardos ratoneros (10,00%), aunque para territorios reocupados, la tasa de construcción de nidos fue bastante similar para las parejas de aguilillas calzadas y busardos ratoneros (6,38 vs. 6,67%). En cualquier caso, no hubo diferencias significativas en ninguno de los análisis.

La tasa de construcción de nidos fue 0,14 (\pm 0,09) nidos nuevos por año y los azores construyeron significativamente más nidos que las aguilillas calzadas y los busardos ratoneros. Las 157 plataformas forestales monitoreadas fueron distribuidas entre un total de 70 territorios y el 51,4% de los territorios fueron constituidos por una sola plataforma de nidificación. La tasa media de

destrucción de nidos fue 0,05 (\pm 0,04) nidos por año, siendo mayor en 2007 (0,10) como resultado de una tormenta severa. La longevidad de los nidos fue alta en los dos análisis de supervivencia usados, aunque ligeramente diferente: mientras la estima de supervivencia de Kaplan-Meier aportó una mediana de la longevidad de los nidos de 12 años, el modelo de matriz de la población aportó una esperanza de vida media de los nidos dependiendo de los diferentes estados de ocupación, los cuales variaron desde 17,9 a 19,7 años para el estado vacío y ocupado por Aguillilla calzada, respectivamente. Los modelos de regresión "Cox proportional hazards" usados para conocer los factores que afectan a la persistencia de un nido mostraron que la longevidad del nido no fue significativamente afectada por las características del nido (altura del nido), las dimensiones del árbol del nido (altura del árbol, DBH y cobertura del árbol), la especie constructora o la frecuencia de uso de la plataforma forestal.

La descripción de los patrones de reutilización de un nido y alternancia entre especies mostraron que el 86% de las plataformas forestales fueron ocupadas en al menos un periodo reproductivo durante el periodo de estudio y el 60%, el 28% y el 16% de todos los nidos fueron ocupados por Aguillilla calzada, Busardo ratonero y Azor común, respectivamente. Aunque ningún nido fue compartido por las tres especies estudiadas, el 18% de los nidos fueron usados alternativamente por las especies en diferentes periodos reproductivos a lo largo del periodo de estudio (Figura 1).



Figura 1. Distribución y alternancia de nidos entre las tres especies objeto de estudio entre 1998 y 2013.

La productividad de cada una de las especies no fue incrementada por la reutilización de los nidos, aunque el éxito reproductivo y la productividad fueron significativamente mayores cuando las aguillillas calzadas nuevamente establecidas construyeron nidos nuevos que cuando reutilizaron nidos antiguos (éxito: 58,33 vs. 25,86%; productividad: 0,87 vs. 0,41, respectivamente). Esta productividad alta fue debida a las parejas reproductivas que construyen territorios nuevos, ya que el éxito reproductivo de las parejas que construyeron nidos nuevos en territorios antiguos no mostró

diferencias significativas con respecto a la reutilización de los nidos. En territorios reocupados, contrario a los patrones reproductivos de nuevos establecimientos, tanto las probabilidades de éxito reproductivo y productividades de aguilillas calzadas y busardos ratoneros fueron más bajas cuando las parejas reproductivas construyeron un nido que cuando dichas parejas reutilizaron nidos antiguos, aunque sin diferencias reproductivas en ningún caso.

La frecuencia media de reutilización de los nidos, considerando nidos que estuvieron disponibles durante cinco o más años, fue 0,39 (\pm 0,31) y dicha frecuencia no tuvo una influencia significativa sobre la probabilidad de éxito reproductivo de ninguna de las especies estudiadas.

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

En nuestro estudio se concluye que las plataformas forestales son recursos reproductivos importantes para la comunidad de rapaces ya que: 1) los nidos antiguos pueden representar pistas de localización las cuales podrían ser usadas por las aves para establecerse en los lugares reproductivos ("hipótesis de los nidos antiguos"); 2) las aguilillas calzadas y busardos ratoneros también prefieren reutilizar estas estructuras en lugar de construir nidos nuevos; 3) las tasas de construcción de nidos son bajas.

La longevidad de los nidos, determinada a través de dos tipos de análisis de supervivencia (estimas de supervivencia Kaplan-Meier y modelo de matriz de poblaciones), es suficientemente alta (12 y 18,5 años, respectivamente) para permitir a la comunidad de aves estudiadas reutilizar y alternar dichos nidos a lo largo de múltiples eventos reproductivos. La persistencia de un nido no es afectada por las características de microhábitat, ni por la especie constructora ni por la frecuencia de reutilización del nido. Estos resultados muestran una longevidad de los nidos mayor que otros estudios realizados en nidos de urraca común reutilizados por rapaces forestales, los cuales tienen una persistencia de unos 3 años (Zhou *et al.*, 2009) y más baja que los nidos creados en acantilados, los cuales duran cientos de años (Burnham *et al.*, 2009).

Los resultados encontrados no apoyan la hipótesis de que la construcción de un nido tiene un coste en la productividad de las parejas reproductivas, ni para las calzadas ni para los ratoneros. De acuerdo con este resultado, otro estudio de aves (golondrina bicolor) muestra que la construcción de nidos no tiene influencia en la productividad (Rendell & Verbeek 1996). Además, en el caso de las parejas de aguililla calzada establecidas nuevamente en un territorio, la productividad y el éxito reproductivo son mayores con la construcción de nidos nuevos que con la reutilización. Estas parejas son probablemente individuos con experiencia que no mantienen la fidelidad territorial después del éxito reproductivo en el año previo (30% de aguilillas calzadas; Jiménez-Franco *et al.*, 2014a).

Todas las plataformas forestales deben ser mantenidas como una medida de conservación, preservando así un aporte adecuado de sitios reproductivos para las rapaces del área objeto de estudio.

El establecimiento en un lugar reproductivo de las rapaces forestales estudiadas es un proceso complejo determinado por diferentes factores, como la calidad del individuo y la presencia de nidos

antiguos. Futuros estudios deben ser realizados para esclarecer estos factores y sus efectos en el éxito reproductivo.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BURNHAM, K.K., BURNHAM, W.A. & NEWTON, I. (2009). Gyrfalcon *Falco rusticolus* post-glacial colonization and extreme long-term use of nest-sites in Greenland. *Ibis* 151: 514–522.
- BJÖRKLUND, H., VALKAMA, J., SAUROLA, P. & LAAKSONEN, T. (2013). Evaluation of artificial nests as a conservation tool for three forest-dwelling raptors. *Animal Conservation* 16: 546–555.
- CITTA, J.J. & LINDBERG, M.S. (2007). Nest-site selection of passerines: effects of geographic scale and public and personal information. *Ecology* 88: 2034–2046.
- DANCHIN, E., GIRALDEAU, L.A., VALONE, T.J. & WAGNER, R.H. (2004). Public information: from nosy neighbors to cultural evolution. *Science* 305: 487–491.
- EDWORTHY, A.B., WIEBE K.L. & MARTIN, K. (2012). Survival analysis of a critical resource for cavity-nesting communities: patterns of tree cavity longevity. *Ecol. Appl.* 22: 1733–1742.
- KAPLAN, E.L. & MEIER, P. (1958). Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.* 53: 457–481.
- JIMÉNEZ-FRANCO, M.V., MARTÍNEZ, J.E., PAGÁN, I. & CALVO, J.F. (2013). Factors determining territory fidelity in a migratory forest raptor, the Booted Eagle *Hieraaetus pennatus*. *Journal of Ornithology* 154: 311–318.
- JIMÉNEZ-FRANCO, M.V., MARTÍNEZ, J.E. & CALVO, J.F. (2014a). Patterns of nest reuse in forest raptors and their effects on reproductive output. *Journal of Zoology* 292: 64–70.
- JIMÉNEZ-FRANCO, M.V., MARTÍNEZ, J.E. & CALVO, J.F. (2014b). Lifespan analyses of forest raptor nests: patterns of creation, persistence and reuse. *Plos One* 9(4): e93628. [doi:10.1371/journal.pone.0093628](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0093628).
- MARTÍNEZ, J.E., JIMÉNEZ-FRANCO, M.V., ZUBEROGOITIA, I., LEÓN-ORTEGA, M. & CALVO, J.F. (2013). Assessing the short-term effects of an extreme storm on Mediterranean forest raptors. *Acta Oecol.* 48: 47–53.
- ONTIVEROS, D., CARO, J. & PLEGUEZUELOS, J.M. (2008). Possible functions of alternative nests in raptors: the case of Bonelli's Eagle. *J. Ornithol.* 149: 253–259.
- RENDELL, W.B. & VERBEEK, N.A.M. (1996). Old nest material in nestboxes of Tree Swallows: effects on reproductive success. *Condor* 98: 142–152.
- VÁCLAV, R., VALERA, F. & MARTÍNEZ, T. (2011). Social information in nest colonisation and occupancy in a long-lived, solitary breeding bird. *Oecologia* 165: 617–627.
- ZHOU, T., WANG, H.T., LIU, Y., LEI, F.M. & GAO, W. (2009). Patterns of magpie nest utilization by a nesting raptor community in a secondary forest. *Prog. Nat. Sci.* 19: 1253–1259.

Capítulo 13

Bebederos de aves: dinámica de uso y función en la dispersión ornitócora

Francisco Alberto García Castellanos^{1*}, Francisco Robledano Aymerich^{1**}, Víctor Manuel Zapata Pérez^{1***}, Vicente Martínez López^{1****} y Gonzalo González Barberá^{2*****}

Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia

Grupo de anillamiento ANSE

^{1*} franciscoalberto.garcia@um.es; ^{1**} franciscoalberto.garcia@um.es, ^{1***} vmzapata@um.es; ,
^{2*****} gbarbera@cebas.csic.es

RESUMEN

El agua es un recurso necesario para la fauna silvestre y a menudo escasamente disponible en el paisaje en ambientes mediterráneos semiáridos como el sureste de la Península Ibérica. Existen diversas variables tanto físicas como metabólicas que influyen en la necesidad de las aves de ingerir agua. Se ha analizado mediante anillamiento, durante la primavera de 2015, cómo varía la afluencia de aves a un abrevadero para ganado en el noroeste de la Región de Murcia, en función de las precipitaciones acumuladas y el déficit de presión de vapor de la atmósfera (DPV).

Se encontró que existía una relación negativa entre la precipitación acumulada durante el mes previo al muestreo y el número de aves total. Asimismo se detectó que el DPV influye en la afluencia de aves provocando una disminución de capturas a valores extremos de éste.

Por otro lado, se detectó que las aves frugívoras que acuden a beber agua, depositan en sus excrementos semillas de especies forestales con frutos carnosos. Se estudió de qué manera el agua dirige la dispersión de estos frutos por parte de las aves, y se encontró una lluvia de semillas muy superior en los abrevaderos frente a arbustos posadero a cierta distancia del agua.

ABSTRACT

Water is a necessary resource for wildlife and usually scarcely available in semiarid Mediterranean landscapes such as the Iberian Southeast. Physical and metabolic variables both influence birds need to drink water. During the 2015 spring, I investigated by using mistnetting, the variation in visits of birds to a livestock trough in the northwest of the Region of Murcia, depending on accumulated rainfall and vapour pressure deficit of atmosphere (VPD).

A negative significant correlation was found between accumulated rainfall during the previous month and the total number of birds. VPD influenced the number of birds visiting the trough, decreasing for extreme values of VPD.

Frugivorous birds drinking water in the troughs were found to deposit in their faeces seeds from berries of forest bushes. It was studied how water directed the seed deposition by frugivorous birds. A greater seed rain was found at the troughs than under bushes situated at some distance away.

1. INTRODUCCIÓN

En la Región de Murcia, donde predomina el clima mediterráneo con precipitaciones anuales medias inferiores a los 400mm, el agua disponible en forma libre (accesible para beber) en el paisaje es un recurso habitualmente escaso.

Dado que se trata de una necesidad fundamental de la fauna silvestre (Leopold, 1993), el agua puede considerarse un factor limitante, especialmente durante los periodos secos (Degen *et al.*, 1983). Es en este contexto donde las fuentes de agua naturales o artificiales pueden jugar un papel clave en la regulación de la vida silvestre en determinados entornos.

Las aves son particularmente propensas a tener elevadas tasas de pérdida de agua (Williams, 1996). Las necesidades de agua pueden variar entre distintas especies. Los factores que determinan los requerimientos de una especie dada son principalmente de dos naturalezas: físicos y fisiológicos (Bartholomew & Cade, 1963).

El presente estudio analiza cómo afectan dos variables meteorológicas (precipitación y el déficit de presión de vapor de la atmósfera) al uso que hacen las aves de un abrevadero para ganado situado al noroeste de la Región de Murcia.

Por otro lado, las especies frugívoras son el componente más diverso y abundante de la comunidad de aves invernante de los hábitats forestales mediterráneos, donde juegan un papel crítico como agentes dispersores de semillas de muchas plantas con este tipo de frutos (Herrera, 1984), realizando una función ecosistémica crucial, que controla las dinámicas de las comunidades de plantas en los hábitats naturales y la recuperación de la vegetación en los paisajes alterados por el hombre; sin embargo, existe una carencia de conocimiento ecológico adecuado para desarrollar directrices básicas de conservación y gestión de este servicio ecosistémico (García *et al.*, 2010).

La dispersión dirigida hacia ciertos microhábitats (Wenny, 2001) puede condicionar la regeneración del matorral mediterráneo. En ambientes secos en los que el agua libre escasea en el paisaje, la atracción de los frugívoros hacia bebederos es una herramienta poco estudiada para dirigir la dispersión ornitócora (Zapata *et al.*, 2014).

Este trabajo estudia también cómo afecta la presencia de agua al proceso natural de dispersión de semillas por parte de las aves frugívoras y si esa lluvia de semillas se incrementa en el entorno inmediato del bebedero.

2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS

1. Estudiar si la precipitación influye en la afluencia de aves al abrevadero, disminuyendo a mayores precipitaciones acumuladas.
2. Estudiar cómo afecta el déficit de presión de vapor de la atmósfera a la afluencia de aves al bebedero, suponiendo que a mayores valores de DPV la pérdida de agua por transpiración será mayor y la afluencia de aves aumentará.

3. Estudiar la dispersión de frutos y semillas por parte de las aves frugívoras en el entorno inmediato de los abrevaderos y fuera de la influencia de éstos.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en el sureste de la Península Ibérica, en el municipio de Moratalla (Región de Murcia). Se sitúa entre el macizo de Revolcadores y la Cuerda de la Gitana. Abarca el abrevadero de Fuente La Loma y los cortijos de Aguas Blancas y El Moralejo, a una altitud de entre 1400 y 1500 msnm.

3.1.- Muestreos de avifauna

Los muestreos de aves se realizaron mediante trampeo para anillamiento científico y observación. Para la captura incruenta de las aves se utilizaron cuatro redes japonesas que se dispusieron en las inmediaciones del abrevadero para interceptar a las aves que entraban o salían de los arbustos cuando acudían a beber agua.

Se realizaron diez jornadas de anillamiento entre los meses de marzo, abril y mayo de 2015, manteniendo las redes abiertas desde antes del amanecer hasta después del medio día solar.

Las redes se revisaban cada 45 minutos. Las aves capturadas eran identificadas y anilladas con anilla metálica oficial. Para cada ave se determinaba la edad y el sexo, se tomaban una serie de medidas biométricas y de condición física y se volvían a liberar.

3.2.- Muestreos de excrementos

Se realizaron cinco muestreos. En cada abrevadero se muestreó una superficie de 1,5 m² correspondiente al borde de cemento de los abrevaderos donde las aves se posan para beber agua.

Como control se seleccionaron tres arbustos posadero fuera de la posible influencia del abrevadero. Debajo de cada arbusto se muestreó una superficie de 0,5 m², dando un total de 1,5m². Tras cada recuento, tanto la superficie de los abrevaderos como las bandejas colectoras se limpiaron para evitar dobles conteos en la siguiente visita.

3.3.- Registro de variables meteorológicas y cálculo del DPV

Los datos de precipitación se obtuvieron de la estación meteorológica "CR61 Casas del Rey" perteneciente a la red SIAM (Servicio de Información Agrometeorológica) del Instituto Murciano de Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario (IMIDA). Se calculó la precipitación acumulada 30, 15, 7, 3 y 1 días antes de cada muestreo, y se relacionó con las capturas totales de cada jornada y la fecha de muestreo.

Por otro lado se utilizó un termo-higrómetro HOBO® UX100-003 Datalogger para registrar in situ durante las jornadas de anillamiento la temperatura y humedad relativa. Estos datos se utilizaron para calcular el déficit de presión de vapor (DPV), siguiendo las directrices marcadas por Allen *et al.*

(2004). El DPV es la diferencia entre la presión de vapor actual del aire y la presión de saturación, a una determinada temperatura. Se mide habitualmente en kilopascales (kPa) y guarda una estrecha relación con las tasas de evapotranspiración, ya que en definitiva representa la demanda de agua a los organismos por parte de la atmósfera.

3.4.- Técnicas de análisis estadístico

Para evaluar la influencia de la precipitación antecedente sobre la afluencia de las aves al bebedero (Hipótesis 1), se calculó la precipitación acumulada 1, 3, 7, 15 y 30 días antes de cada sesión de anillamiento. Posteriormente se calculó el coeficiente de correlación de Pearson entre la precipitación acumulada a distintos intervalos y el número de capturas totales.

La exploración visual de los datos de capturas vs. DPV sugirieron que la relación de ambas variables es parabólica. Para testar la Hipótesis 2 se realizó un ajuste de regresión lineal con DPV y DPV2 como variables.

Finalmente, la diferencia entre el número de excrementos en el bebedero y bajo los arbustos circundantes (Hipótesis 3) se testó agregando los conteos de excrementos conteniendo semillas en cada bandeja/porción de bebedero a lo largo de todo el estudio. Entonces se aplicó el test de la t de Student para testar las diferencias entre el bebedero y los arbustos respecto al número de excrementos conteniendo semillas.

Para los valores promedio se indica entre paréntesis el error estándar (\pm SE).

4. RESULTADOS

4.1.- Descripción de la comunidad de aves

Dadas las fechas en las que se han realizado los muestreos, la comunidad de aves representada corresponde a una etapa de transición entre las aves puramente invernantes, las aves en paso migratorio y las reproductoras.

En las 10 jornadas de anillamiento realizadas se capturaron un total de 524 aves de 35 especies. Del total de capturas, 402 corresponden con aves anilladas y 122 con recapturas (aves que ya portaban anilla). En total se detectaron 72 especies (anilladas, vistas u oídas) en el área de estudio.

Se calculó a partir del volumen total de aves capturadas, la contribución de las aves frugívoras a la comunidad. Se clasifican en frugívoros legítimos e ilegítimos o depredadores, en función de si ingieren el fruto completo y transportan la semilla, contribuyendo así a su dispersión (frugívoros legítimos) o si por el contrario ingieren la pulpa descartando la semilla (frugívoros depredadores) (Herrera, 2004). Se observó que el 13% correspondían con frugívoros legítimos y el 44% con frugívoros depredadores (Figura 1).

Aporte de los frugívoros al total de capturas

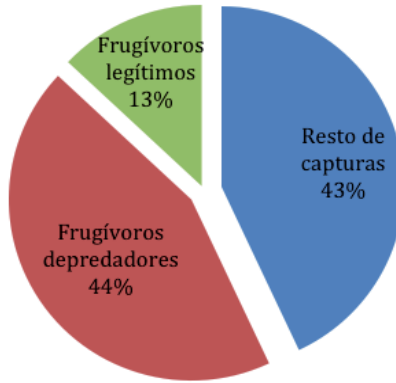


Figura 1. Aporte de los frugívoros al total de las aves capturadas para anillamiento.

4.2.- Relación de las capturas con las variables meteorológicas: disponibilidad de agua en el paisaje.

El número de capturas osciló entre las 10 y 90 aves, con una media de 52 ($SE \pm 7,67$) aves por jornada. Las cinco primeras jornadas, que se llevaron a cabo en las tres primeras quincenas del estudio, presentaron el volumen de capturas más bajo, con una media de 34 ($SE \pm 7,17$) aves por jornada, coincidiendo con la época de mayor acumulación de precipitaciones. En el caso opuesto se encuentran las cinco sesiones de anillamiento realizadas a continuación, que reflejan una media de 70 ($SE \pm 7,19$) aves por jornada, coincidiendo con un periodo sin apenas precipitaciones (Figura 2).

Precipitación en la estación CR61 Casas del Rey (SIAM)

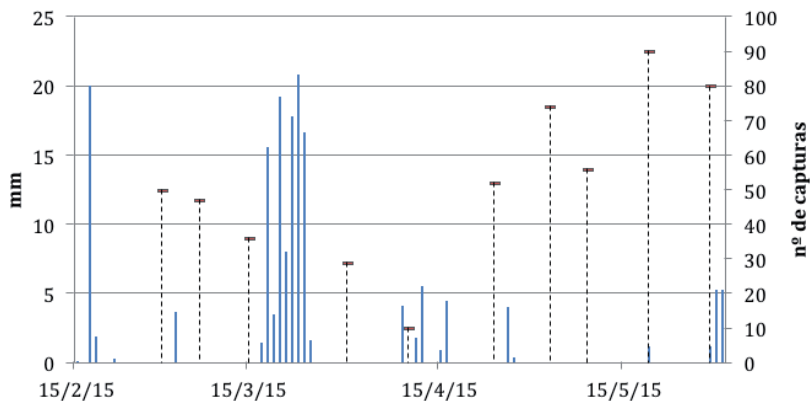


Figura 2. Representa la precipitación en barras azules y el número de capturas de las jornadas de anillamiento en barras intermitentes.

Se obtuvo una correlación lineal negativa significativa entre la precipitación acumulada en los 30 días previos al muestreo y el número total de capturas, con un p valor de 0,001 y coeficiente de Pearson de -0,860 (Figura 3). En cualquier caso, siempre hay una correlación negativa entre la precipitación acumulada a cualquier intervalo temporal y el número de capturas siendo el coeficiente mayor el relacionado con la precipitación los 30 días precedentes.

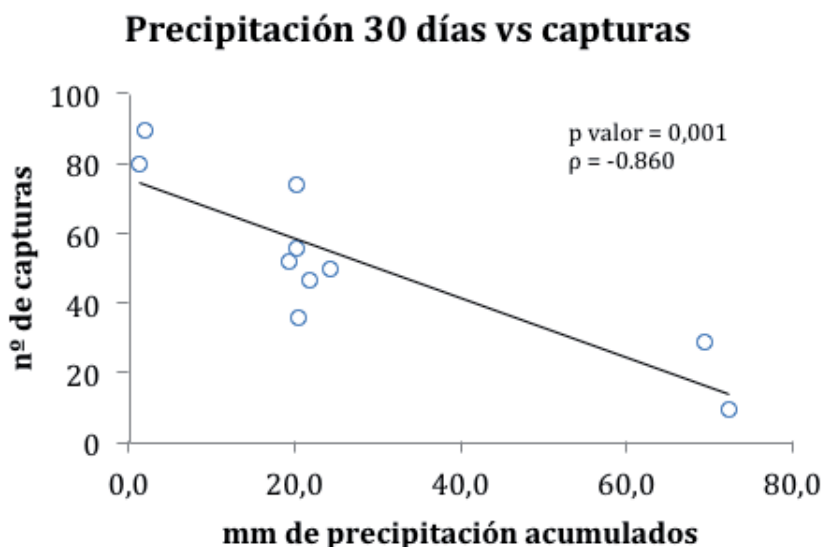


Figura 3. Relación entre el número de capturas y la precipitación acumulada en los 30 días previos.

4.3.- Relación de las capturas con las variables meteorológicas: déficit de presión de vapor (DPV)

El ajuste parabólico entre el DPV y el número de capturas fue satisfactorio, con máximos de capturas para los valores intermedios y menores precipitaciones acumuladas, como se puede observar en la Figura 4. Para mejorar el ajuste se añadió la precipitación en los 30 días precedentes como predictor ya que tal y como se demostró anteriormente el número total de aves capturadas por sesión está relacionada con esta variable. Conforme aumentan las precipitaciones acumuladas disminuyen las capturas, y lo mismo ocurre para valores extremos de DPV.

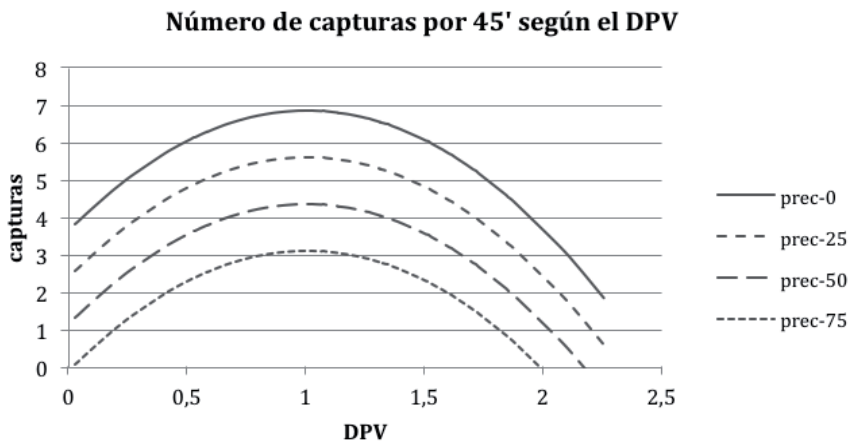


Figura 4. Regresión parabólica de las capturas frente al DPV. Se representan cuatro parábolas para los rangos de precipitación 0, 25, 50 y 75mm acumulados.

4.4.- Dispersión de frutos y semillas en los abrevaderos y su entorno

Se contaron un total de 1208 excrementos, distribuidos de manera muy dispar entre los distintos abrevaderos, bandejas y fechas. De éstos, únicamente el 12% (146) portaban semillas de frutos carnosos detectadas a visu (Figura 5). El 99% de los excrementos que portaban semillas se detectaron en los abrevaderos, mientras que únicamente el 1% (1) apareció en una bandeja colectora.

Proporción de excrementos que portaban semillas

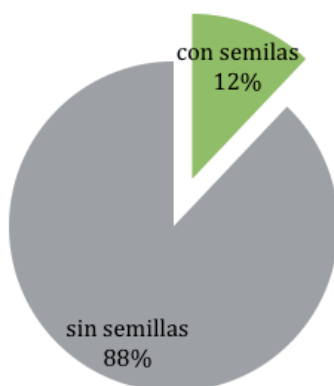


Figura 5. Proporción de excrementos que portaban semillas

5. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

5.1.- Afluencia de aves y precipitación

La precipitación influyó provocando una disminución en las capturas, corroborando la Hipótesis 1, ya que a mayores precipitaciones acumuladas se registró una menor afluencia de aves al abrevadero.

Sólo se obtuvo una correlación negativa significativa entre el periodo de 30 días de precipitación acumulada y la afluencia de aves, si bien esta relación fue negativa para todos los intervalos. Es necesario estudiar este fenómeno durante un periodo de tiempo más prolongado para entender qué ocurre a los distintos intervalos.

5.2.- Afluencia de aves y DPV

Se observó que el DPV está asociado con la afluencia de aves al abrevadero. Se comprobó que las aves no acuden más a beber agua cuando sufren mayores pérdidas evaporativas (Hipótesis 2), si no que acuden preferentemente para valores intermedios de DPV, disminuyendo la afluencia para valores máximos y mínimos. Esto puede ser debido a que a las aves, para valores máximos, les resulte metabólicamente más rentable refugiarse que acudir al abrevadero. Para valores mínimos puede explicarse si las aves prefieren alimentarse en las primeras horas de la mañana o bien si proceden de lugares relativamente lejanos.

5.3.- La comunidad de aves frugívoras

El grupo de las aves frugívoras está bien representado, con 9 especies de frugívoros legítimos y 10 de frugívoros depredadores. Sin embargo su abundancia fue escasa (13% del total de capturas). Esto puede deberse a que los muestreos no se realizaron en fechas óptimas para estas especies, mayoritariamente invernantes.

En contraste, Martínez (2012) detectó una contribución mucho mayor de frugívoros legítimos (entre un 24 y 42%) en muestreos entre diciembre y enero de 2012, en fragmentos forestales del municipio de Murcia; y de hasta el 64% en jornadas de anillamiento en las mismas fechas y localidades.

5.4.- Lluvia de semillas en los abrevaderos y su entorno

La lluvia de semillas en los abrevaderos fue significativamente mayor que en los arbustos posadero circundantes. Por lo tanto, podemos afirmar que el agua dirige la dispersión de semillas hacia esa zona en concreto, corroborando la Hipótesis 3.

La lluvia de semillas detectada bajo los arbustos fue mucho menor de lo que cabría esperar comprando con otros estudios realizados bajo posaderos de pino carrasco, también sin atrayentes (Zapata *et al.*, 2014).

6. BIBLIOGRAFÍA

- ALLEN, R.G., WALTER, I.A., ELLIOTT, R.L., HOWELL, T.A., ITENFISU, D., JENSEN, M.E. & SNYDER, R.L. (eds.). (2005): "The ASCE Standardized Reference Evapotranspiration Equation". Reston, Virginia: American Society of Civil Engineers.
- BARTHLOMEW, G.A. & CADE, T.J. (1963): "The water economy of land birds". *The Auk* 80: 504-539.
- DEGEN, A.A., PINSHOW, B. & ALKON, P.U. (1983): "Summer water turnover rates in free living Chukars and sand partridges in the Negev Desert". *The Condor* 85: 333-337.
- GARCÍA, D., ZAMORA, R. & AMICO, G.C. (2010): "Birds as suppliers of seed dispersal in temperate ecosystems: conservation guidelines from real-world landscapes". *Conservation Biology* 24: 1070-1079.
- HERRERA, C.M. (1984): "EA study of avian frugivores, bird-dispersed plants, and their interaction in Mediterranean shrublands". *Ecological Monographs* 54: 2-23.
- HERRERA, C.M. (2004): "Ecología de los pájaros frugívoros ibéricos. En: Tellería JL (ed.) La ornitología hoy. Homenaje al profesor Francisco Bernis Madrazo". Madrid: Ed. Complutense, pp. 127-153.
- LEOPOLD, A.S. (1933): "Game management". New York: Charles Scribner's Sons.
- MARTÍNEZ, V. (2012): "Papel de las interacciones plantas-frugívoro en la regeneración de especies forestales en el sureste de España". Proyecto Fin de Carrera. Licenciatura en Ciencias Ambientales. Universidad de Murcia.
- WENNY, D.G. (2001): "Advantages of seed dispersal: A re-evaluation of directed dispersal". *Evolutionary Ecology Research* 3: 51-74.
- WILLIAMS, J.B. (1996): "A phylogenetic perspective of evaporative water loss in birds". *The Auk* 113 (2): 457-472
- ZAPATA, V.M., ROBLEDANO, F., RAMOS, V. & MARTÍNEZ, V. (2014): "Bird-mediated seed dispersal of fleshy fruits of mediterranean shrubs in semiarid forest patches. The role of *Pinus halepensis* Miller trees as seed receptors". *Plant Ecology*. DOI: 10.1007/s11258-014-0391-2

Capítulo 14

Migración de aves passeriformes durante el otoño en el Sureste de España. La campaña de anillamiento de Isla Grosa

Ángel Sallent^{1*}, Jacinto M. Ródenas¹, Francisco A. García-Castellanos¹, Ángel Guardiola¹, José Luis Murcia¹, José Antonio Barba¹, Gonzalo G. Barberá¹ y Pedro García Moreno¹

¹Asociación de Naturalistas del Sureste

*asallent@asociacionanse.org

RESUMEN

Desde el año 2005 se han realizado en Isla Grosa 6 campañas de anillamiento científico de aves durante la migración postnupcial que tiene lugar a finales de verano y otoño. Se han capturado un total de 7.494 aves de 62 especies distintas.

El número de capturas por especie difiere considerablemente de los datos obtenidos en la migración primaveral. Durante agosto y septiembre las capturas son muy reducidas y la migración de transaharianos pasa casi desapercibida. Sin embargo, el paso migratorio de presaharianos durante octubre es notorio que pone de manifiesto la importancia de la isla para las aves que cruzan el mar.

ABSTRACT

Since 2005, six campaigns of bird ringing have been completed during the postbreeding migration that occurs during the end of summer and autumn. 7494 birds of 62 different species have been trapped.

Number of captures for every species are significantly different from those of the spring migration. During August and September, number of captures is low and migration of long-distance migrants is unnoticed. However, during October, the migration of short-distance migrants is remarkable suggesting the importance of the island for the birds that cross the sea.

1. INTRODUCCIÓN

La migración otoñal es uno de los principales acontecimientos que tienen lugar en la vida de los migrantes. Pasado el periodo reproductor, adultos y jóvenes de la mayoría de las especies de passeriformes del Paléartico se dirigen hacia sus cuarteles de invernada en el sur (Alerstam, 1990).

Dentro de los migrantes, podemos diferenciar los llamados presaharianos (o migrantes de corta distancia) que establecen sus áreas de invernada en los países ribereños del Mediterráneo de los transaharianos (o de larga distancia) que llegan a cruzar el desierto del Sahara para pasar el invierno en el Sahel y el África tropical.

Eso significa que todos los transaharianos y buena parte de los presaharianos cruzan el mar Mediterráneo durante esta migración.

La importancia de las islas durante los viajes migratorios de las aves son bien conocidos gracias a proyectos de anillamiento como el Piccole Isole en el que se pone de manifiesto su importancia como lugar de descanso y alimentación durante la migración primaveral (Spina *et al.*, 1993). Sin embargo, su importancia durante el otoño no ha sido tan estudiada.

En el caso de Isla Grosa, se han realizado campañas de anillamiento durante la primavera que han puesto de manifiesto su potencial para estudiar la migración prenupcial debido a su situación geográfica, al encontrarse en un punto de brusco cambio de dirección de la costa en el Cabo de Palos que origina que se encuentre abierta a una ancha banda del Mediterráneo recibiendo aves que abandonan África desde sectores muy amplios de la costa argelina (Sallent *et al.* 2014).

En otoño se llevan realizando campañas de anillamiento en Isla Grosa desde 2005, sin embargo, éstas no han tenido la misma continuidad y el esfuerzo ha sido mucho menor. No obstante, desde 2013 se han realizado campañas más duraderas que han permitido entender mejor el fenómeno migratorio otoñal en el sureste ibérico. En el presente trabajo se presentan los primeros resultados de las campañas de anillamiento otoñales realizadas en Isla Grosa.

2. MÉTODOS

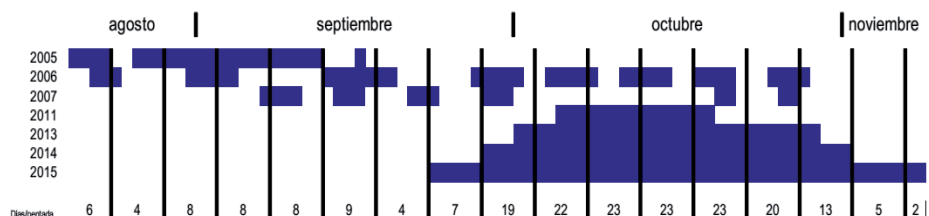
Isla Grosa es una pequeña isla de 16 hectáreas que alcanza los 98 m de altitud y está situada frente a las costas de la Manga del Mar Menor a tan solo 2,4 km de la costa y 10 Km al norte de Cabo de Palos. La vegetación predominante son arbustos esclerófilos y nitrófilos no existiendo vegetación arbórea.

Para la realización de las campañas, se colocaron 11 redes japonesas de forma permanente. La ubicación de las redes es la misma durante todos los años para que los datos puedan ser comparados. Por esta misma razón, nunca se usaron reclamos de ningún tipo. Las redes permanecieron abiertas durante todos los días cerrándose únicamente por la noche, en horas de intenso calor (principalmente durante el mediodía) y en condiciones meteorológicas adversas (fuerte viento o lluvia intensa).

En las campañas se ha empleado el manual de métodos de Bairlein (1995), usado en numerosas campañas de esfuerzo constante de toda Europa. Además de los datos básicos como son el número de anilla, especie, edad y sexo se han tomado una serie de variables biométricas y de condición física de cada ave.

En total se ha anillado durante 205 días entre finales de agosto y principios de noviembre repartidos en siete campañas (Tabla 1).

Tabla 1. Días anillados durante las campañas. Se indica el número de días por pentadas.



Para mostrar la frecuencia de capturas así como los patrones de frenología de las especies más capturadas se representan en las gráficas la frecuencia de capturas durante el estudio. Para ello se agruparon los días en pentadas y posteriormente seguimos la metodología usada por Gargallo *et al.* (2011), dividiendo el número de capturas de cada pentada por el número de días operativos de anillamiento en dicha pentada. Posteriormente, estos valores se convirtieron en un porcentaje de capturas para cada pentada con respecto del total.

Las fechas medias de paso también se calcularon siguiendo a Gargallo *et al.* (2011). Para ello, se usó la proporción de la suma del número de anillamientos de todos los años en un día determinado dividido por el número total de días de anillamiento operativos en esa fecha. La fecha se calcula en el día juliano en que se alcanza el 50% de la suma de las proporciones de todos los días. Se calculó únicamente para aquellas especies que superaron los 50 anillamientos. No se consideró la Curruca cabecinegra *Sylvia melanocephala* ya que, si bien se han detectado individuos migrantes, la mayoría de los ejemplares capturados pertenecen a la población local reproductora en la isla.

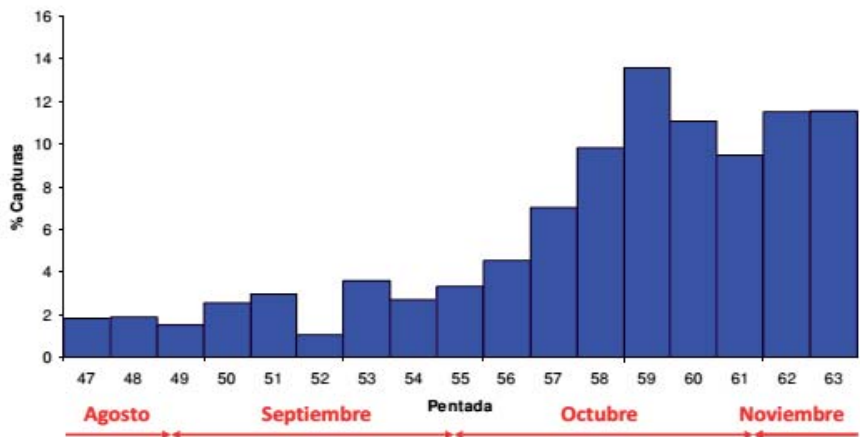
3. RESULTADOS

Durante las campañas, se han capturado un total de 7494 aves de 62 especies distintas de las cuales 6758 han sido anillamientos y 736 controles de aves anilladas previamente.

La frecuencia de capturas es relativamente baja hasta principios de octubre, incrementándose a partir de este mes hasta alcanzar los valores máximos en la segunda quincena (Figura 1).

Las fechas medias de paso (tabla 2) muestran claramente dos periodos de paso bien diferenciados. El primero de ellos a mediados de septiembre con especies transaharianas como el Mosquitero musical *Phylloscopus trochilus* y el Colirrojo real *Phoenicurus phoenicurus*. La mayoría de especies presaharianas, en cambio, tienen sus fechas medias de paso entre el 20 y el 25 de octubre. En el caso del Petirrojo *Erithacus rubecula*, los jóvenes migran, en promedio, antes que los adultos.

Figura 1. Frecuencia de capturas totales por pentada.



Especie	<i>n</i>	Fecha media
Mosquitero musical	225	17 de septiembre
Colirrojo real	153	19 de septiembre
Chotacabras gris	51	24 de septiembre
Tarabilla común	80	17 de octubre
Curruca rabilarga	52	21 de octubre
Petirrojo (jóvenes)	1956	21 de octubre
Petirrojo (total)	2547	22 de octubre
Zorzal común	212	22 de octubre
Mosquitero común	611	23 de octubre
Curruca capirotada	519	24 de octubre
Colirrojo Tizón	839	25 de octubre
Petirrojo (adultos)	581	25 de octubre

Tabla 2. Fechas medias de paso.

Las gráficas de frecuencia de capturas por especies de las tres especies más capturadas se muestran en las figuras 3-5.

Figura 3. Frecuencia de capturas durante el periodo de estudio para el Petirrojo *Erithacus rubecula* (n=2547).

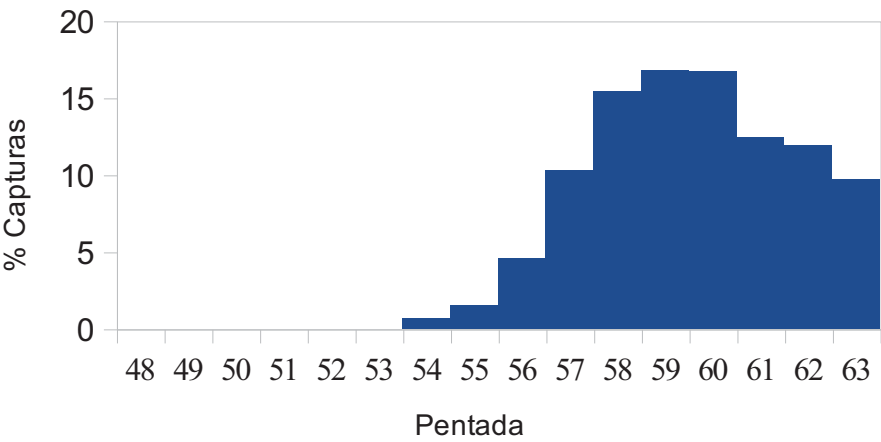
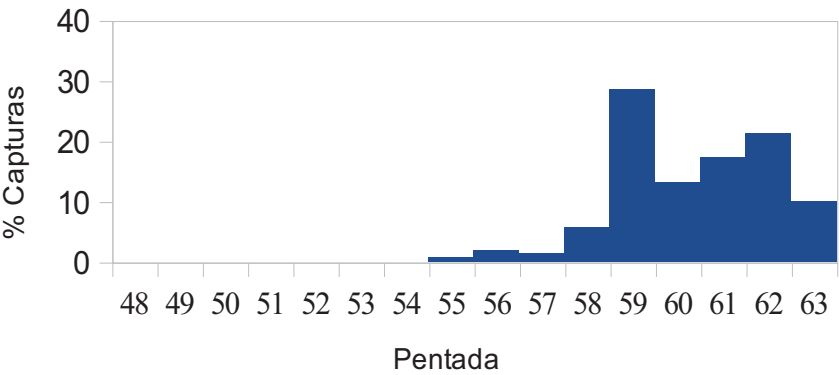
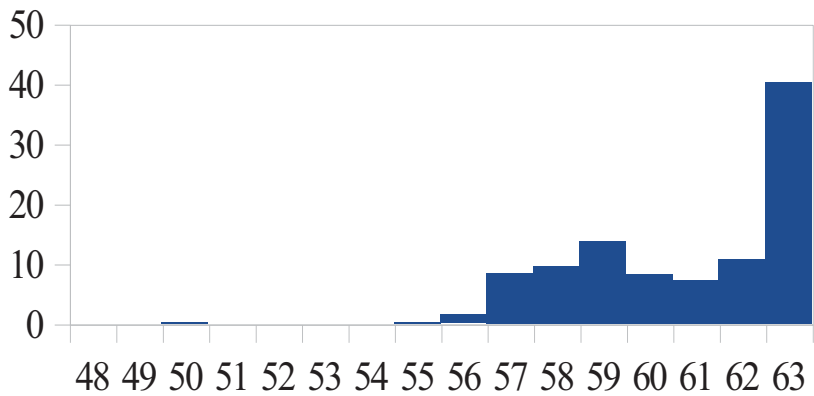


Figura 4. Frecuencia de capturas durante el periodo de estudio para el Colirrojo tizón



Phoenicurus ochrurus (n=839).

Figura 5. Frecuencia de capturas durante el periodo de estudio para el Mosquitero común



Phylloscopus collybita (n=611).



Figura 6. Aves anilladas en Isla Grosa en otoño recuperadas en el extranjero (línea continua) y aves anilladas en el extranjero recuperadas en otoño en Isla Grosa (línea discontinua).

Durante las campañas de anillamiento se han recuperado 3 aves anilladas con remite extranjero (figura 6). Corresponden a un Zorzal Común *Turdus philomelos* anillado en Rusia y a tres Currucas capirotadas, dos de ellas anilladas en Bélgica y la otra anillada en Francia. Lamentablemente, tan solo se ha obtenido contestación por parte de la Oficina de Anillamiento para una de las aves de Bélgica.

Además se han recuperado en el extranjero 3 aves anilladas en Isla Grosa durante el otoño. Se trata de un Colirrojo tizón recuperado en Francia y dos petirrojos, uno de ellos recuperado en Francia y el otro en Ribachy, Rusia.

Entre todos estos movimientos, tan solo uno es directo, es decir, anillamiento y recuperación se producen en el mismo periodo migratorio. Se trata de una de las currucas capirotadas anilladas en Bélgica, que fue recuperada un mes más tarde en Grosa.

Sobre el origen de las aves que migran por Isla Grosa, tan solo existen una recuperación en primavera de un Colirrojo Tizón anillado en la isla que fue recuperado en Haute-Savoie durante la época reproductora.

También existen un par de registros que ponen de manifiesto la fidelidad a la ruta migratoria al haberse recuperado en la isla aves anilladas en Isla Grosa en años anteriores lo cual se ha podido detectar en Curruca capirotada, Tarabilla común y Bisbita común.

Durante las campañas se han capturado un total de 7 aves Consideradas como rarezas en España. En 2013 se capturó un ejemplar de Camachuelo carminoso *Carpodacus erythrinus* y otro de Papamoscas papirrojo *Ficedula parva*. En 2014, un Mosquitero bilistado *Phylloscopus inornatus* y de nuevo un Papamoscas papirrojo. En 2015 dos mosquiteros bilistados y un Mosquitero de Pallas *Phylloscopus prorregulus*. Son todas ellas aves que crían en Asia o este de Europa y pasan el invierno en el subcontinente indio o sudeste asiático. Todas ellas se han capturado entre el 8 y el 27 de octubre.

4. DISCUSIÓN

Mientras que en la campaña primaveral existe paso tanto de aves presaharanas como transaharianas (Sallent *et al.*, 2014), durante el otoño el paso de las primeras es muy escaso. Durante las fechas de paso de éste tipo de migrantes (agosto y septiembre) la frecuencia de capturas es muy baja lo que ha propiciado que el esfuerzo de las últimas campañas realizadas se concentre en el mes de octubre.

Ello puede ser debido a que en primavera, las aves deben llegar a sus áreas de nidificación para ocupar un territorio y buscar pareja compitiendo con otros individuos de su especie (Alerstam, 1990). Las aves están, por tanto, obligadas a migrar rápidamente lo que les lleva a cruzar el mar abierto.

En cambio en otoño, no existe tanta urgencia por alcanzar las zonas de invernada lo que permite a las aves migrar por el continente evitando cruzar largas distancias en el mar.

Sin embargo, sí parece existir una migración por el mar de aves presaharianas como muestran los resultados. Las entradas de aves coinciden con días de vientos predominantes de levante que deben empujar las aves hacia nuestras costas. A partir de octubre, las condiciones meteorológicas en Europa

pueden cambiar bruscamente forzando la salida de migrantes presaharianos que cruzan el mar. Cuando además se producen vientos predominantes de levante, las aves se ven arrastradas hacia nuestras costas. De hecho, las entradas de migrantes masivas en la isla han coincidido con vientos predominantes de levante como la acaecida el 21 de octubre de 2015, jornada en la que se capturaron 521 aves.

Por ello, aunque no para las aves transaharianas, parece tener un papel estratégico en la migración de migrantes presaharianos que encuentran en la isla un lugar de donde resguardarse y buscar alimento.

5. BIBLIOGRAFÍA

- ALERSTAM, T. (1990). “*Bird Migration*”. Cambridge University Press. Inglaterra.
- BAIRLEIN, F. (1995). “*Manual of field methods. European-African songbirds migration network*”. Revised edition. Wilhemshaven. Alemania.
- GARGALLO, G., BARRIOCANAL, J., CLARABUCH, O., ESCANDELL, R., LOPEZ-IBORRA, G., RGUIBI-IDRISSI, H., ROBSON, D. Y SUÁREZ, M. (2011). “Spring migration in the western Mediterranean and NW Africa: the results of 16 years of the *Piccole Isole* project. *Monografies del Museu de Ciències Naturals* 6. Barcelona. España.
- SALLENT, A., M. RÓDENAS, J, GARCÍA, F, GUARDIOLA, A., BARBA, J.A. Y G. BARBERÁ, G. (2014). “*Migración de passeriformes durante la primavera en España. La campaña de anillamiento de Isla Grosa*”. XXII Congreso Nacional de Ornitología. Madrid.
- SPINA, F., MASSI, A., MONTEMAGGIORI, A Y BACCETTI, N. (1993). “Spring migration across central Mediterranean: general results from the “Progetto *Piccole Isole*””. *Vogelwarte*, 37: 1-94.

Capítulo 15

Crecimiento, distribución e importancia de las colonias de cernícalo primilla en la Región de Murcia

Juan Hernández Piñera^{1*}

¹Programa de seguimiento biológico de aves esteparias. Grupo Generala S.L.
*juan.esteparias@gmail.com

RESUMEN

El cernícalo primilla *Falco naumanni* es una rapaz insectívora, paleártica migradora estival, especialista de estepas cerealistas, que nidifica en grupos, habitualmente en edificaciones humanas. Se estudió la distribución actual en la Región de Murcia, el crecimiento en los últimos 10 años y la importancia relativa de sus colonias. La población, más de un 250% de la inicial, está compuesta por 97 parejas, distribuidas en 13 colonias con unos 520 km² de influencia, organizadas en 6 núcleos. 5 de esas colonias abarcan el 80% de la población, aumentando su vulnerabilidad. 8 colonias obtienen valores altos del índice de importancia colonial. Este proyecto fue financiado por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente y FEDER.

ABSTRACT

Lesser kestrel *Falco naumanni* is a paleartic breeding migrating insectivorous raptor, cereal steppe-land specialist, groupal nidifier, usually in human buildings. Current distribution in Region of Murcia, last 10 years trend, and relative importance of colonies were studied. Population, increased more than 250%, is composed of 97 pairs, distributed in 13 colonies with about 520 km² influence, organized into 6 subpopulations. 5 of these colonies include 80% of the population, increasing its vulnerability. 8 colonies obtained high values of the colonial importance index. This project was funded by Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente and ERDF.

1. INTRODUCCIÓN

El cernícalo primilla (*Falco naumanni*) es un pequeño halcón migrador transahariano del paleártico occidental que muestra un acusado dimorfismo sexual. En la cuenca mediterránea se distribuye principalmente en la península Ibérica, Italia, Grecia, norte de África y Oriente Próximo (Atienza y Tella, 2003). Parte de la población ibérica se considera sedentaria. La llegada de los primeros cernícalos de los cuarteles de invernada en África se produce desde finales de febrero, retornando a mediados de septiembre. Anidan solitarios y en colonias, varias parejas en edificios viejos, tejados, acantilados, iglesias o en los nidos abandonados de otras aves de similar tamaño, con alta filopatría. La puesta se realiza en pequeñas oquedades entre abril a junio, entre tres y seis huevos

que son incubados entre 25 y 28 días. Los pollos abandonan el nido entre las cuatro y seis semanas y continúan siendo alimentados por los dos padres por unos días (Atienza y Tella, 2003). En ese momento se dispersan por el territorio en busca de nuevos dormitorios donde encontrar nuevas fuentes de alimento. Es una especie fundamentalmente insectívora, alimentándose principalmente de insectos (saltamontes, grillos y escarabajos), y de micromamíferos (ratones, topillos, musarañas), que selecciona principalmente por tamaño. En el sureste ibérico selecciona hábitats con baja precipitación y abundantes insectos, pueblos, estepas cerealistas y semidesiertos con cereales de secano y vegetación dispersa, tolerando zonas urbanas (Bustamante, 1997).

Sufrió una rápida regresión en Europa occidental y cuarteles de invernada en África desde 1950, y aunque aumentó en Europa sur-occidental entre 1990 y 2000, la población total se encuentra todavía alejada del nivel previo. En la Península Ibérica ha sido siempre un ave muy abundante. Se estimó una población de unas 12.000 pp. que se distribuyen fundamentalmente por la mitad suroccidental de la misma (Atienza *et al.*, 2001), siendo las áreas castellanas, andaluzas y extremeñas las que presentan unos contingentes poblacionales más abundantes. En la Región de Murcia la especie desapareció en 1979 durante toda una década, hasta que en 1988 se instalaron dos parejas en una única colonia en Caravaca, ocupando paulatinamente distintas comarcas de carácter estepario de la Región (Morenilla, 2001; Carrete *et al.*, 2003). Sánchez-Zapata estima en 1995 una población reproductora de unas 25 parejas y Sánchez-Solana *et al.* 32 parejas en 2004, que podrían ser más.

En la actualidad se encuentra amenazado por la intensificación de la agricultura (concentración parcelaria, cambios de cultivo, desaparición de los barbechos tradicionales, transformación de secano a regadío, uso de fertilizantes y productos fitosanitarios, uso de maquinaria agrícola), reforestación de tierras agrícolas, caza furtiva, expolio y venenos, pérdida de lugares de nidificación y nuevas infraestructuras y desarrollos urbanísticos (Hernández, 2015). Está incluido en el Anexo I de la Directiva Aves, en el Catálogo de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre de la Región de Murcia (*en peligro de extinción*), en el Anexo II del Convenio de Berna y en el Anexo II del Convenio de Bonn. Recientemente ha descendido de categoría a nivel nacional y global, saliendo del Catálogo Español de Especies Amenazadas, y manteniéndose en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial, y pasando en la Lista Roja Global IUCN de *Vulnerable* en 2010 a *Preocupación menor* en 2012. Es por ello que la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente realiza el seguimiento de la población regional desde 2005.

El objetivo del presente trabajo es determinar la distribución actual y el crecimiento de la población, así como determinar la importancia relativa de las distintas colonias.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se censó la población regional de cernícalo primilla en 2015, sobre las 28 colonias seleccionadas por Hernández (2015), además de otros edificios cercanos con potencialidad de ocupación e indicios, según otros censos en las mismas zonas realizados con anterioridad. En total se

visitaron 37 edificaciones. En cada colonia se realizó una primera visita durante el mes de marzo, para detectar la llegada de los individuos migrantes, y la primera ocupación de los edificios. Posteriormente se realizó una segunda visita a finales de junio, con un censo individual de cada colonia, en el que se cuantificó el número de parejas y la ubicación de los nidos. Las colonias fueron observadas a distancia por un tiempo entre 1 y 2 horas, desde varias localizaciones que incluyeran el total de la colonia, mediante prismáticos y telescopios. Con los resultados se obtuvo el mapa de presencia, geolocalizando las colonias mediante GvSIG 2.2. y estableciendo un área de influencia de entre 2.500 y 4.000 m, según el tamaño colonial, que fue trasladada a una malla UTM 1x1. Se calculó el número de parejas, el número de colonias, el coeficiente de regresión lineal de la evolución del número de parejas y el coeficiente de correlación de Pearson. Para la cuantificación de la importancia diferencial de las distintas colonias se creó un índice de importancia colonial, en el que se promedia, con los pesos indicados, los siguientes parámetros: el porcentaje que la colonia supone para la población regional (5x), el porcentaje que el núcleo supone para la población regional (3x), el porcentaje de población que la colonia supone para el núcleo (2x), el porcentaje promedio que la colonia ha supuesto para la población regional durante los últimos 10 años (1x) y el porcentaje de los últimos 10 años en los que la colonia ha tenido presencia de la especie (1x).

3. RESULTADOS

La población regional del cernícalo primilla en la Región de Murcia está formada por 97 parejas, incluidas en 13 colonias distribuidas en 6 núcleos (Figura 1): Caravaca, Jumilla, Yecla, Cagitán, Zarcilla de Ramos y Guadalentín. El área de presencia abarca 520 cuadrículas UTM 1x1. La contribución de cada núcleo a la población regional es diferente. En la Figura 2 se puede observar que los núcleos de Caravaca y Jumilla destacan sobre los demás, con el 40% y el 32% de la población, respectivamente. En un segundo nivel, Yecla y Guadalentín incluyen en torno al 10%, mientras que Cagitán y Zarcilla comprenden el 5% y el 2%. (Figura 2)

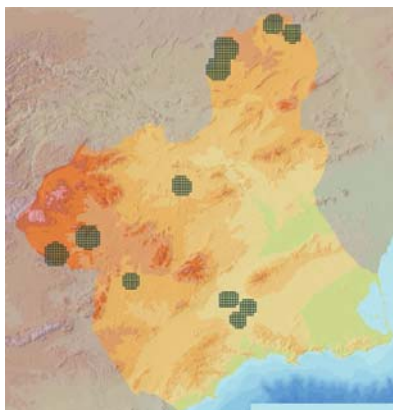


Figura 1. Área de ocupación del cernícalo primilla en la Región de Murcia 2015.

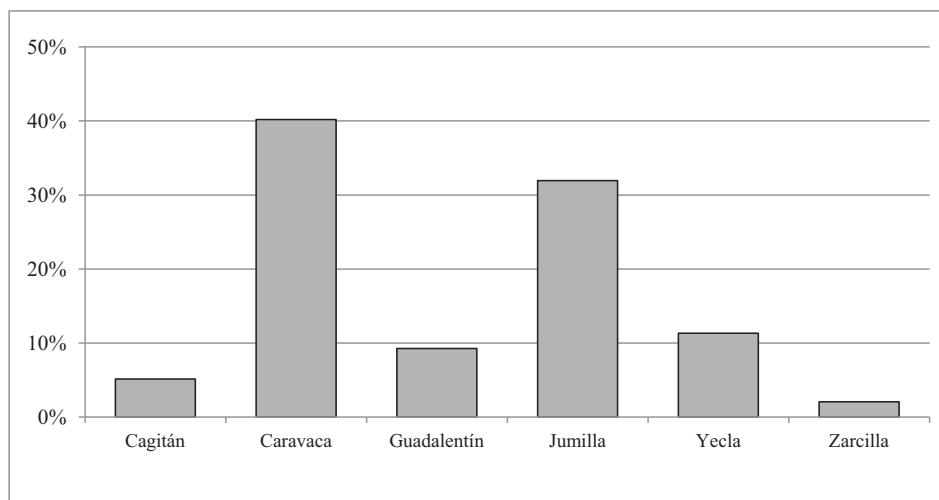


Figura 2. Porcentaje de la población regional.

	Tasa crecimiento	R ²	Pearson
Jumilla	3,41	0,76	0,87
Caravaca	1,72	0,47	0,68
Yecla	1,43	0,67	0,82
Guadalentín	0,86	0,89	0,94
Cagitán	0,36	0,25	0,50
Zarcilla	-0,88	0,63	-0,79
REGIÓN	6,91	0,91	0,95

Tabla 1. Crecimiento de la población regional y núcleos.

A nivel regional, la población actual es el 250% de la población de referencia al inicio del periodo de estudio, 2005. Este crecimiento (Figura 3) se ha mantenido en el tiempo, aunque existen periodos regresivos y de mantenimiento de la población.

El crecimiento de la población regional en el periodo 2005-2015 se ha cuantificado en 6,91 parejas nuevas al año, con un R^2 de 0,91 y un coeficiente de correlación de Pearson de 0,95. Este crecimiento se puede descomponer en un crecimiento diferencial de los diferentes núcleos, de manera que Jumilla lideraría la tendencia positiva, con casi la mitad del crecimiento (3,41 parejas/año), seguido de Caravaca y Yecla, con 1,72 y 1,43 parejas nuevas/año. Guadalentín alcanza la mitad de la tasa anterior, con 0,86 y un buen ajuste, y Cagitán la mitad de éste, 0,36, aunque con mayor inestabilidad. Por último, Zarcilla de Ramos lastra al resto de la población, con una tendencia regresiva de -0,88 parejas/año y un ajuste aceptable.

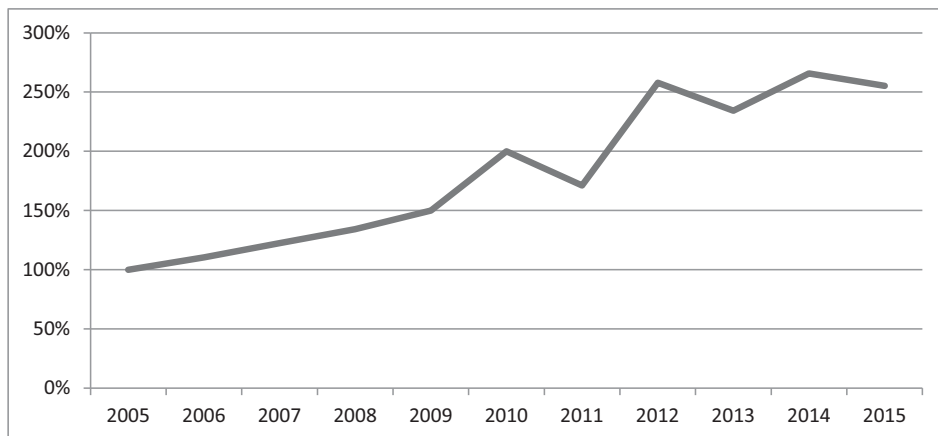


Figura 3. Crecimiento de la población regional

Como ya se ha observado, los núcleos tienen diferente importancia en su contribución a la población regional. Si observamos los porcentajes de población acumulada de la figura 4, un total de 5 colonias reúnen el 80% de la población, mientras que el 20% restante se encuentra formado por 8 colonias. Esta situación añade un elemento asimétrico en la importancia de las colonias: las cuatro primeras se encuentran situadas en los dos núcleos principales: Caravaca y Jumilla.

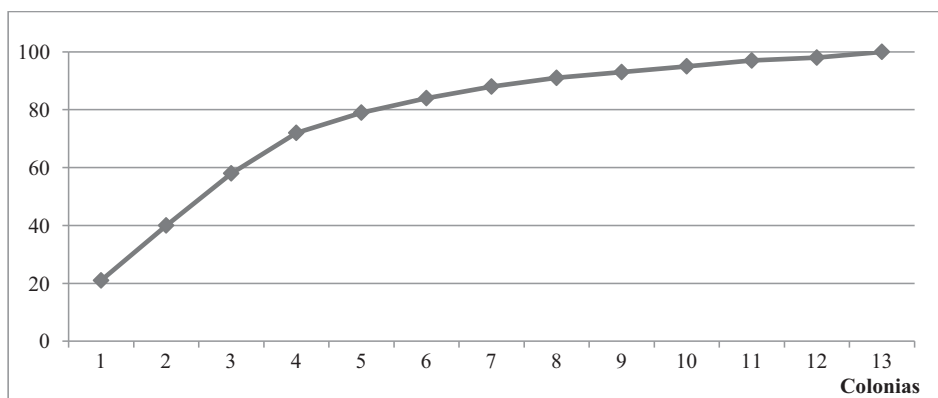


Figura 4. Porcentaje de población acumulado

Los valores del índice de importancia colonial obtenidos (Figura 5) tuvieron un rango de 6 a 456. Sólo una colonia obtuvo más de 400, cinco colonias obtuvieron entre 300 y 400, dos colonias obtuvieron entre 200 y 300, dieciséis colonias alcanzaron entre 100 y 200, y veinte colonias menos de 100. De esta manera, se observa un grupo de colonias de alta importancia, con más de la mitad de la puntuación del rango (7), y un resto de colonias con menos de la mitad de la importancia (37).

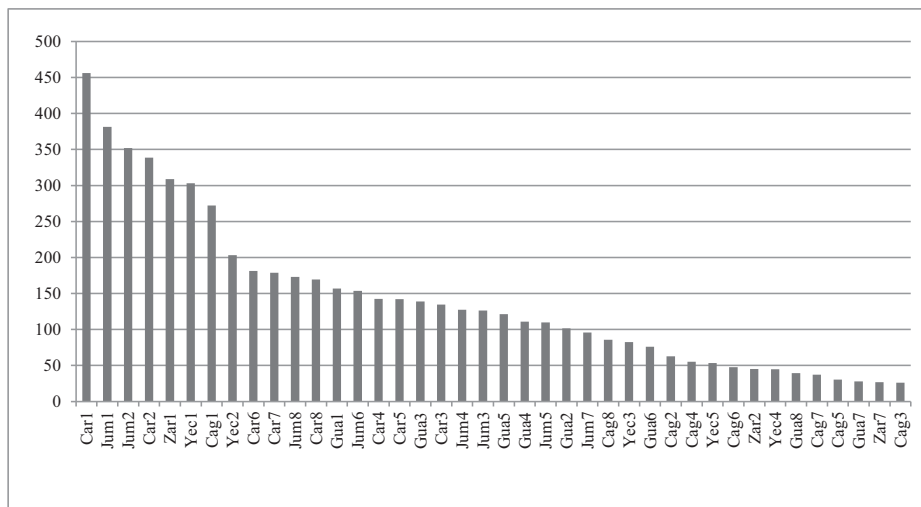


Figura 5. Índice de importancia colonial

4. DISCUSIÓN

Los resultados muestran que la población regional de cernícalo primilla está compuesta por 97 parejas, 13 colonias y 6 núcleos. El número de colonias y núcleos ha sido el mismo al inicio y final del periodo, si bien hacia la mitad del mismo creció en número de colonias, manteniendo el número de núcleos (Hernández, 2015). Esto indicaría que la especie ha aumentado su abundancia en las colonias, no en nuevos núcleos, que actuarían como polo de atracción para individuos en dispersión, tal como se ha estudiado en otras localidades ibéricas (Serrano *et al.*, 2004).

Por otra parte, la población se encuentra en crecimiento, a un ritmo medio de prácticamente 7 parejas al año. Este crecimiento afecta a casi todos los núcleos, luego debe existir una horizontalidad en el alcance de los motivos que lo generan. Las diferentes tasas observadas, con un crecimiento alto en Jumilla, Caravaca y Yecla, deben estar relacionadas con la mayor disponibilidad de recursos tróficos, asociado a unos usos del suelo más adecuados a la especie. En este sentido, Sánchez-Solana *et al.* (2004) sugieren que las zonas más idóneas, según un modelo territorial potencial, se encuentran en los altiplanos cerealistas de esos tres municipios. Por otra parte, el limitado crecimiento y declive observado, sugiere la influencia de algunas variables locales, como la baja disponibilidad de edificaciones y las molestias (Cagitan, Zarcilla de Ramos) o el reducido tamaño de las manchas de hábitat adecuado (Guadalentín).

Por último, que el 80% de la población esté incluida en menos de cinco colonias aumenta la vulnerabilidad de la especie, más aún cuando se encuentran situadas en zonas con baja disponibilidad de edificios alternativos, o donde actúan varias presiones simultáneamente. Además se añaden otras 3 colonias con alto índice de importancia colonial, por lo que han resultado importantes para la especie

por los motivos ponderados. Estos resultados priorizan las actuaciones de conservación, que deben tratar por separado ambos grupos de colonias, uno por su importancia como sostén de la población, otro por su potencialidad en la recolonización del territorio.

El presente trabajo, bajo el título “Programa de seguimiento biológico de especies de aves esteparias y elaboración del plan de recuperación y conservación de las aves esteparias catalogadas de amenazadas de la Región de Murcia” fue Financiado por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional.

5. BIBLIOGRAFIA

- ATIENZA, J.C.; BANDA, E. Y CORROTO, M. (2001). “Estado actual de la población de cernícalo primilla (*Falco naumanni*) en España y de las medidas llevadas a cabo para su conservación”. En: Garcés, F. y Corroto, M. (eds.) *Biología y Conservación del cernícalo Primilla*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid-GREFA, Madrid.
- ATIENZA, J. C. Y TELLA, J. L. (2003). “Cernícalo Primilla. *Falco naumanni*”. En: Martí, R., del Moral, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Sociedad Española de Ornitología, Madrid. Pp. 196-197.
- BUSTAMANTE, J. (1997). “Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in Southern Spain”. *Biological Conservation*, 80: 153-160.
- CARRETE, M.; MORENILLA, J.D. Y TELLA, J.L. (2003). “Cernícalo primilla”. En: *Libro rojo de los vertebrados amenazados de la Región de Murcia/2002/2003*, 114-119.
- HERNÁNDEZ, J. Y ALEDO, E. (2015). “Censo de colonias de cernícalo primilla en la Región de Murcia 2015”. Dirección General de Medio Ambiente. Consejería de Agricultura y Agua.
- MORENILLA, J.D. (2001). “La recuperación del cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en el Noroeste de la Región de Murcia”. En: Garcés, F y Corroto, M. (eds.). *Biología y conservación del cernícalo Primilla*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid-GREFA. Madrid.
- SÁNCHEZ-SOLANA, F; PALAZÓN, J.A. Y CALVO, J.F. (2004). “Áreas de distribución potencial del cernícalo primilla en la Región de Murcia. Implicaciones para su conservación”. Comunicación al tercer Congreso de la Naturaleza de la región de Murcia. ANSE.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A; SÁNCHEZ, M.A. CALVO, J.F. Y ESTEVE, M.A. (1995). “Ecología de las aves de presa de la Región de Murcia”. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia.
- SERRANO, D., FORERO, M. G., DONÁZAR, J. A., TELLA, J. L. (2004). “Dispersal and social attraction affect colony selection and dynamics of lesser kestrels”. *Ecology*, 85: 3438-3447.

Capítulo 16

Distribución espacial, abundancia y relación con la estructura de la propiedad de la alondra ricotí en la Región de Murcia

Juan Hernández Piñera^{1*}

¹Programa de seguimiento biológico de aves esteparias. Grupo Generala S.L.

*juan.esteparias@gmail.com

RESUMEN

La alondra ricotí *Chersophilus duponti* es una especie mediterránea, restringida al territorio español en la Unión Europea, especialista de llanuras con vegetación natural dispersa de bajo porte, hábitats escasos y parcheados. Se analizó la distribución, abundancia, tendencias y relación con la propiedad. La especie se restringió a tres poblaciones, Picarcho (Cieza), con 18 territorios y tendencia regresiva, y dos en Yecla, con 1 y 2 territorios estables. Los montes públicos abarcan el 92% de la distribución en Picarcho, pero en Yecla el 100% se ubica en propiedad privada, requiriendo gestión compartida. Este proyecto fue financiado por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente y FEDER.

ABSTRACT

Dupont's lark *Chersophilus duponti* is a mediterranean species, limited to Spanish territory in the European Union, scattered low-growing native vegetation plains specialist, rare and patched habitats. Distribution, abundance, trends and property relationships were analyzed. The species is restricted to three populations, Picarcho (Cieza), with 18 territories and regressive trend, and two in Yecla, with 1 and 2 stable territories. Public forests cover 92% of the distribution in Picarcho, but 100% is located on private property in Yecla, requiring shared management. This project was funded by Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente and ERDF.

1. INTRODUCCIÓN

La alondra ricotí *Chersophilus duponti* es una especie perteneciente a la familia Alaudidae que presenta una coloración discreta y alto grado de mimetismo con el terreno, con el pico largo y curvado hacia abajo como característica particular. Los individuos murcianos presentan las alas más largas y los picos más cortos de la Península, según un gradiente territorial (Suárez *et al.*, 2007). Presenta un comportamiento muy discreto y ocultadizo y un reclamo característico e inconfundible, que emite principalmente al amanecer o al atardecer. Se considera una especie básicamente sedentaria, aunque se producen movimientos dispersivos en algunas poblaciones. Se reproduce de febrero a julio, con nido en el suelo junto a matorrales y puesta de 3 a 5 huevos, incubados 12-13 días. Los pollos permanecen

en el nido sólo 8 días, con unas tasas de depredación de hasta el 84% (Herranz *et al.*, 1994). Especialista estricta de llanuras con vegetación natural dispersa, matorral (cobertura <10%) y herbáceas (cobertura <25%), de bajo porte (altura media 20 - 40 cm, máx. 60 - 80 cm) evitando laderas, cultivos, zonas arboladas y matorrales cerrados (Garza *et al.*, 2005). Territorial, necesita cerca de 8 Ha para cada territorio, más otras 9 Ha por juvenil en dispersión (Garza *et al.*, 2005).

Distribución norteafricana e ibérica, con dos subespecies repartidas entre el Magreb oriental (*C. duponti margaritae*), y Magreb occidental y peninsular (*C. duponti duponti*), disyuntas a su vez (Suárez y Garza, 2007). El grueso de la población española se encuentra en la Meseta Norte y el valle del Ebro, existiendo una veintena de otros pequeños núcleos repartidos por Castilla y León, Cataluña, Castilla-La Mancha, Murcia y oriente de Andalucía. La primera estimación de 13.000 individuos en 1988 fue posteriormente corregida a 3.168 - 3.784 territorios (Tella *et al.*, 2005; Suárez y Garza, 2007). En la Región de Murcia, fue descubierta en 1990 en Bancal Viejo (Lorca) y Llano de las Cabras (Aledo), con una población estimada de 9 y 350 individuos, respectivamente (Guardiola *et al.*, 1992), que fue detectada hasta 2002, aunque aparecen citas aisladas en otros puntos de la geografía regional donde podrían haber existido poblaciones (Guardiola *et al.*, 2004), entre ellas población del Picarcho había sido descubierta en 2001. Recientemente fue detectada en Jumilla (Hernández, 2015), en el entorno de las salinas de Marchamalo (Requena 2015, en prensa), y en el periodo 2009 - 2012 en Yecla (Ortuño, 2012).

Sus hábitats y su área de distribución se encuentran en regresión debido a la facilidad para acoger otros usos (agrícolas, forestales, urbanos), siendo su distribución parcheada, lo que dificulta el flujo genético entre poblaciones y acelera los procesos de extinción. En la actualidad está incluida en el anexo I de la Directiva Aves, en el anexo II del Convenio de Berna, en el Catálogo Español de Especies Amenazadas (*vulnerable*) y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre de la Región de Murcia (*vulnerable*). Además está recogida en el Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia (*en peligro crítico*), y en Libro Rojo de las Aves de España (*en peligro*). La Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente realiza el seguimiento biológico de la población regional desde el año 2005.

Los objetivos principales de este trabajo son: censar la población de alondra ricotí en la Región de Murcia en 2015, determinar el área de presencia y establecer la tendencia de las poblaciones.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1.- Área de estudio

El área de estudio ha ocupado las poblaciones conocidas en la actualidad, el Llano de las Cabras (Aledo) y las zonas potenciales recientes. El Llano de las Cabras está compuesto fundamentalmente por pinares, espartales con una gran densidad de pies y altura de atochas, y zonas agrícolas con numerosos de barbechos y eriales. Las solanas de las Sierra del Picarcho y Cabeza del Asno, en Cieza y Jumilla, con una proporción elevada de espartal, entremezclado con pinar de repoblación y cultivos

de frutales en barrancos. Estos espartales tienen menos densidad de pies y altura, produciendo una estructura más abierta y simple. La Herrada del Manco, en Yecla, es una zona agrícola mixta, con parcelas abandonadas algunas décadas, recolonizadas por vegetación natural, especialmente esparto y albardín, junto a frutales de secano.

La zona de Moratillas, también en Yecla, presenta unas características biotópicas similares a la localidad anterior, de la que distan 13 Km. Se encuentra parcialmente incluida en los límites de la ZEPA “Estepas de Yecla”. La Cañada del Águila, en Jumilla, coincide en cultivos abandonados con desarrollo espontáneo de una vegetación de escaso porte y poco densa similares a los encontrados en las Moratillas y Herrada del Manco.

2.2.- Método de censo

Georreferenciación de cada contacto por triangulación. Se preparó una red de estaciones de emisión del reclamo durante 30 segundos, con 30 segundos de escucha, repetido 3 veces. En cada estación se anotó la posición aproximada de cada macho localizado. Se realizaron dos visitas a cada localidad con el fin de abarcar la máxima actividad canora en los machos reproductores, la primera del 20 al 30 de abril y la segunda entre el 11 y 21 de mayo, con una visita extraordinaria en los primeros días de junio en Moratillas y en la solana de la Cabeza del Asno. Como franja temporal admisible se utilizó de las 6 a las 9 de la mañana, momento de máxima actividad de la especie en la zona (Hernández, 2008). Con el mapa final de contactos se realizó la selección de los territorios válidos, obteniendo la distribución espacial de la especie mediante el Polígono Mínimo Convexo (PMC), con Gvsig 2.2, calculando la superficie ocupada en hectáreas. El área en las localidades con un número insuficiente de individuos se estimó mediante superficie circular, utilizando el área territorial media observada en otros trabajos, 8 Ha (Garza *et al.* 2005), dispuesta de forma circular, con posterior conversión a PMC. Para el análisis de la tendencia, la serie de datos utilizada incluyó la población del Picarcho, con datos desde 2005 Hernández (2015). Para la población de Yecla se compararon los datos recogidos en 2015 con los obtenidos por Ortuño (2012). Finalmente, se utilizó la cartografía con los límites de los Montes de Utilidad Pública y las vías pecuarias para analizar la presencia de la especie en distintos tipos de propiedad, en cuanto a titularidad pública/privada y superficie.

3. RESULTADOS

La población total de la Región de Murcia se ha estimado en 21 territorios, divididos en dos poblaciones, Picarcho, con 18 (85%) y Yecla, con 3 (15%). Respecto al Picarcho, la Chiripa acoge el grueso de la población, 16 territorios (75%), mientras que la Melera alberga los 2 restantes (10%). No se detectaron individuos en la zona del aeródromo, ni en la zona de la Cabeza del Asno. La población de Yecla incluye 2 territorios (10%) en Moratillas y 1 (5%) en la Herrada del Manco.

Tabla 2. Poblaciones detectadas en cada visita

Localidad	Abril	Mayo	Junio	Población estimada
Llanos del Picarcho	7	13	-	18
Moratillas	1	1	2	2
Herrada del Manco	1	1	-	1
Llano de las Cabras	0	0	-	0
Región de Murcia	9	15	2	21

La superficie de presencia calculada mediante el PMC ha sido de 589 Hectáreas, de las cuales 548 Ha (93%) corresponden al Picarcho, 25 Ha (4%) a las Moratillas, y 16 Ha (3%) a la Rambla del Tomate. La población detectada en 2015 en el Picarcho es similar a la observada los últimos años en los que se realizó un censo, 2012 y 2013, 18 territorios. Los resultados de este periodo son inferiores a los 22 y 23 territorios obtenidos en el periodo 2008-2010. Los resultados que se obtuvieron en 2005 y 2006 fueron muy inferiores a la población real ya que en ellos se localizaron las poblaciones y se calibraron los métodos utilizados (Hernández, 2015).

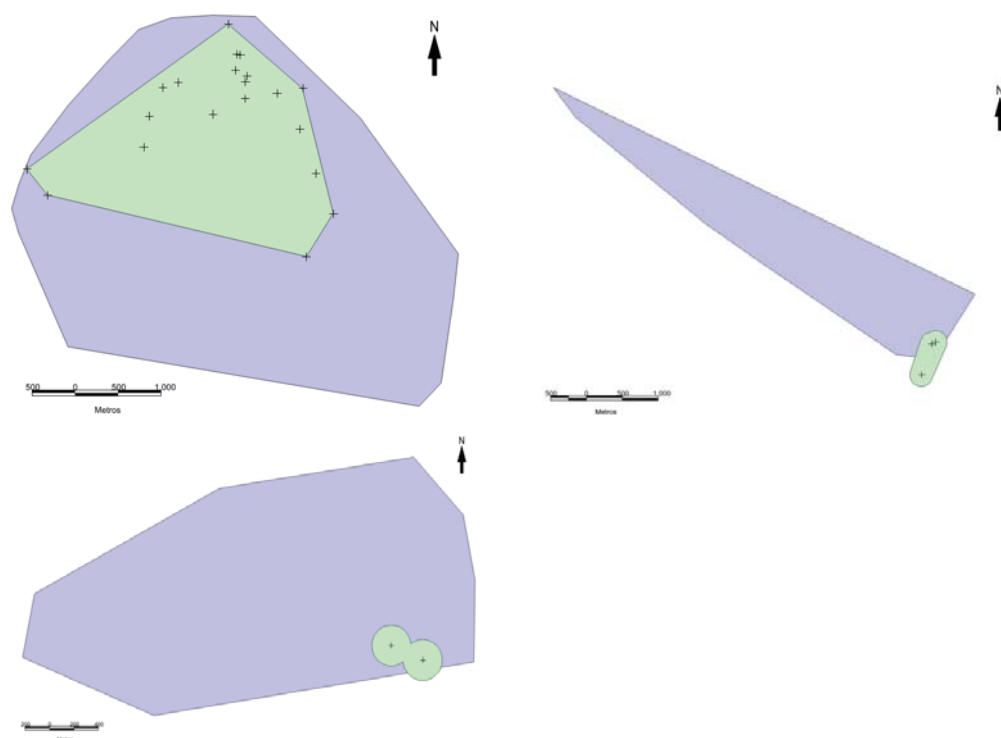


Figura 6 Localización de individuos en Picarcho, Moratillas y Herrada del Manco

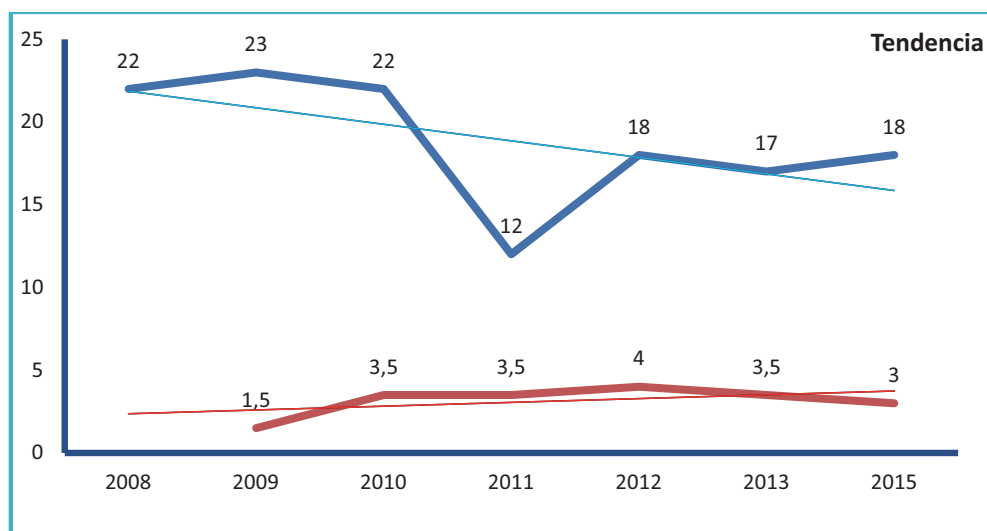


Figura 7. Evolución del número de contactos realizados

Con respecto a la población del Picarcho, el 100% de las observaciones se encuentran localizadas en los MUP. Todas las asociadas a la Chiripa están incluidas en el MUP 46 “El Picarcho y Solana del Puerto”, mientras que las dos observaciones de la Melera se incluyen en el MUP 140 “Lomas del Calvo”. De las 548 Ha de la superficie calculada para el Picarcho, 472,9 (86,3%) corresponden al MUP46, y de éstas, 9,6 (1,8%) se encuentran incluidas en el cordel de la Mancha y Archeneros, que atraviesa a lo largo de 2.560 m. 19,2 Ha (3,5%) se encuentra en el MUP140, quedando 39,8 Ha (7,3%) en fincas privadas con cultivos de frutal de regadío en vaguadas. Por último, 6,5 Ha (1,2%) corresponden a la autovía A30 y viales anexos. Con respecto a la población de las Moratillas, las 25 Ha se sitúan completamente en fincas privadas con cultivos abandonados erializados, cereal de secano y rodeadas de zonas urbanas dispersas. Las 16 Ha de la Herrada del Manco se encuentran en zonas agrícolas privadas con cultivos abandonados erializados, con menor proporción de cereal de secano y mayor de frutales de secano.

4. DISCUSIÓN

La población de los espartales del Picarcho ha dejado de ser la única población regional. Ortuño (2012) abrió la puerta a la existencia continua de dos poblaciones en el municipio de Yecla, que son confirmadas, además del Picarcho, en 2015. Esta última población se mantiene tres años seguidos en torno a los 18 territorios, inferiores a los más de 20 observados entre 2008 y 2010 (Hernández, 2015). Los resultados hacen pensar en una tendencia regresiva que habría afectado más en las áreas perimetrales.

Esta población sería, a nivel nacional, una de las más importantes para la conservación de la especie en el sur peninsular. Se cifró la población yeclana entre 1 y 2 territorios en 2009, entre 3 y 4 en 2010 y 2011, y 4 en 2012 Ortuño (2012), que resultaron similares a los detectados en 2015, y con presencia continua en abundancia y distribución en 6 años. Se abren nuevas cuestiones en cuanto a su origen y dinámica. Las poblaciones no siempre habrían existido ahí, pues la especie no fue detectada por Hernández (1995) ni por Martínez *et al.* (1996) y, según Ortuño (2012), sería observada por Campos (com. pers.) en 2004. Así, deberían existir otros enclaves con características similares, en un entorno potencial dispersivo menor que 14 km Tella (com. pers.). Respecto a la dinámica poblacional que siguen las poblaciones detectadas, atendiendo a la relación entre fragmentación y divergencia en el canto (Laiolo y Tella, 2005) y a las diferencias y similitudes entre los reclamos, se podría pensar que no existe intercambio de individuos entre Picarcho y las poblaciones yeclanas, aunque sí entre las últimas. El análisis de la estructura de la propiedad ha puesto de manifiesto la importancia de los montes públicos en la conservación del hábitat de la alondra ricotí en el Picarcho. El 86% de la superficie es de titularidad pública, mientras que el 14% es de titularidad privada. Es necesario el mantenimiento del hábitat estepario para asegurar la permanencia de la población. Las poblaciones de Yecla requieren una gestión compartida del territorio entre particulares y administraciones, mediante mecanismos de colaboración oportunos, como la custodia del territorio. Las principales amenazas observadas están relacionadas con la degradación del hábitat y la fragmentación: abandono y ausencia de manejo tradicional (explotación de esparto y ganadería extensiva), repoblaciones forestales, entrada de depredadores generalistas, transformación del hábitat forestal en agrícola, edificación y nuevas infraestructuras. La Región de Murcia acoge algunos de los hábitats señalados, jugando un papel importante en la interconexión de las actuales poblaciones por su posición dentro de la distribución ibérica. La conservación de estas poblaciones debe tener la máxima prioridad, por su marginalidad, su escaso tamaño poblacional y el elevado grado de aislamiento.

Este proyecto, bajo el título “Programa de seguimiento biológico de especies de aves esteparias y elaboración del plan de recuperación y conservación de las aves esteparias catalogadas de amenazadas de la Región de Murcia” fue financiado por la Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional. Agradezco la estrecha colaboración de los agentes medioambientales de las comarcas de Cieza y el Altiplano, en particular Jacobo López y Fernando Gómez, y el inestimable apoyo de Emilio Aledo.

6. BIBLIOGRAFÍA

GARZA, V.; SUÁREZ, V.; HERRANZ J.; TRABA J.; GARCÍA DE LA MORENA E.; MORALES M.B.; GONZÁLEZ R. Y CASTAÑEDA M. (2005): “Home range, territoriality and habitat selection by the dupont’s lark *Chersophilus duponti* during the breeding and postbreeding periods”. *Ardeola* 52(1), pp. 133-146.

- GUARDIOLA, A.; FERNÁNDEZ, M.P. Y SÁNCHEZ, M.A. (1992): “*La alondra ricotí en la Región de Murcia*”. Asociación Fauna Silvestre. Agencia Regional para el Medio Ambiente y la Naturaleza. Murcia.
- GUARDIOLA, A.; SÁNCHEZ (†), M. A.; DÍEZ, E.; Y SÁNCHEZ, J. (2004): “*Distribución, población y evolución reciente de la Alondra de Dupont (Chersophilus duponti) en la Región de Murcia, España*”. III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Murcia.
- HERNÁNDEZ, J. (2008): “*La población de alondra ricotí Chersophilus duponti en los llanos del Picarcho (Cieza, Región de Murcia)*”. IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y I del Sureste Ibérico. Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) y Obra Social CAM. Murcia.
- HERNÁNDEZ, J. Y ALEDO, E. (2015): “*Censo de poblaciones de alondra ricotí Chersophilus duponti en la Región de Murcia 2015*”. Dirección General de Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- HERNÁNDEZ, V., ESTEVE, M.A. Y RAMÍREZ, L. (1995): “*Ecología de las Estepas de la Región de Murcia. Estructura y dinámica de sus comunidades orníticas*”. Secretariado de Publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Murcia. Murcia.
- HERRANZ, J.; MANRIQUE, J.; YANES, M. Y SUÁREZ, F. (1994): “The breeding biology of Dupont's Lark, *Chersophilus duponti*, in Europe”. *Avocetta* 18, pp. 141-146.
- LAILO P. Y TELLA J.L. (2005): “Habitat fragmentation affects culture transmission: patterns of song matching in Dupont's Lark”. *Journal of Applied Ecology* 42, pp. 1183-1193.
- MARTÍNEZ, R., ORTUÑO, A., VILLALBA, J., LÓPEZ, J.M., CORTÉS, F. & CARPENA, F.J. 1996: “*Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla - Yecla) 1989 – 1993*”. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Yecla.
- ORTUÑO, A. (2012). “La alondra ricotí (*Chersophilus duponti*) en Yecla”. *Athene*, 22, 2012, pp. 74-79.
- SUÁREZ, F.; GARZA, V.; HERNÁNDEZ, J. Y CARRILES, E. (2007): “*Situación y problemática de conservación de la alondra de Dupont en España. Informe final*”. Ministerio de Medio Ambiente. Dirección General para la Biodiversidad.
- TELLA, J.L., VÖGELI, M., SERRANO, M. Y CARRETE, M. (2005): Status of the threatened Dupont's Lark in Spain: overestimation, decline, and extinction of local populations. *Oryx* 39, 2005, pp. 1-5.

Capítulo 17

El Proyecto Canastera, un ejemplo de compatibilización de la agricultura intensiva con la conservación de especies

Irene M^a Arnaldos¹, Antonio Fernández-Caro¹, Jorge Sánchez¹, Juan Francisco Martínez¹ y Ángel Sallent¹

¹Asociación de Naturalistas del Sureste
irene@asociacionanse.org

RESUMEN

Desde el año 2003, la Asociación de Naturalistas del Sureste viene desarrollando un seguimiento de la Canastera común *Glareola pratincola* (Linnaeus, 1766) en la Región de Murcia. En este trabajo se exponen los resultados del Proyecto Canastera iniciado en 2004 con el objetivo de conservar esta especie en una zona de agricultura intensiva del Campo de Cartagena.

Uno de los principales logros del proyecto ha sido conseguir la colaboración de los propietarios de los terrenos donde se reproduce la canastera para evitar que éstos sean roturados durante el periodo de nidificación, ya que ésta es una de sus principales amenazas. De esta manera, gracias a la colaboración entre ANSE y los propietarios, se ha favorecido la nidificación de la especie produciéndose un aumento progresivo del número de parejas desde las 8 contabilizadas en 2004 hasta las 50 de la actualidad.

Entre las actuaciones realizadas se encuentran el censo de parejas reproductoras, el marcaje de ejemplares (10 adultos y 9 pollos, 15 de ellos marcados con anillas de colores), el radioseguimiento y la localización de las zonas de alimentación, la detección de amenazas para su conservación, evaluación de las medidas de gestión adoptadas, la recopilación de citas, y la divulgación (prensa, radio, grupos específicos, etc.).

A pesar de los resultados obtenidos, resulta necesario revisar su estatus de conservación en la Región de Murcia (actualmente catalogada como “Extinta”) y de la adopción de planes de recuperación que aseguren su conservación en la Región de Murcia.

ABSTRACT

From 2003, members of ANSE have monitored the population of Collared Pratincole *Glareola pratincola* (Linnaeus, 1766) in Murcia Region (SE Spain). Here, we show the results of the project “Canastera” that began in 2004 with the aim of preserve this species in an intensive-farming land of “Campo de Cartagena” (Murcia).

One of the main goals of the project is the good cooperation given by the owners of the farms where the pratincoles breed, avoiding to plough the land, which is considered one of its major threats.

Thanks to this cooperation between the NGO Anse and the owners, number of breeding pairs has been increasing from 8 pairs in 2004 to 50 in 2015).

Some of the actions developed are the census of breeding pairs, ringing (10 adults and 9 juveniles), colour-ring markings (15 birds sightings), radiotracking to determine the foraging areas, detection of threats, evaluation of the management actions implemented, compilation of records of the species in the region and dissemination (media, radio, private associations, etc.).

Besides the results, her local conservation status must be revised (presently is catalogued as “Extint”) in order to implement conservation action plans.

1. INTRODUCCIÓN

Los antecedentes de nidificación de la Canastera común *Glareola pratincola* en la Región de Murcia se remontan a finales de los años setenta en las Salinas de San Pedro del Pinatar, lugar donde se extinguió por modificaciones de hábitat en la zona norte de este espacio (Ballesteros, 2000). Años después se confirmó la reproducción durante dos años consecutivos en entornos cercanos al Mar Menor, en 2002 y 2003 (Blanco, 2003; Fernández-Caro, 2003).

Tras la destrucción de la colonia en 2003 casi en su totalidad por maquinaria agrícola ANSE inicia el Proyecto Canastera en el año 2004.

Así, hasta el momento, el proyecto ha llevado a cabo una serie de actuaciones:

- Localización de las colonias de nidificación
- Cuantificar el número de parejas reproductoras.
- Contactar con los propietarios de los terrenos en que se asiente la colonia para proponer un acuerdo de colaboración que garantice la no realización de labores agrícolas ni pastoreo durante el periodo de incubación.
- Captura de ejemplares adultos y jóvenes para su anillamiento con anillas de color.
- Radioseguimiento.
- Localización de las zonas de alimentación.
- Testar la efectividad de las medidas de gestión adoptadas con los propietarios.
- Recopilación de citas.
- Divulgación, tanto en prensa, como mediante la colaboración con grupos específicos, de la situación actual y futura de la especie.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

- Seguimiento de la colonia: Coincidiendo con el retorno de sus cuarteles de invernada, se realizan búsquedas sistemáticas en las zonas de nidificación adecuadas para la especie, especialmente en aquellas parcelas donde la especie ha nidificado con anterioridad. Una vez localizada la colonia y comprobada la nidificación, se procede a la localización de los

propietarios para suministrar información sobre la especie y recabar su apoyo al proyecto. Mientras tanto se mantiene un seguimiento periódico de la colonia. Una vez avanzada la reproducción, mediante el uso de telescopios y prismáticos, se procede a estimar el número de parejas que compone cada una de las subcolonias.

- **Recopilación de información:** A través de la web y redes sociales se hizo un llamamiento para obtener información adicional sobre la especie (ejemplares anillados, nuevas localidades de cría para la especie, localización de zonas de alimentación, y fenología migratoria.)
- **Marcaje:** La captura de ejemplares adultos se realiza mediante el empleo de redes japonesas acompañadas de cimbel mientras que los pollos son capturados a mano.
- **Cría en cautividad:** Como caso excepcional, en el año 2015 se produjo la recogida de 3 nidos (5 huevos) de puestas de reposición para evitar que la maquinaria agrícola se los llevara por delante. Se pidió permiso a la administración para la retirada y posterior traslado al Centro de Recuperación de Fauna Silvestre El Valle.

3. RESULTADOS

Seguimiento de la colonia: Gracias a las acciones de conservación desarrolladas el número de parejas nidificantes de canastera ha seguido una tendencia al alza, pasando de 5 parejas en el 2004 (año de inicio del proyecto) a 50 parejas en el año 2015 (Figura 1).

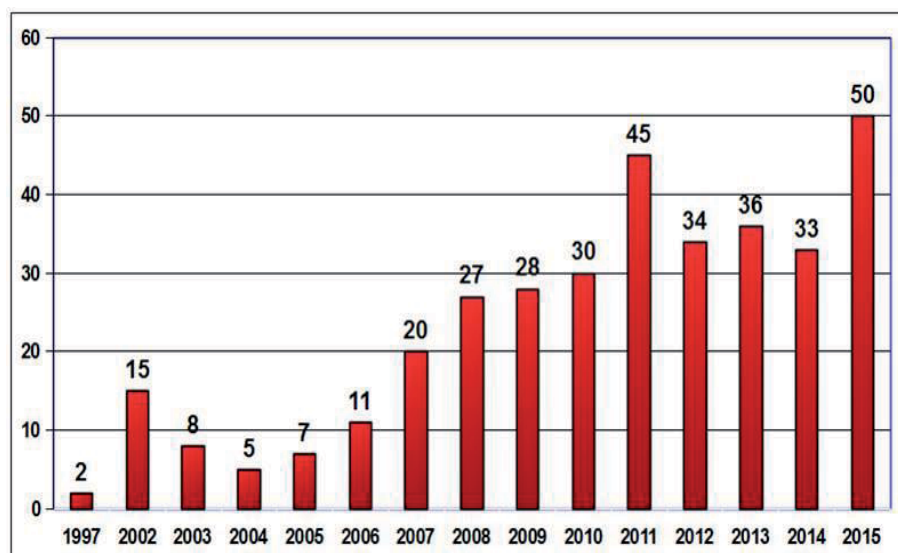


Figura 1: Evolución del número de parejas nidificantes

Además la especie ha aumentado de una a tres cuadrículas UTM 10 x 10 su distribución, pasando de ocupar La Marina del Carmolí y sus alrededores, a detectarse además en las zonas de

cultivos de Los Alcázares (Antigua Depuradora de Los Alcázares) y Santiago de La Ribera (Playa de la Hita).

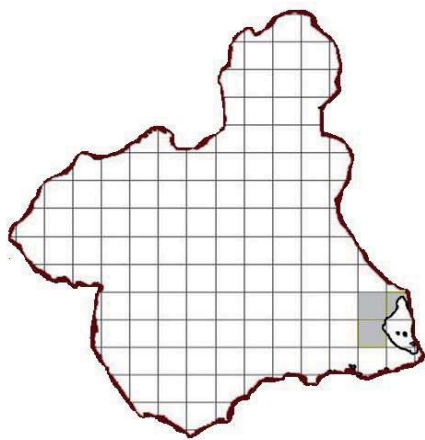


Figura 2: Cuadriculas UTM ocupadas por la especie en la actualidad

La especie precisa hábitats con suelos libres de vegetación. En la casi totalidad de las colonias y subcolonias controladas (Figura 3), los terrenos donde ha nidificado la especie han sido aquellos en los que, previamente, fueron ocupados por cultivos ya recogidos y/o preparados para la plantación. A excepción de los años 1997, 2007, 2009, 2010 y 2014, que lo hicieron en saladares y/o dunares.

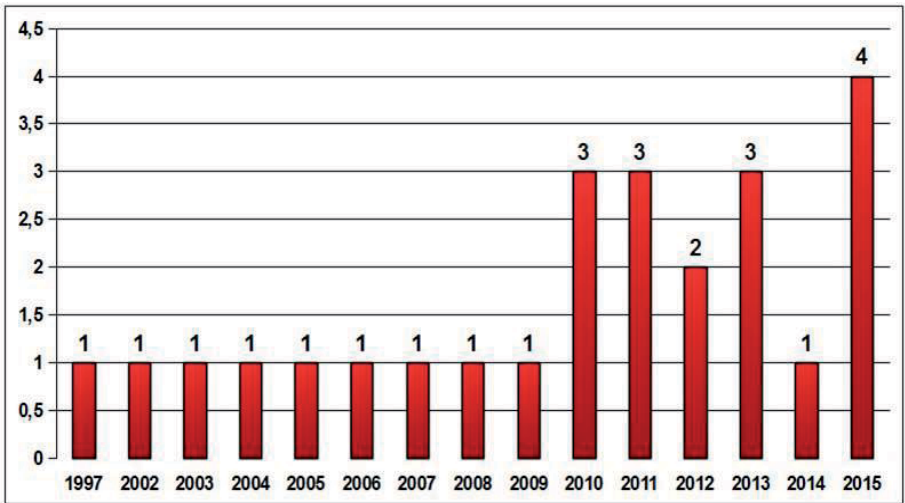


Figura 3: Evolución del número de colonias

Por otro lado además de la esporádica y puntual captura de insectos en la colonia, principalmente se han distinguido cuatro zonas de alimentación bien diferenciadas:

- Marina de El Carmolí: La especie ha explotado como zonas de alimentación, indistintamente, tanto los saladares existentes, los albardinales y los carrizales, representados por comunidades de sosas (*Suaeda vera*), salicornias (*Sarcocornia fruticosa*), lechugas de mar (*Limonium cossonianum*), tarays (*Tamarix boveana*), albardín (*Lygeum spartum*), siempreviva morada (*Limonium caesium*) y carrizos (*Phragmites australis*).
- Rambla de El Albuñón: Mayoritariamente representada por carrizos (*Phragmites australis*).
- Balsas de regadío: Sin representación de flora, la especie utiliza principalmente este recurso al atardecer, alimentándose de insectos que sobrevuelan la lámina de agua.
- Cultivos abandonados o en explotación: Se ha observado su utilización durante diferentes horas del día en zonas cercanas o adyacentes a la colonia.

Marcaje:

En los años 2008, 2014 y 2015 se ha llevado a cabo el marcaje de ejemplares jóvenes y adultos de esta especie con anilla metálica y con anillas de colores para su lectura a distancia. Hasta el momento un total de 19 ejemplares (10 adultos y 9 pollos), 15 de ellos marcados con anillas de colores.

Hasta el momento se han leído un total de seis ejemplares con anillas de colores, todos ellos en Murcia. Tres de los seis ejemplares fueron detectados años posteriores, dos de ellos, marcados en 2014, al año siguiente de su marcaje y el otro anillado en 2008 durante tres años consecutivos (2009, 2010 y 2011). Los otros tres fueron localizados el mismo año de su marcaje (2015) en la zona donde se asentaban las colonias.

Detección de amenazas:

Como consecuencia del seguimiento de la colonia se han detectado una serie de amenazas sobre esta especie en la Región de Murcia:

- a) Labores agrícolas: El laboreo de las tierras de cultivo con maquinaria agrícola en el momento de la incubación supone la pérdida de huevos y pollos. Esta fue la causa de la pérdida casi total de los nidos en 2003.
- b) Pastoreo: El paso del ganado por la colonia puede suponer la pérdida de nidos y polladas por pisoteo, habiéndose producido pérdida de nidadas en 2004, 2008 y 2009 por el ganado ovino.
- c) Atropellos: Se han contabilizándose hasta el momento un mínimo de 8 ejemplares atropellados (5 jóvenes y 3 adultos), repartidos en los años 2006 (1), 2007 (4), 2009 (1), 2013 (1) y 2015 (1).
- d) Uso de pesticidas y productos fitosanitarios para el control de insectos y plagas en el interior y en el entorno de la colonia (zonas de alimentación).

- e) Depredación: por parte de especies como la Gaviota patiamarilla (*Larus michaelis*), Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*), Halcón peregrino (*Falco peregrinus*), Pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*), Alcaudón real (*Lanius meridionalis*) y Gato doméstico. Además se sospecha que podrían haber depredado sobre la especie el Zorro (*Vulpes vulpes*) y las Ratas (*Rattus sp*)
- f) Molestias: por parte de recolectores, viandantes con perros sueltos, ciclistas, vehículos y ornitólogos poco respetuosos.

Cría en cautividad:

De los 5 huevos recogidos, finalmente eclosionaron tres. Los tres pollos fueron alimentados en el Centro de Recuperación de Fauna Silvestre del Valle hasta una edad aproximada de 45 días, edad en la cual ya estaban preparados para volar. Finalmente se soltaron en las zonas donde aún quedaban ejemplares de la especie criando.

4. CONCLUSIONES

La colaboración con los propietarios a través de herramientas de Custodia del Territorio ha sido satisfactoria, llevándose a cabo de una manera abierta y fluida, permitiendo un incremento significativo tanto del número de parejas y de localidades de reproducción de la especie.

La detección de un elevado número de amenazas sobre esta especie en el Mar Menor hacen poco probable su permanencia si no se mantienen las medidas de conservación, por lo que resulta imprescindible una recatalogación de la especie y la redacción y aprobación del correspondiente plan de conservación.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BALLESTEROS, G.A. Y CASADO, J. (2000). "Guía de Aves Acuáticas del Mar Menor." Conserjería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- BLANCO, J.C. Y ROBLEDANO, F. (2003): "La Canastera común *Glareola pratincola* (Linnaeus, 1766)", en Robledano, F.; Calvo, F.; Hernández. Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia y catálogo regional de los Vertebrados amenazados. Dirección General de Medio Natural, Conserjería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Inédito.
- FERNÁNDEZ-CARO, A. (2003). "Canastera común (*Glareola pratincola*)". Anuario Ornitológico de la Región de Murcia. Informe 1/2003. Inédito.
- FERNÁNDEZ-CARO, A; SÁNCHEZ, J.M. ; MARTINEZ, J.F y HERNÁNDEZ, A.J. (2004): "Estado actual y medidas de conservación de la Canastera común (*Glareola pratincola*) en la Región de Murcia". III Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. Pag 107-111.

Capítulo 18

Variación interanual de seis dormideros de chova piquirroja (*Pyrhcorax pyrrhcorax*) en la Región de Murcia

Manuel Cremades García*

*manolocremades1@hotmail.com

RESUMEN

Durante varios inviernos se han contado las chovas piquirrojas (*Pyrhcorax pyrrhcorax*) en seis dormideros comunales en la Región de Murcia (sureste de España). El número de chovas ha sido muy diferente entre dormideros y entre distintos años en un mismo dormidero. La importancia de las variaciones ha diferido según se haya considerado la variación, absoluta o relativa, entre dos inviernos consecutivos o entre el primero y el último de la serie. Entre los dos inviernos consecutivos en que pudieron censarse los seis dormideros, el número total de chovas disminuyó. Los cambios observados permiten plantear varias hipótesis sobre sus causas.

ABSTRACT

For several winters, red-billed choughs (*Pyrhcorax pyrrhcorax*) have been recorded in six communal roosts in the Region of Murcia (southeastern Spain). The number of choughs has been quite different among roosts and among different years in the same roost. The importance of variations differs depending on the value, absolute or relative, between two consecutive winters or between the first and the last one in the series. Between the two consecutive winters in which the six roosts were recorded, the total number of choughs decreased. Several hypotheses can be put forward about the causes of the observed changes.

1. INTRODUCCIÓN

La chova piquirroja (*Pyrhcorax pyrrhcorax*) es el único córvido incluido en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE. La especie se encuentra recogida en el Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Fauna Silvestre de la Región de Murcia, como “De Interés Especial”. El Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia la considera como “Vulnerable” (Martínez & Calvo, 2006) y “Casi Amenazada” (la subespecie peninsular, *P. p. erythrorhamphus*) el Libro Rojo de las Aves de España (Blanco, 2004). La chova piquirroja fue motivo para designar 4 Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) en la Región de Murcia y 5 de sus colonias se recogen como Áreas de Protección para la Fauna Silvestre (3 de ellas incluidas en ZEPA) del Anexo II de la Ley 7/1995, de Fauna Silvestre de la Región de Murcia.

Es un ave gregaria, principalmente en invierno (Soler, 1987; Blanco *et al.*, 1993), formando grandes bandos de alimentación que se concentran al terminar el día en refugios comunales que funcionan como dormitorios. Se conoce que estos grupos varían de tamaño a lo largo del año, alcanzando los números más altos en enero y los más bajos en abril, cuando las parejas reproductoras no duermen con el resto de la bandada sino en la zona de cría (Blanco *et al.*, 1993).

Con el fin de conocer también si estas concentraciones de aves en los dormitorios varían en número a lo largo de los años, se han realizado unos conteos en seis dormitorios de esta especie entre los inviernos 2006/07 y 2014/15.

2. ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

El área de estudio la han conformado seis localidades de la Región de Murcia, en el sureste de la Península Ibérica. Se trata de lugares rocosos con amplias grietas y oquedades: A- Los Grajos (Jumilla), B- El Carche (Jumilla), C- La Pila (Blanca), D- Cabeza del Asno (Cieza), E- Columbares (Murcia) y F- Carrascoy (Murcia).

Los conteos se han efectuado durante el periodo invernal (diciembre – febrero), siempre por el mismo observador, procurándose hacer el conteo de un mismo dormitorio en torno a las mismas fechas cada año.

Se han elegido los meses invernales por ser los que tienen un mayor número de individuos concentrados en el dormitorio (Blanco *et al.* 1993), de modo que año tras año el dato recogido es el máximo anual.

El censo comenzaba una hora antes de la puesta de sol y finalizaba cuando se producía el silencio total de las aves, una vez habían entrado todas en el refugio. Para la observación y conteo de las aves se han utilizado prismáticos, telescopio de campo y fotografías digitales de los bandos de chovas en vuelo que llegaban al refugio (realizadas con la suficiente definición para ser contadas posteriormente en la imagen), contándose las aves varias veces durante la llegada en bandos y mientras permanecían posadas en el entorno del dormitorio. Cuando ha sido posible se han contado también conforme iban entrando a éste. Se ha seleccionado como valor válido el conteo más alto de los realizados en la jornada.

3. RESULTADOS

El número de chovas que entraban a dormir ha sido muy diferente entre refugios y entre distintos años en un mismo refugio. En cada dormitorio la serie de conteos ha sido diferente en cuanto a número de años y continuidad.

3.1-. Tamaño de los bandos en los dormitorios.

El dormitorio que recoge un mayor número de individuos es el dormitorio B (El Carche), con al menos 365 individuos en el invierno 2006/07 (y al menos 200 en el invierno 2008/09, que registró el

valor más bajo). El de menor número en algún invierno es el dormitorio E (Columbares), con al menos 6 individuos en el invierno 2011/12, pero que alcanzó al menos 51 al invierno siguiente.

3.2.- Variaciones interanuales de los bandos en los dormitorios.

La importancia de las variaciones en los dormitorios difiere según se considere: a) la variación de un invierno respecto al anterior (Tablas 1 y 2), b) la diferencia entre los conteos del primer y último año (Tabla 3) y c) la diferencia entre el valor más alto y el más bajo (rango en el que ha variado el número de aves del dormitorio) (Tabla 4). También difiere, en los dos primeros casos, considerando la variación absoluta o la relativa.

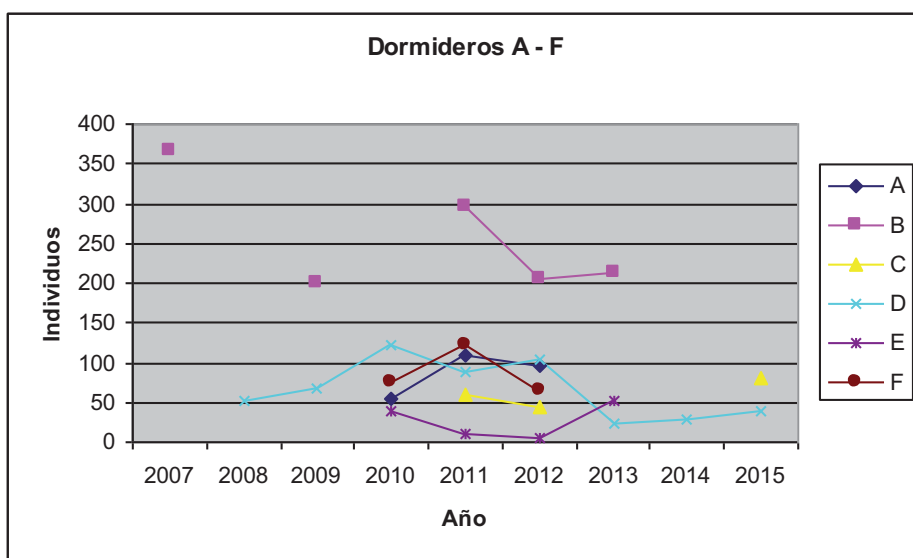


Figura 1. Variación de los seis dormitorios.

Tabla 1. Variaciones absolutas en los dormitorios entre dos años consecutivos.

Dormitorio	2007 - 2008	2008 - 2009	2009 - 2010	2010 - 2011	2011 - 2012	2012 - 2013	2013 - 2014	2014 - 2015
A				+55	-15			
B					-92	+9		
C					-15			
D		+15	+54	-33	+14	-80	+6	+11
E				-27	-5	+45		
F				+48	-57			

Tabla 2. Variaciones relativas en los dormitorios entre dos años consecutivos.

Dormitorio	2007 - 2008	2008 - 2009	2009 - 2010	2010 - 2011	2011 - 2012	2012 - 2013	2013 - 2014	2014 - 2015
A				+100%	-13,6%			
B					-31,0%	+4,4%		
C					-25,4%			
D		+28,3%	+79,4%	-27,0%	+15,7%	-77,7%	+26,1%	+37,9%
E				-71,1%	-45,5%	+750%		
F				+64%	-46,3%			

Tabla 3. Variaciones en los dormitorios entre el último dato y el primero.

Dormitorio	Variación absoluta	Variación relativa
A	+40	+72,7%
B	-151	-41,4%
C	+22	+37,3%
D	-13	-24,5%
E	+13	+34,2%
F	-9	-12%

Tabla 4. Rango de valores en los dormitorios.

Dormitorio	Valor máximo	Valor mínimo	Diferencia
A	110	55	55
B	365	200	165
C	81	44	37
D	122	23	99
E	51	6	45
F	123	66	57

Todos los dormitorios no han sido censados todos los años (Figura 1). Sólo en los inviernos 2010/11 y 2011/12 se censó el total de los 6 dormitorios. Comparando la variación del total entre esos dos años, el número de chovas bajó en 170 individuos, al pasar de 689 a 519, con descensos en 5 dormitorios y aumento sólo en uno (Tabla 1).

Los dormitorios A y F, con datos de 3 años consecutivos, presentan la misma forma de oscilación, al aumentar y volver a disminuir respecto al año previo. El dormitorio B, con datos previos aislados y serie posterior de 3 años, presenta una disminución tanto respecto al inicio de la serie de 3 años como respecto al primer dato anotado. El dormitorio C es el que presenta datos más dispersos y escasos, pero con aumento al final. El dormitorio D, con una serie de 8 años (es del que se dispone de

información más completa), presenta un aumento progresivo en los 3 primeros años y un brusco descenso el sexto año, con inicio de recuperación al final pero todavía por debajo del valor inicial. El dormitorio E, con datos de 4 años consecutivos, presenta un descenso y una fuerte subida al final, por encima del valor inicial (Figura 1).

El mayor descenso de individuos en un dormitorio entre dos inviernos seguidos se da en el dormitorio B, ya que se perdieron 92 individuos entre 2011 y 2012 (Tabla 1). Por la proporción que la pérdida supone respecto al invierno anterior, la mayor disminución se da en el dormitorio D entre 2012 y 2013, al perderse el 77,7% (Tabla 2). El aumento más notorio en un dormitorio entre dos inviernos seguidos es el del dormitorio A, con 55 individuos más en 2010/11 respecto al invierno anterior, pero en proporción el aumento mayor es en el menor de los dormitorios, el E, al pasar de 6 en 2011/12 a 51 individuos (aumenta un 750%) en 2012/13 (Tablas 1 y 2).

Considerando sólo los conteos del primer y último año de cada serie de datos, tres de los dormitorios registraron pérdida de individuos (B, D y F) y los otros tres aumentaron (A, C y E), siendo mayor la suma de las cantidades perdidas (Tabla 3).

3.3.- Proporción de cada dormitorio en el conjunto de los seis.

Tomando como referencia los dos inviernos en los que se censaron las seis localidades (2010/11 y 2011/12), la proporción de individuos que representa cada dormitorio tiene pocas variaciones, aunque el orden de mayor a menor sí varía en las posiciones segunda a cuarta, y ocurre lo mismo considerando el promedio de cada serie (independientemente de obtener ese valor con más o menos datos) respecto a cualquiera de esos dos años o a la media de ambos (Figuras 2 a 5).

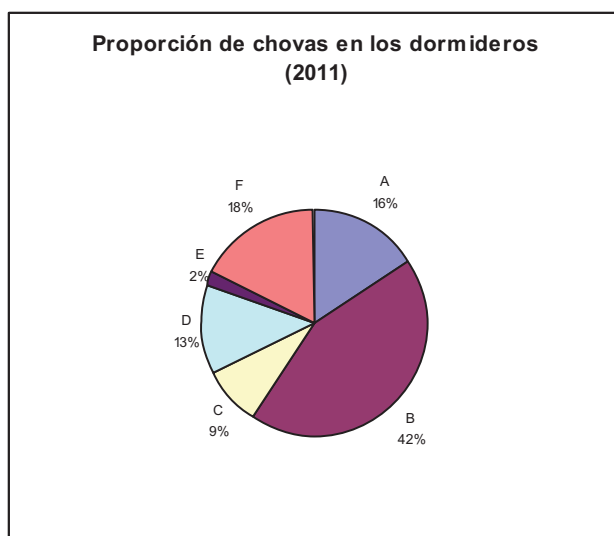


Figura 2. Proporción de aves en los seis dormitorios en 2011.

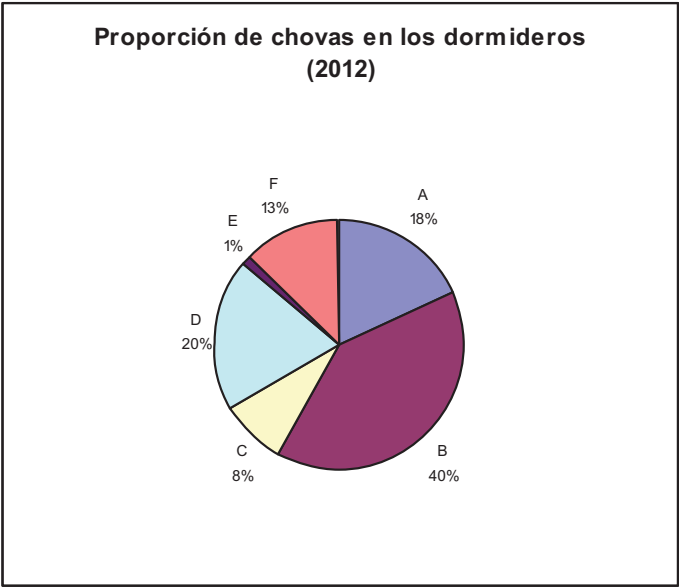


Figura 3. Proporción de aves en los seis dormitorios en 2012.

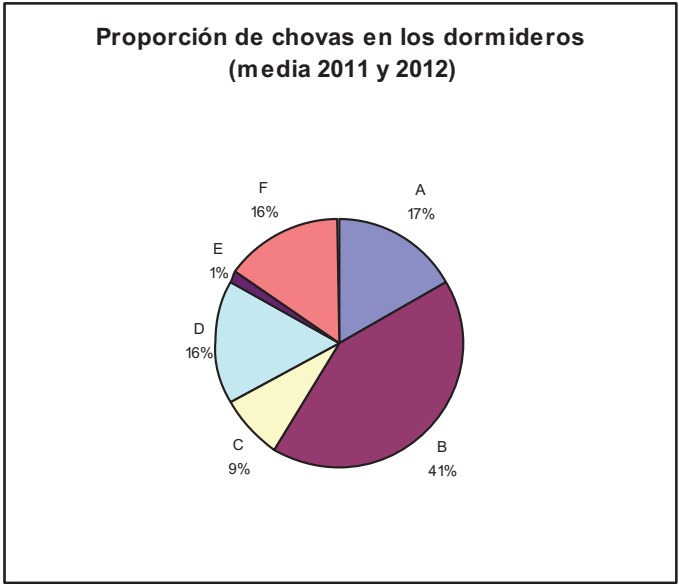


Figura 4. Proporción media de aves en los seis dormitorios en 2011 y 2012.

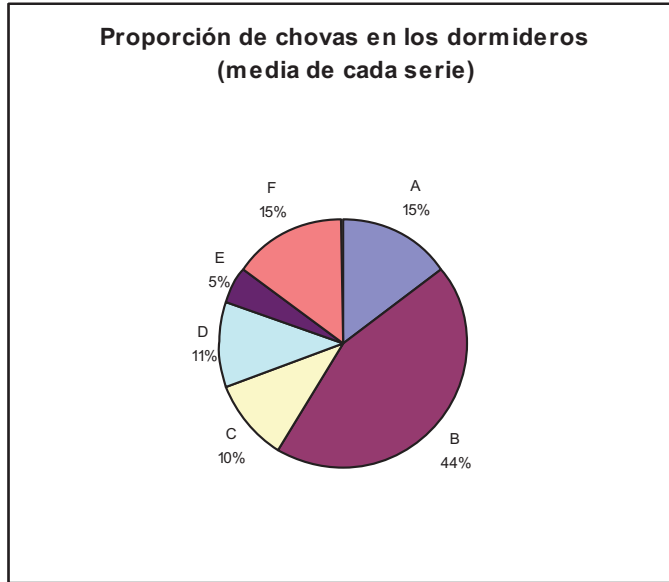


Figura 5. Proporción media de aves en los seis dormitorios considerando la media de la serie.

4. DISCUSIÓN

Los cambios numéricos observados en los dormitorios con el paso de los años permiten plantear varias hipótesis sobre las causas de estas variaciones para responder a qué obedecen unos cambios tan bruscos e inesperados en los dormitorios de un invierno al siguiente.

Se plantean dos posibilidades para explicar el porqué de estos cambios numéricos bruscos:

1) Que cambien los individuos de dormitorio trasladándose progresivamente a uno nuevo o volviendo desde un dormitorio desconocido al que conoce el observador (como si se tratara de un nomadeo o itinerancia con el paso de los años). A este nuevo punto llegarían desde un lugar y por un recorrido que quedarían fuera del campo de visión del observador.

2) Que el grupo de chovas se fraccione en diferentes subgrupos de distinto tamaño que van a diferentes dormitorios más o menos próximos, variando el número de aves en cada uno de éstos a modo de “pulsos” anuales, de modo que en el dormitorio seguido por el observador dé la impresión de que desaparecen o aparecen muchos individuos de un año a otro, cuando en realidad el número total de aves es el mismo, pero repartido en distintos lugares (y sólo uno de esos lugares es el conocido por el observador).

Se plantean tres factores que, en cualquiera de los dos supuestos anteriores, pueden provocar o inducir estos cambios:

1) Que exista algún elemento natural (un depredador, por ejemplo) próximo a los dormitorios que provoque la alteración de su composición. En al menos cuatro de los seis dormitorios se conoce la

presencia de un potencial depredador (águila real, búho real, halcón peregrino) detectado y activo a la vez que se está reuniendo el grupo antes de entrar al dormidero.

2) Que sea un mecanismo evolutivo y exitoso para evitar enfermedades en los grupos de chovas, por los grandes acúmulos de excrementos en estos lugares.

3) Y por último, que ante cambios de usos del suelo en el territorio se modifiquen los lugares de alimentación desde los que parten las chovas cuando se dirigen al dormidero, cambiando éstas el lugar de descanso por otro porque ya no sea ventajoso (por la energía y el tiempo consumidos) ir al dormidero habitual.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BLANCO, G. (2004): “Chova Piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax erythroramphus*”, en Madroño, A., González, C. y Atienza, J.C. (eds.): *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.
- BLANCO, G., FARGALLO, J.A. Y CUEVAS, J.A. (1993): “Seasonal variations in numbers and levels of activity in a comunal roost of Choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in Central Spain”. *Avocetta* nº 17, pp. 41-44.
- MARTÍNEZ, J.E. Y CALVO, J.F. (2006): “Chova Piquirroja (*Pyrrhocorax pyrrhocorax*)”, en, Robledano, F., Calvo, J.F. y Hernández, V. *Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia*, pp. 210-211. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- SOLER, M. (1987): “Evolución mensual del tamaño de bando de cinco especies de Córvidos”. *I Congreso Internacional de Aves Esteparias*. León, pp. 219-232.

Capítulo 19

Primeros datos de filopatría y concentraciones premigratorias en el chotacabras cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis*) para el sureste ibérico

José M. Zamora Marín*, Antonio Zamora López, Mario León Ortega, Tomás García Rubio & Francisco A. García Castellanos.

Grupo de Anillamiento ANSE, Asociación de Naturalistas del Sureste.

[*josemanuel.zamora@um.es](mailto:josemanuel.zamora@um.es)

RESUMEN

El chotacabras cuellirrojo (*Caprimulgus ruficollis* Temminck, 1820) es una especie de plumaje críptico y hábitos crepusculares, distribuida ampliamente en la Península Ibérica y el noroeste de África. En el sureste ibérico, y desde 2010, el Grupo de Anillamiento de ANSE realiza un seguimiento de la especie a través de su anillamiento en diferentes localidades de Murcia y Alicante. Hasta la fecha, los resultados obtenidos muestran los primeros registros de filopatría hacia las zonas de reproducción en el área de estudio. Además, se ha documentado por primera vez una concentración extraordinaria de ejemplares con fines presumiblemente tróficos. La información recabada resulta de gran interés para ampliar el conocimiento sobre una de las especies menos estudiadas en el continente europeo.

Palabras clave: aves, reclutamiento, agregación, anillamiento, mortalidad.

ABSTRACT

The red-necked nightjar is a cryptic plumage specie with crepuscular habits, widely distributed in the Iberian Peninsula and northwest Africa. The ANSE Ringing Group tracks this specie through scientific ringing in different localities of Murcia and Alicante. To date, our results show the first records of breeding fidelity in the study area. Furthermore, an extraordinary aggregation presumably for trophic reason has been documented for the first time. The collected information is very interesting to increase the knowledge of one of the less studied species in Europe.

Keywords: birds, recruitment, aggregation, birdringing, mortality.

1. INTRODUCCIÓN

El estudio de los patrones que rigen la supervivencia de una especie resulta de gran interés para predecir su tendencia poblacional en un futuro próximo. La filopatría es la capacidad que presentan algunas aves migratorias para regresar anualmente a la misma zona de reproducción (Shitikov *et al.*, 2012) y determina en gran medida la distribución geográfica y la estructura poblacional de numerosas especies orníticas (Greenwood & Harvey, 1982). Los trabajos sobre filopatría se han centrado

principalmente en aves passeriformes por su facilidad de estudio mediante técnicas de captura convencionales.

Por otro lado, el estudio sobre aves nocturnas ha supuesto tradicionalmente un hándicap por las dificultades en su observación y monitoreo (Aragonés *et al.*, 2000), especialmente para las especies poco territoriales como los caprimúlidos. El chotacabras cuellirojo (*Caprimulgus ruficollis* Temminck 1820) es un migrante transahariano que se distribuye por la mitad sur y este de la Península Ibérica, y el noroeste de África, durante los meses estivales. Su elevada capacidad de camuflaje y sus hábitos nocturnos han propiciado que sea una de las especies menos estudiadas dentro de su área de distribución (Sáez *et al.*, 2015). La filopatría de esta especie ha sido un aspecto abordado únicamente por Sáez *et al.* (2014) y Camacho (2014), donde demuestran una elevada tasa de reclutamiento (22.8 %) en el Parque Nacional de Doñana, suroeste de la Península Ibérica. Sin embargo, los cambios en el uso del suelo y la configuración del paisaje pueden dar lugar a la diferenciación de poblaciones (Camacho *et al.*, 2015) y al desarrollo de adaptaciones específicas a pequeña escala. En este sentido, el sureste ibérico constituye una unidad geográfica diferenciada que se caracteriza por grandes períodos de sequía interrumpidos por lluvias torrenciales, donde el gran desarrollo agrícola ha condicionado la disponibilidad de hábitat para las comunidades faunísticas.

En este trabajo se presentan los primeros datos de filopatría para el sureste ibérico y, además, se describe el primer registro de agregación para la especie. Esta información ha sido recabada durante los cinco años de seguimiento (2010-2015, figura 1) que el Grupo de Anillamiento de ANSE (Asociación de Naturalistas del Sureste) lleva realizando sobre el chotacabras cuellirojo en Murcia y Alicante.

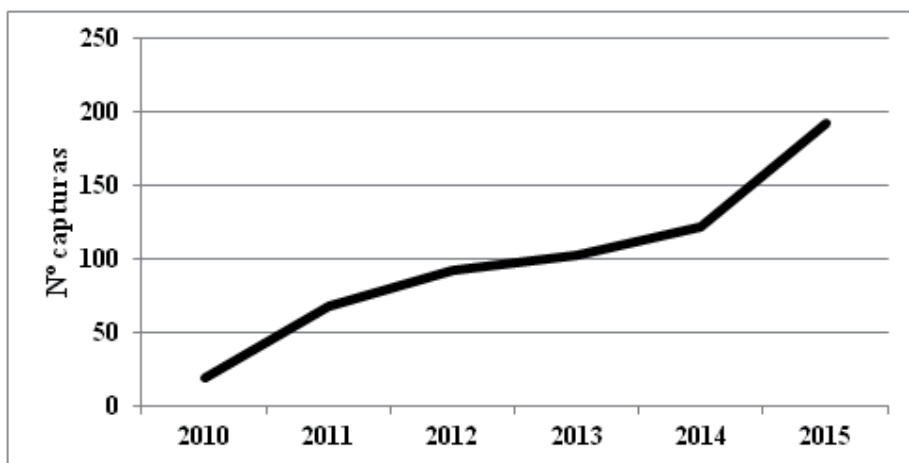


Figura 1. Evolución de las capturas de chotacabras cuellirojo a lo largo del período de estudio

2. ÁREA DE ESTUDIO

Con el fin de rentabilizar el esfuerzo de muestreo, las jornadas de anillamiento se han llevado a cabo en aquellas zonas donde la especie mantiene una densidad considerable. El área de estudio comprende las provincias de Murcia y Alicante, enmarcadas en la región geográfica del sureste ibérico, y los muestreos se han centrado prioritariamente en la comarca sudalicantina y el Campo de Cartagena. El uso del suelo predominante es la agricultura de regadío, caracterizada principalmente por cultivos de cítricos intercalados con explotaciones intensivas de hortalizas. No obstante, algunas de las zonas que han sido muestreadas en menor medida presentan un mosaico de extensiones de matorral mediterráneo, bosquetes de pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) y parcelas agrícolas dispersas.

3. METODOLOGÍA DE MUESTREO

Durante el período comprendido entre Abril y Octubre de 2010-2015 (figura 2), se han realizado recorridos nocturnos en vehículo a una velocidad constante por los caminos ubicados en las parcelas estudiadas. Las jornadas de muestreo comenzaron generalmente una hora después del ocaso y se prolongaron una media de 3.02 horas. La técnica de muestreo empleada se basa en el deslumbramiento de las aves con una linterna y su captura posterior con una red de mano (Forero *et al.*, 2002; Camacho 2014).

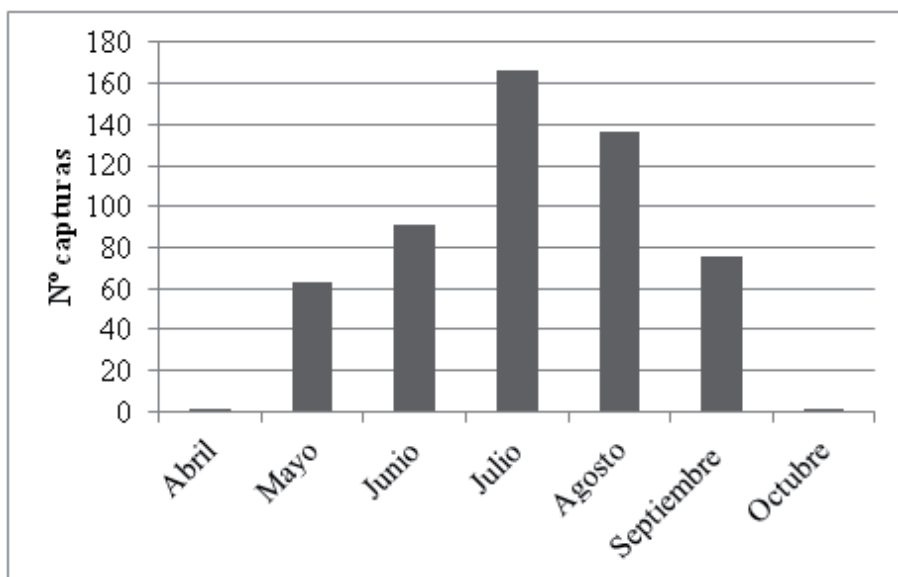


Figura 2. Distribución de las capturas por mes a lo largo del período 2010-2015 ($n=582$). Los meses de verano reúnen un mayor número de capturas debido principalmente a los pollos volantones que acaban de abandonar el nido.

Durante el proceso de anillamiento se registraron diversos parámetros relativos a la condición del ave como el sexo, la edad (según Alonso & Caballero 2003), medidas biométricas convencionales, la carga de grasa, músculo y presencia de placa incubatriz. Se anotó también la ubicación del lugar de captura para elaborar una capa con la distribución de los anillamientos y recapturas, a fin de establecer la distancia mínima de movimiento para los ejemplares recapturados.

4. FILOPATRÍA EN ADULTOS Y JÓVENES

Se ha capturado un total de 582 chotacabras en el área de estudio, que corresponden a 532 anillamientos y 50 recapturas. De estas últimas, 18 registros pertenecen a ejemplares que fueron anillados como adultos y recapturados en años posteriores, y sólo una de estas recapturas interanuales corresponde a un ejemplar que fue anillado como joven del año (EURING 3).

Esta información, aunque sesgada por el diferente esfuerzo de muestreo durante el período de estudio, muestra la existencia de filopatría para el sureste ibérico y apunta a un bajo reclutamiento de los jóvenes en las poblaciones estudiadas. La tasa de recaptura interanual, calculada como el porcentaje de individuos recapturados en años diferentes al de su anillamiento en relación al total anillados, para los jóvenes es 7.7 veces inferior a la de los adultos (0.629% y 4.851% respectivamente). Este aspecto refleja que una gran proporción de los jóvenes nacidos en el área de estudio no se vuelven a detectar en años sucesivos, fenómeno que podría atribuirse a una gran mortalidad juvenil que reduzca drásticamente la tasa de reclutamiento. Otra posible hipótesis sería que los individuos más experimentados ocupan las zonas más productivas, desplazando a los jóvenes (individuos de segundo año, edad EURING 5) a lugares menos óptimos que quedan fuera del recorrido habitual y, por tanto, no son detectados. De ser así, entonces apenas se capturarían ejemplares jóvenes de segundo año. Este fenómeno no parece estar ocurriendo puesto que el 20.962% (122) de los individuos capturados se corresponden con edad EURING 5.

Debido a sus hábitos de caza, la mortalidad por atropello se presenta como la principal amenaza que afecta a la supervivencia de la mayoría de especies de chotacabras, como ya han apuntado algunos trabajos (Jackson, 2002; Camacho, 2013). En el área de estudio, las zonas seleccionadas por los chotacabras para reproducirse y alimentarse se encuentran fragmentadas por carreteras asfaltadas donde el tráfico rodado supone un elevado riesgo de mortalidad, especialmente para los jóvenes que comienzan a emanciparse del cuidado de sus progenitores. Este aspecto podría explicar la baja tasa de recaptura juvenil, puesto que la mayor vulnerabilidad de los jóvenes al atropello puede mermar seriamente el reclutamiento juvenil en las poblaciones estudiadas. De esta manera, la única explicación para que se sigan detectando jóvenes reproductores de segundo año en el área de estudio sería que nuestras poblaciones ejerciesen de sumidero de jóvenes procedentes de zonas periféricas que no son muestreadas. Entonces, la mortalidad por atropello estaría ejerciendo de trampa ecológica (Camacho, 2013) reduciendo directamente el reclutamiento juvenil de las poblaciones estudiadas e indirectamente (por migración hacia las primeras) de las poblaciones periféricas.

5. CONCENTRACIÓN PREMIGRATORIAS

Durante el verano de 2014 se observó una agrupación inusual de ejemplares que se alimentaban en un campo de cultivo. La primera observación fue de nueve individuos en la segunda semana de julio, cifra que aumentó progresivamente hasta alcanzar los 75 ejemplares censados a mitad de agosto. La extensión del cultivo es de 12.5 hectáreas y se encontraba en barbecho, bordeado al oeste por una carretera poco transitada y al este por una rambla dominada por *Tamarix sp.*

Hasta la fecha son muy escasos los estudios que han planteado la existencia de agrupaciones en caprimulgiiformes. Para el chotacabras cuellirojo, Aragonés *et al.* (2000; 2001) estudian la agrupación de nidos en el suroeste de la Península Ibérica pero no concluyen que esta agregación se deba a un comportamiento colonial, sino a la elevada disponibilidad de alimento que permite la reproducción de varias parejas en un área reducida. En nuestro caso, la explicación más plausible a la elevada densidad de chotacabras también parece deberse a razones tróficas. En las sucesivas jornadas de muestreo llevadas a cabo durante el período que tuvo lugar la agregación se pudo documentar una enorme disponibilidad de alimento, principalmente ortópteros, que los chotacabras aprovechaban alimentándose desde el suelo o grandes piedras que utilizaban como posadero. Además, esta parcela se encontraba rodeada por cultivos de cítricos donde presumiblemente había tenido lugar la reproducción de la especie y el período de agrupación coincidió con la emancipación de la mayoría de jóvenes. La explotación de este recurso trófico por los chotacabras durante este período cobra más sentido aún si se considera su carácter migratorio, puesto que al menos las poblaciones del centro peninsular inician la migración postnupcial a mediados de agosto (Ponce *et al.*, 2009). En este sentido, parece lógico que los chotacabras aprovechen las grandes concentraciones de presas para acumular la grasa necesaria que les permita afrontar su larga migración hasta los cuarteles de invernada al suroeste del Sáhara.

6. CONCLUSIONES

Este trabajo demuestra la existencia de filopatría en las poblaciones objeto de estudio aunque apunta a una escasa tasa de reclutamiento natal por razones aún no esclarecidas. La agregación premigratoria aquí descrita no se ha repetido en el 2015, si bien es cierto que la parcela de cultivo no reunía las mismas condiciones que el año anterior. Otras agregaciones de ejemplares han sido observadas en algunos cultivos del área de estudio, pero nunca han alcanzado la misma densidad que la anterior. Los patrones que rigen la filopatría y la selección de zonas de alimentación en el área de estudio precisan de más trabajos que nos permitan conocer cómo afecta la fragmentación del hábitat y el desarrollo agrícola a la supervivencia de esta especie.

7. AGRADECIMIENTOS

Este estudio ha sido posible gracias a la colaboración de multitud de voluntarios que nos han acompañado en las largas e intrigantes noches de verano. El trabajo de campo ha sido financiado en su totalidad por los autores del manuscrito.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALONSO, R. y CABALLERO, M.J. (2003). “Determinación de la edad y el sexo en el chotacabras cuellirojo (*Caprimulgus ruficollis*)”. *Revista de Anillamiento* 11: 17-22.
- ARAGONÉS, J.; ÁRIAS DE REYNA, L. y RECUERDA, P. (2000). “Brood amalgamation in red-necked nightjars *Caprimulgus ruficollis*”. *Ardeola* 47(2): 251-253.
- ARAGONÉS, J.; RECUERDA, P. y ARIAS DE REYNA, L. (2001). “Loose nesting aggregation in the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis*”. *Ardeola* 48(1): 11-18.
- CAMACHO, C. (2013). “Behavioural thermoregulation in man-made habitats: surface choice and mortality risk in Red-necked Nightjars”. *Bird Study* 60: 124-130.
- CAMACHO, C. (2014). “Early age at first breeding and high natal philopatry in the Red-necked Nightjar *Caprimulgus ruficollis*”. *Ibis* 156: 442-445.
- CAMACHO, C.; SÁEZ, P.; SÁNCHEZ, S.; PALACIOS, S.; MOLINA, C. y POTTI, J. (2015). “The road to opportunities: landscape change promotes body size divergence in a highly mobile species”. *Current Zoology* 62: 1-14.
- FORERO, M.G.; TELLA, J.L. y GARCÍA, L. (1995). “Age related evolution of sexual dimorphism in the red-necked nightjar *Caprimulgus ruficollis*”. *J. Ornithol* 136: 447-451.
- GREENWOOD, P. y HARVEY, P.H. (1982). “The natal and breeding dispersal of birds”. *Annual Review of Ecology and Systematics* 13: 1-21.
- JACKSON, H.D. (2002). “A review of Afrotropical Nightjar mortality, mainly road kills”. *Ostrich* 73: 147-161.
- PONCE, C.; CALLEJA, J.A. y MAGAÑA, O. (2008). “Migración del chotacabras cuellirojo (*Caprimulgus ruficollis*) en la comunidad de Madrid”. *Revista de Anillamiento* 21-22: 71-76.
- SÁEZ, P.; CAMACHO, C.; PALACIOS, S.; MOLINA, C.; RUIZ-RAMOS, J. y POTTI, J. (2014). “Reclutamiento juvenil, dispersión natal e inicio de la reproducción en el chotacabras cuellirojo (*Caprimulgus ruficollis*)”. XXII Congreso Español de Ornitología, Madrid.
- SÁEZ, P.; CAMACHO, C.; PALACIOS, S.; SÁNCHEZ, S.; RUIZ-RAMOS, J.; MOLINA, C.; DÁVILA, C. y POTTI, J. (2015). “El chotacabras cuellirojo en Doñana: un elemento conciliador entre agricultura y conservación”. *Quercus* 325: 24-32.
- SHITIKOV, D.; FEDOTOVA, S.; GAGIEVA, V.; FEDCHUK, D.; DUBKOVA, E. y VAYTINA, T. (2012). “Breeding-site fidelity and dispersal in isolated populations of three migratory passerines”. *Ornis Fenica* 89: 53-62.

Capítulo 20

Dinámica anual de las poblaciones de Ceta Ruiseñor, *Cettia cetti* (Temminck, 1820) en la Región de Murcia (SE España).

Angel Guardiola^{1*}, Gustavo A. Ballesteros-Pelegrín¹, José A. Barba¹, Francisco A. García-Castellanos¹, Gonzálo González-Barberá¹, Vicente Hernández-Gil¹, J. Martínez-Ródenas¹, José L. Murcia, Angel Sallent¹ & Jorge M. Sánchez-Balibrea¹

¹Grupo de Anillamiento de ANSE.

^{1*}angelguardiola@outlook.com

RESUMEN

Se analizan las variaciones estacionales de la abundancia del Ceta Ruiseñor en cuatro humedales de la Región de Murcia a partir de datos de anillamiento. La especie se reproduce solo en las localidades con ambientes más heterogéneos. Los carrizales puros funcionan básicamente como hábitat de invernada. Una parte de las aves capturadas proceden de otras regiones.

ABSTRACT

Cetti's Warbler seasonal abundance variations in four wetlands of Murcia are analyzed. The species breeds only in localities with more heterogeneous environments. Reedbeds basically work as wintering habitat. Winter recaptures indicates that a proportion of birds marked come from other regions.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El Ceta Ruiseñor, *Cettia cetti* (Temminck, 1820), es un ave (Familia Sylvidae, Orden Paseriformes) de distribución Paleártica cuya subespecie nominal se circunscribe a la periferia del Mediterráneo y el Sur de Inglaterra (Clement, 2006). Presente todo el año en la mayor parte de la Península Ibérica, parece más abundante cerca del litoral y escasea en las zonas montañosas (Bermejo, 2003, Gómez, 2012).

En Murcia se le considera sedentario abundante en masas de vegetación ribereña de toda la Región (Esteve *et al.*, 1986), aunque los pocos datos publicados parecen indicar que escasea o falta información sobre su presencia y estatus en amplias zonas de la comarca del Altiplano, el Campo de Cartagena y el cuadrante SW (Martínez *et al.*, 1996, Ballesteros & Casado, 2000, Bermejo, 2003, González & Calvo, 2006, Hernández, 2007).

El presente estudio ofrece información inédita a escala local sobre la fenología y desplazamientos estacionales de la especie en varios humedales de la Región de Murcia.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos analizados proceden de las bases de datos del Grupo de Anillamiento de ANSE y de la Oficina de Especies Migratorias del Ministerio de Medio Ambiente. Se han seleccionado para su estudio aquellas localidades con más de 100 aves diferentes capturadas mediante redes japonesas, siempre que éstas respetaran aproximadamente la misma ubicación durante todas las sesiones de anillamiento.

Para el análisis de la fenología, se dividió el ciclo anual en cuatro periodos (modificado a partir de Santos, 1992 y Brito, 2013):

Invernada: 2ª quincena de XI a II

Dispersión prenupcial: III y primera quincena de IV

Reproducción: 2ª quincena de IV a VII

Dispersión postnupcial: VIII a primera quincena de XI

Se calcularon las abundancias medias por periodos, estandarizando el esfuerzo de muestreo mediante el número de capturas por 100 horas de red (1 hora de red= una red de 12 m lineales operando durante una hora). Se distinguió entre sexos y grupos de edad (HA: hembras adultas; MA: machos adultos; HJ: Hembras juveniles; MJ: machos juveniles). Las aves con edad EURING 5 capturadas en los meses de I a III se han considerado todavía juveniles, ya que la especie alcanza su madurez sexual con la primera reproducción, a partir de IV (Clement, 2006). Para minimizar los efectos de la pseudorreplicación, en el cálculo de las abundancias solo se tuvo en cuenta la primera captura de un mismo ave para cada mes.

Debido a la falta de normalidad de los datos, determinada mediante el test de Shapiro-Wilks, se utilizó un Análisis de la Varianza no paramétrico (test de Kruskal-Wallis; H) seguido de tests de comparaciones múltiples de Dunn (d) para identificar pares de grupos con diferencias significativas. El nivel de significación utilizado fue $p=0,05$.

3. ÁREA DE ESTUDIO

La Figura 1 muestra la ubicación de las cuatro localidades seleccionadas para el estudio.

CAMPOTEJAR (CP): ZEPA de la Lagunas de Campotéjar (municipio de Molina de Segura; coordenadas ETR89 UTM Huso 30, X=656024 Y=4219489). Carrizal puro (*Phragmites australis*) que forma la orla de vegetación en torno a las charcas de una antigua depuradora de lagunaje.

MENJÚ (MU): río Segura en la finca de El Menjú (municipio de Cieza; ETR89 UTM Huso 30, X=639148 Y=4231208). Antigua finca señorial en un meandro del río, con huertos de cítricos abandonados (*Citrus* spp) rodeados de vegetación de ribera (*Populus* spp, *Arundo donax*) y arboledas de gran porte (palmerales, *Phoenix* sp, árboles monumentales, *Platanus* sp, *Eucalyptus* sp, ajardinamiento histórico).

ARCHENA (AR): río Segura frente al casco urbano de Archena (municipio de Archena; ETR89 UTM Huso 30, X=649660 Y=4220579). “Isla” artificial en la margen izquierda, delimitada por el

propio río y un canal de alimentación de una central hidroeléctrica. Vegetación compuesta por trazas de bosque de ribera relativamente bien conservado, con tarayes (*Tamarix canariensis*), álamos (*Populus alba*), sauces (*Salix* sp.), pinos (*Pinus halepensis*) y eucaliptos (*Eucalyptus* sp.) de gran porte, con un denso sotobosque de *Suaeda vera*, *Atriplex halimus*, *Lonicera* sp., *Rubus ulmifolius*, *Asparagus* sp, etc. En las orillas del río domina el carrizo (*Phragmites australis*) y la caña (*Arundo donax*).

QUÍPAR (QU): río Quípar (municipio de Calasparra; ETR89 UTM Huso 30, X=618737 Y=4226857). Pequeño curso fluvial permanente de carácter mediterráneo, con acusadas variaciones estacionales de su caudal. Riberas y cauce cubiertos por un tarayal denso (*Tamarix canariensis*, *T. gallica*) con manchas dispersas de carrizo (*Phragmites australis*) y juncales (*Scirpus holoschoenus*).

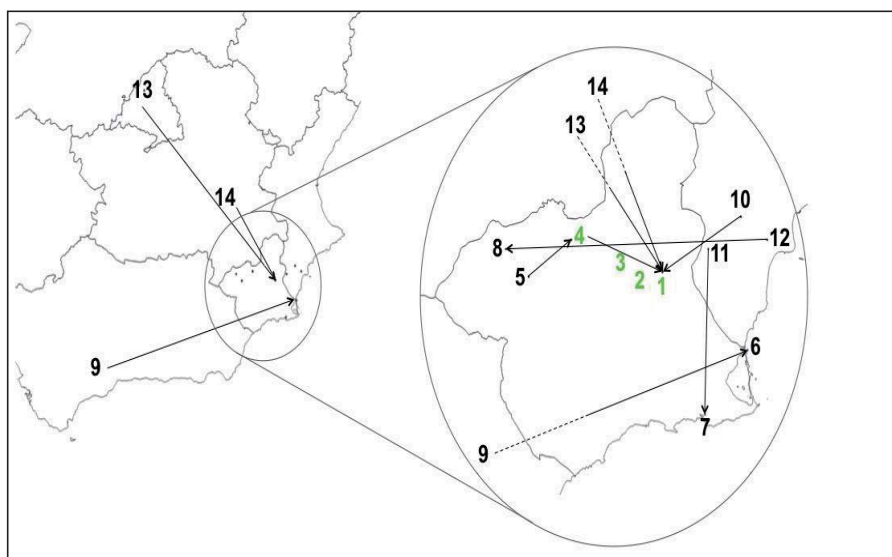


Figura 1. Localización geográfica de los anillamientos y recuperaciones. Área de estudio: 1 CAMPOTÉJAR. 2 ARCHENA. 3 MENJÚ. 4 QUÍPAR. Región de Murcia: 5 Lavadores (Caravaca). 6 Salinas de San Pedro del Pinatar. 7 Cartagena. 8 Moratalla. Extrarregionales: 9 Embalse de Guadalhorce (MA). 10 Río Vinalopó (A). 11 Orihuela (A). 12 Pantano de Elche (A). 13 Arroyo Samburiel (M). 14 Quitapellejos (AB). La punta de cada flecha indica el lugar de recuperación.

3. RESULTADOS.

El criterio de selección de localidades determinó el periodo de estudio, que se extendió entre I-2007 y VIII-2015. Durante 468 sesiones de anillamiento se marcaron 751 aves diferentes y se obtuvieron 917 recapturas (CP 286 y 314; AR 203 y 332; QU 143 y 175; MU 119 y 96).

La invernada en CP es más importante que en el resto de localidades, aunque las diferencias solo resultan significativas frente a MU y QU ($H= 19,69$; $g.l.= 3$; $d_{CP>MU}= 3,70$, $d_{CP>QU}= 3,06$). Otras diferencias significativas se observan solo durante la época de reproducción respecto a CP, donde las capturas son muy inferiores al resto de localidades ($H= 75,74$; $g.l.= 3$; $d_{CP<MU}= 5,99$, $d_{CP<QU}= 6,13$, $d_{CP<AR}= 7,60$; Figura 2).

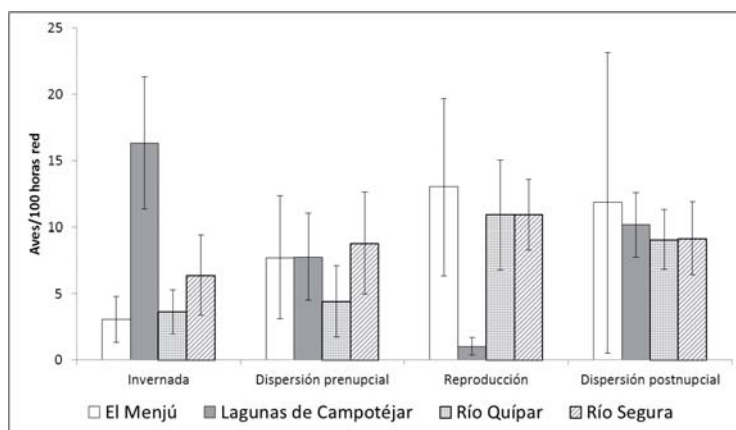


Figura 2. Abundancia media e intervalos de confianza del 95%, por localidades durante cada época del ciclo biológico

La Figura 3 muestra la evolución de la abundancia media mensual en las cuatro localidades. En CP se detecta un máximo de abundancia entre XI y I (hasta 8,89 aves/100 horas red en juveniles y 10,38 en adultos), un descenso progresivo a partir de estas fechas, casi desaparece entre IV y VIII y, a partir de aquí, aumenta hasta alcanzar los máximos invernales. Esta evolución es similar entre los grupos de edad.

QU y AR registran máximos de capturas para los adultos en V (8,12 y 10,12 aves/100 horas red respectivamente) y un descenso paulatino a partir de entonces hacia los meses invernales. Los primeros jóvenes del año se capturan en V y su abundancia es máxima en VI (9,11 y 8,59), comportándose entonces de forma similar a los adultos, salvo por un repunte en VIII en AR (7,66) antes de descender de nuevo conforme avanza la estación.

En MU, el patrón de abundancia en los adultos es similar a las dos localidades anteriores, con la salvedad de que el máximo se adelanta a IV (12,75 aves/100 horas red) y en IX se detecta un pico muy llamativo (19,38) que no se aprecia en aquellas. Por contra, el máximo de jóvenes del año se retrasa hasta VII (20,00); a partir de aquí, su abundancia desciende hasta los mínimos invernales.

La invernada en CP está dominada por las hembras, aunque las diferencias solo son significativas entre HA y los machos de ambos grupos de edad ($H= 20,62$; $g.l.= 3$; $d_{HA>MA}= 3,52$, $d_{HA>MJ}= 4,98$).

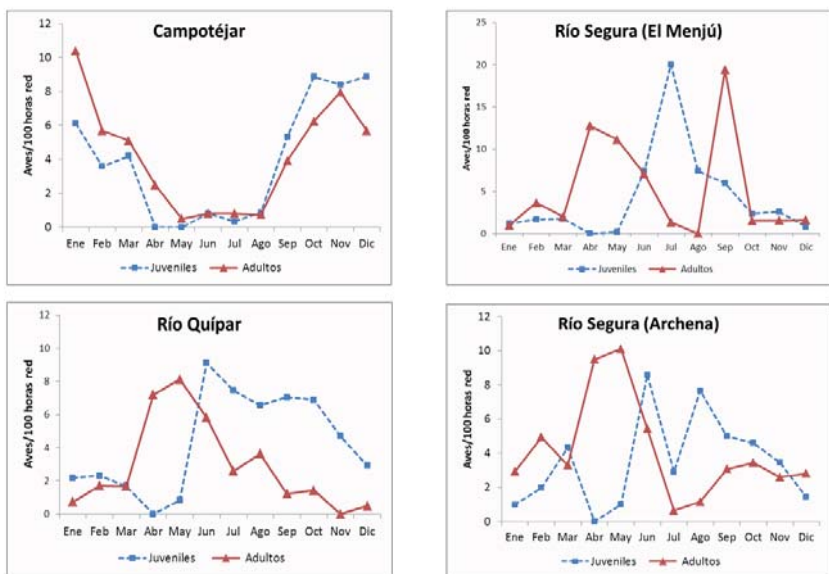


Figura 3. Evolución mensual de la abundancia media en cada localidad a lo largo de todo el periodo de estudio, por clases de edad (ambos sexos fusionados).

En QU, los juveniles predominan significativamente sobre los adultos durante el paso postnupcial ($H = 26,60$; $g.l. = 3$; $d_{MJ>MA} = 3,26$, $d_{MJ>HA} = 4,43$, $d_{HJ>MA} = 2,99$, $d_{HJ>HA} = 4,16$).

En MU los MA adultos se capturan más durante casi todas las épocas del año, siendo significativamente más abundantes que los juveniles durante la dispersión prenupcial ($H = 6,79$; $g.l. = 3$; $d_{MA>MJ} = 2,88$, $d_{MA>HJ} = 3,04$), que todos los grupos durante la reproducción ($H = 21,54$; $g.l. = 3$; $d_{MA>MJ} = 4,18$, $d_{MA>HJ} = 4,82$, $d_{MA>HA} = 2,87$) y que los MJ durante la dispersión postnupcial ($H = 17,67$; $g.l. = 3$; $d_{MJ>MA} = 2,88$). En esta última época, los MJ también predominan sobre todos los grupos de hembras ($d_{MJ>HJ} = 3,83$, $d_{MJ>HA} = 4,98$).

En AR, ambos grupos de adultos resultan más abundantes que los juveniles durante la época de cría ($H = 35,00$; $g.l. = 3$; $d_{MA>MJ} = 4,34$, $d_{MA>HJ} = 4,03$, $d_{HA>MJ} = 4,84$, $d_{HA>HJ} = 4,53$).

El 99,03% de las recapturas estudiadas son recuperaciones locales. Tan solo 5 recapturas se han producido a más de 20 km de la localidad de anillamiento: una en QU (23 km) y cuatro en CP (38, 41, 146 y 372 km; Figura 1).

La Tabla 1 muestra la proporción de aves anilladas en cada periodo biológico que se recapturan posteriormente durante la reproducción y la invernada dentro de la misma localidad.

Tabla 1. Porcentajes de aves anilladas en las cuatro localidades y periodos biológicos que se recapturan posteriormente durante la reproducción y la invernada.

		ANILLADOS DURANTE			
		INVERNADA	DISPERSIÓN PRENUPIAL	REPRODUCCIÓN	DISPERSIÓN POSTNUPIAL
RECAPTURADOS DURANTE	REPRODUCCIÓN	CAMPOTÉJAR	0,0	0,0	0,0
		MENJÚ	50,0	43,8	29,0
		QUÍPAR	0,0	100,0	34,6
		ARCHENA	50,0	63,6	51,1
	INVERNADA	CAMPOTÉJAR	37,9		7,1
		MENJÚ	0,0		4,8
		QUÍPAR	0,0		15,4
		ARCHENA	72,2		10,8

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La especie está presente en las cuatro localidades durante todo el año, aunque solo se reproduce en las de ambientes más heterogéneos (QU, AR y MU). En estos, la abundancia es máxima durante la reproducción, finalizada la cual tanto adultos como juveniles se dispersan y la población invernal se reduce comparativamente. Parte de estas poblaciones invernales están compuestas por aves que crían en otras zonas, como sugieren las recapturas de larga distancia (Figura 1) y los bajos porcentajes de recapturas invernales de reproductores locales. Es probable que una invernada favorable facilite la incorporación de nuevas aves a la población reproductora local, como sugieren las altas tasas de recapturas durante la cría en MJ y AR de aves anilladas en inviernos previos (Tabla 1). El grado de fidelidad a las localidades de cría es elevado (entre un 29,0 y un 51,1% de las reproductoras vuelven a criar en años subsiguientes; Tabla 1).

El aparente descenso que muestran las gráficas de las localidades de cría en VIII puede deberse tanto a la dispersión apuntada como a la menor capturabilidad de las aves durante esta época, que coincide con el periodo principal de la muda postnupcial, lo que las hace más discretas, menos móviles y, por tanto, más reacias a caer en las redes. La desaparición de los juveniles en IV no es más que un artefacto del tratamiento de los datos, ya que en este mes incorporamos todos los jóvenes de la temporada anterior a la categoría de adultos.

El desfase en los picos de abundancia de adultos y juveniles entre MU respecto a QU y AR podría responder a una estación de cría más prolongada en la primera localidad, con mayor proporción de segundas puestas, mediada quizás por una mejor calidad del hábitat. Otros hallazgos que apoyarían esta explicación serían 1: la mayor abundancia de MA durante casi todo el año, algo contradictorio para una especie poligínica (Bibby & Thomas, 1982), salvo que una elevada disponibilidad de recursos permita mantener esta llamativa población de machos, y 2: el elevado pico de capturas de IX,

en plena dispersión postreproductora, quizás porque la buena calidad del hábitat convierta a MU en un sumidero de adultos durante sus desplazamientos entre las localidades de cría e invernada. Esta predominancia de MA, más competitivos que otros grupos por su mayor tamaño (Bibby, 1982), podría explicar también la rápida desaparición de los juveniles en MU una vez terminada la cría (Figura 3). Este fenómeno no se detecta tan llamativamente en otras localidades, especialmente en QU, donde los jóvenes son más abundantes que los adultos durante la dispersión postnupcial. Un fenómeno similar de desplazamiento por competencia podría estar detrás de la mayor abundancia de adultos sobre juveniles durante la época de cría en AR.

Los carrizales de CT acogen una población importante solo durante el invierno (compuesta mayoritariamente por hembras) y los pasos migratorios. No se reproduce en la localidad o lo hace en muy reducido número (durante el periodo de estudio no se ha podido sexar ni una sola HA con placa incubatriz). Este comportamiento asociado a carrizales puros ha sido señalado en muchos otros humedales de la Península Ibérica (Grandío & Belzunce, 1987, Paracuellos, 1996, 2006, Villarán, 2000, Villarán *et al.*, 2002, Garcia-Peiró, 2006, Castany, 2012, Arizaga *et al.*, 2013, Brito, 2013, Neto, 2013).

Los elevados porcentajes de recapturas durante la reproducción de aves anilladas en paso prenupcial indican que la mayoría de aves capturadas en esta época no están de paso sino que llegan a la localidad para criar, bien desde otras áreas o simplemente porque han pasado el invierno anterior en la misma localidad (Tabla 1).

Salvo en CT, localidad típica de invernada, la mayoría de aves que se capturan en el paso postnupcial no se detectan posteriormente en pleno invierno, un indicador de una mayor movilidad de las aves en estas épocas. Por contra, una vez estabilizados, es llamativa la elevada filopatría que demuestran muchos invernantes a algunas áreas seleccionadas durante esta época, particularmente en CT y AR, al contrario de lo que ocurre en MU y QU (Tabla 1). Quizás una reducción de los recursos disponibles en esta época, una mayor competencia, o una combinación de ambos factores, conlleve una supervivencia o una fidelidad reducidas que justifique esa menor filopatría invernal en las dos últimas localidades.

Se hacen necesarios estudios adicionales sobre reproducción (con seguimiento de nidadas), comportamiento, disponibilidad de recursos y selección trófica para confirmar las hipótesis que se plantean en este estudio.

Este trabajo pone de relieve la importancia de la preservación de un rosario heterogéneo de humedales para favorecer la conservación de ésta y otras aves palustres similares.

5. AGRADECIMIENTOS

A todas las personas que han colaborado con el Grupo de Anillamiento de ANSE durante la última década, y en particular, a Irene Arnaldos, Jose M^a Pérez-Crespo, Pablo Espinosa, Antonio Zamora y Jose Manuel Zamora.. Gracias también a SEO/BirdLife y a la Oficina de Especies

Migratorias por permitirnos el acceso a la información sobre anillamientos y recuperaciones de *Cettia cetti* en Murcia almacenados en el "Banco de datos de anillamiento del remite ICONA -"Ministerio de Medio Ambiente, 2015. Datos de anillamiento y recuperaciones en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, SEO/BirdLife, ICO, EBD-CSIC y GOB. Madrid."

6. BIBLIOGRAFÍA

- ARIZAGA, J.; AZKONA, A. & UNAMUNO, E. 2013. Evolución estacional del ensamblado de aves passeriformes en dos carrizales del área cantábrica: el caso de Urdaibai (costa vasca). *Revista Catalana d'Ornitologia*, 29: 49-59.
- BALLESTEROS, G. A. & CASADO, J. 2000. *Guía de Aves Acuáticas del Mar Menor*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.
- BERMEJO, A. 2003. Ruiseñor bastardo, *Cettia cetti*. Pp: 450-451 de MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (Eds.). *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BIBBY, C. J. 1982. Polygyny and breeding ecology of the Cetti's Warbler *Cettia cetti*. *Ibis*, 124: 288-301.
- BIBBY, C. J. & THOMAS, D. K. 1982. Sexual dimorphism in size, moult and movements of Cetti's Warbler *Cettia cetti*. *Bird Study*, 31:1, 28-34.
- BRITO, P. L. 2013. *A utilização de dois habitats de zonas húmidas pelo Rouxinol-bravo Cettia cetti durante períodos de elevado dispêndio de energia*. Universidade de Coimbra, tesis doctoral.
- CANTOS, F. J. 1992. *Migración e invernada de la Familia Sylviidae (Orden Passeriformes, Clase Aves) en la Península Ibérica*. Universidad Complutense, tesis doctoral.
- CASTANY, J. 2012. Seguiment d'aus al Toll d'Ascla (Onda, Castelló) de 2007 a 2011. *Nemus*, 2: 93-113.
- CLEMENT, P. 2006. Cetti's Warbler, *Cettia cetti*. Pp. 595-596 in: del Hoyo, J., Elliott, A. & Christie, D. A. eds. 2006. *Handbook of the Birds of the World. Vol. 11. Old World Flycatchers and Old World Warblers*. Lynx edicions, Barcelona.
- ESTEVE, M.A.; HERNÁNDEZ, V.; MARTÍNEZ, E.; OCHOTORENA, F.; ROBLEDANO, F. & SÁNCHEZ, P.A. 1986. Catálogo de los vertebrados (excepto peces) de la Región murciana. *Anales de Biología*, 7 (Biología Animal, 2): 57-70.
- GARCÍA-PEIRÓ, I. 2006. *Estudios ornitológicos aplicados a la gestión del hábitat de los Passeriformes del carrizal en el Parque Natural de El Fondo (Alicante, SE de España)*. Universidad de Murcia, tesis doctoral.
- GÓMEZ, D. 2012. Ceta Ruiseñor, *Cettia cetti*. En, SEO/BirdLife: Atlas de las aves en invierno en España 2007-2010, pp. 428-429. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente-SEO/BirdLife. Madrid.
- GONZALEZ, C. & CALVO, J. F. 2006. *Guía Básica de las Aves de la Región de Murcia*. Consejería de Industria y Medio Ambiente. Murcia.
- GRANDIO, J. M. & BELZUNCE, J. A. 1987. Migración posnupcial de carriceros (género *Acrocephalus*) y otros passeriformes típicos de carrizal en el Valle de Jaizubia (Guipúzcoa). *Munibe*, 39: 81-94.
- HERNÁNDEZ, A. J. 2006. *Listado comentado actualizado de las aves de la Comarca de Cartagena 2006*. ANSE, inédito.
- MARTÍNEZ, R., ORTUÑO, A., VILLALBA, J., LÓPEZ, J. M., CORTÉS, F. & CARPENA, F. J. 1996. *Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*. CAM, CARM, Ayto de Jumilla y Ayto. de Yecla, Murcia.

- NETO, J. M. 2003. Annual dynamics of reedbed passerines in Ria de Aveiro, Portugal, assessed by standardized mist-netting. *Airo*, 13: 17-29.
- PARACUELLOS, M. 1996. Dinámica anual de la comunidad de passeriformes en carrizales costeros del sudeste ibérico. *Doñana, Acta Vertebrata*, 23: 33-44.
- PARACUELLOS, M. 2006. Relationships of songbird occupation with habitat configuration and bird abundance in patchy reed beds. *Ardea*, 94(1): 87-98.
- VILLARÁN, A. 2000. Biometría, fenología y razón de sexos del Ruiseñor Bastardo *Cettia cetti* en carrizales del Valle del Tajo (España central). *Butll. GCA*, 17: 1-9.
- VILLARÁN, A.; PASCUAL-PARRA, J.; MEZQUIDA, E. T.; ALONSO, B. & MEDINA, C. 2002. La Población de Ruiseñor Bastardo (*Cettia Cetti*) del Monte de Valdelatas (Madrid): Variaciones Estacionales y Preferencias de Hábitat. *Anuario Ornitológico de Madrid*, 2002: 64-73.

Capítulo 21

Densidad relativa y dieta del zorro (*Vulpes vulpes*) en tres áreas de Murcia

Zebensui Morales-Reyes^{1*}, José Antonio Sánchez-Zapata¹, Francisco Botella¹, Marcos Moleón²

¹Universidad Miguel Hernández, ²Estación Biológica de Doñana-CSIC

*zmorales@umh.es

RESUMEN

En los ecosistemas mediterráneos, el zorro (*Vulpes vulpes*) es uno de los carroñeros facultativos de distribución más amplia. Nuestro objetivo principal fue evaluar la densidad relativa de zorro y su dieta en tres áreas de Murcia con diferentes comunidades de carroñeros y ungulados silvestres. Para conocer la densidad, se realizó un recuento de excrementos a lo largo de 19 transectos. La dieta se estimó analizando los contenidos de los excrementos recolectados en los transectos. No se encontraron diferencias significativas en la abundancia de zorro entre las áreas estudiadas, mientras que sí hubo diferencias en la dieta. Por ejemplo, los zorros consumieron más carroña en Sierra Espuña, un área con elevada densidad de ungulados y con escasa presencia de buitres.

ABSTRACT

In Mediterranean ecosystems, red fox (*Vulpes vulpes*) is one of the most widely distributed facultative scavengers. Our main goal was to evaluate the relative density of red fox and its diet in three areas of Murcia Region with different communities of scavengers and wild ungulates. To do this, a faeces count was conducted along 19 walking transects. The diet was estimated by means of the analysis of the contents of the faeces collected. No between-areas significant differences were found in red fox density, although we found significant differences regarding diet. For instance, foxes consumed more carrion in Sierra Espuña, an area with a high density of ungulates and scarce presence of vultures.

1. INTRODUCCIÓN

Los recursos tróficos juegan un papel primordial en el funcionamiento de los ecosistemas. Los cadáveres, en particular los de los vertebrados, representan una importante fuente de alimento para numerosas especies (DeVault *et al.* 2003). Como consecuencia de ello, las carroñas pueden generar respuestas comportamentales y poblacionales en sus consumidores, así como modelar las interacciones entre especies, ya sea entre carroñeros como a distintos niveles tróficos (Moleón *et al.* 2014). Por ejemplo, la presencia de buitres (esto es, carroñeros obligados muy eficientes en la explotación de la carroña) podría limitar la transferencia de energía hacia los carroñeros facultativos (esto es, especies

que consumen carroña de forma oportunista, como muchos córvidos, rapaces y mamíferos carnívoros). Por el contrario, en las comunidades en las que los carroñeros obligados están ausentes, el recurso es enteramente consumido por carroñeros facultativos, siendo esperable la aparición de respuestas funcionales y numéricas que podrían, a su vez, desencadenar efectos indirectos como la hiperdepredación (Moleón *et al.* 2014).

El zorro (*Vulpes vulpes*) es uno de los mamíferos carnívoros de distribución más amplia, tanto en España (Palomo *et al.* 2007) como a nivel mundial (Wilson & Mittermeier 2009). Es una especie típicamente generalista que ocupa una gran variedad de hábitats, si bien en ambientes mediterráneos prefiere mosaicos de bosque, matorral, formaciones riparias y cultivos de secano (Fedriani *et al.*, 1999; Virgós 2001). Consume una gran diversidad de presas, desde micromamíferos a lagomorfos, frutos o incluso carroña (p. ej., Padial *et al.*, 2002). De hecho, es una de los carroñeros facultativos más importantes del planeta (Mateo-Tomás *et al.*, 2015). Por tanto, el zorro es una especie ideal para testar el efecto de la presencia de carroñeros obligados en la dieta y abundancia de carroñeros facultativos.

En este trabajo, nuestro principal objetivo fue evaluar las densidades relativas de zorro y su dieta en tres áreas de la Región de Murcia con diferentes comunidades de carroñeros y ungulados silvestres. Nuestra hipótesis general es que, en regiones con presencia de buitre leonado (*Gyps fulvus*), la disponibilidad de carroña será menor para el zorro. Por tanto, predecimos que la densidad de zorro será menor, y que su dieta incluirá menos carroña, en áreas con presencia de buitre en comparación con áreas donde el buitre está ausente.

2. MÉTODOS

El trabajo de campo se llevó a cabo durante el otoño de 2014. Se seleccionaron tres áreas (Figura 1): 1) Noroeste (NO), con presencia de poblaciones permanentes de buitres y ungulados silvestres; 2) Sierra Espuña (SE), con una alta densidad de ungulados silvestres y alta actividad cinegética pero sin buitres; y 3) La Pila–El Carche (LP-EC), sin presencia de buitres ni ungulados silvestres. Cuando se hace referencia a ungulados silvestres, hablamos de ungulados distintos al jabalí (*Sus scrofa*), que está presente en todas las áreas de estudio.

Para el estudio de las densidades relativas de zorro se realizó un recuento de excrementos a lo largo de 19 transectos (NO: n=6; SE: n=7; LP-EC: n=6) de 1,6-3 km de longitud. Los transectos se separaron > 1 km entre sí y se recorrieron en dos ocasiones: en la primera visita, se eliminaron todos los excrementos; en la segunda, entre 7 y 31 días más tarde, se recogieron todos los excrementos nuevos. Luego se calculó la densidad relativa (R) de zorro como $R = S / (L_n * D)$, donde S es el número de excrementos encontrados en la segunda visita, L_n es la longitud total del transecto (en km) y D es el número de días transcurridos entre las dos visitas (Webbon *et al.*, 2004). Las densidades relativas de zorro se compararon entre áreas usando la prueba de Kruskal-Wallis.

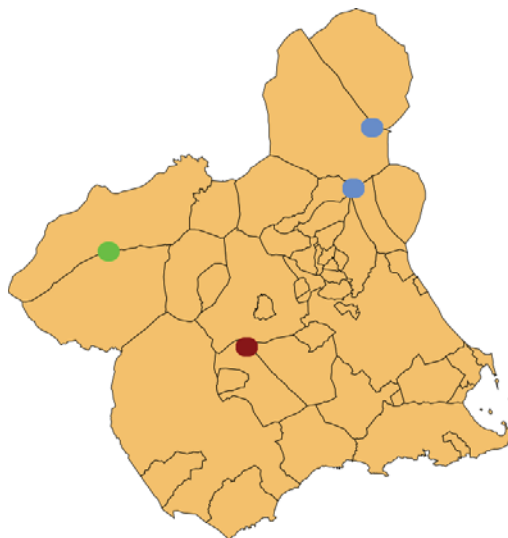


Figura 1. Mapa de la Región de Murcia. Se muestran las tres áreas de estudio seleccionadas (Noroeste en verde; Sierra Espuña en rojo; La Pila–El Carche en azul) y los límites municipales.

La dieta del zorro se estimó analizando el contenido de los excrementos recogidos en los transectos y anotando la presencia de cada una de las siguientes categorías tróficas: frutos, artrópodos, micromamíferos, lagomorfos, aves y carroña. La dieta del zorro se expresó en términos de frecuencia de aparición (FA = (total excrementos con cada categoría trófica / total de excrementos analizados) * 100). La dieta se comparó usando la prueba χ^2 . Los análisis se desarrollaron en R (R Core Team 2014).

3. RESULTADOS

La densidad relativa de zorro varió entre 0-0,38 excrementos por km y día dependiendo del transecto (Fig. 2). No se encontraron diferencias significativas en la densidad relativa de zorro entre las áreas estudiadas ($\chi^2=0,274$; $df=2$; $p=0,872$).

Para el estudio de la dieta se analizaron 131 excrementos de zorro (NO: $n=41$; SE: $n=57$; LP-EC: $n=33$). Los artrópodos fue la categoría trófica más frecuente en la dieta del zorro mientras que las aves y los lagomorfos fueron las menos frecuentes (Fig. 3). Se encontraron diferencias significativas en la dieta del zorro entre las áreas estudiadas ($\chi^2=29,852$; $df=10$; $p=0,0009$), debidas al consumo de carroña ($\chi^2=31,273$; $df=2$; $p<0,0001$) y frutos ($\chi^2=7,964$; $df=2$; $p=0,0187$). La frecuencia de aparición de carroña en Sierra Espuña fue entre 2 y 5 veces superior que en las otras áreas, mientras que la frecuencia de aparición de frutos en el Noroeste fue en torno a 2 veces superior al resto de áreas.

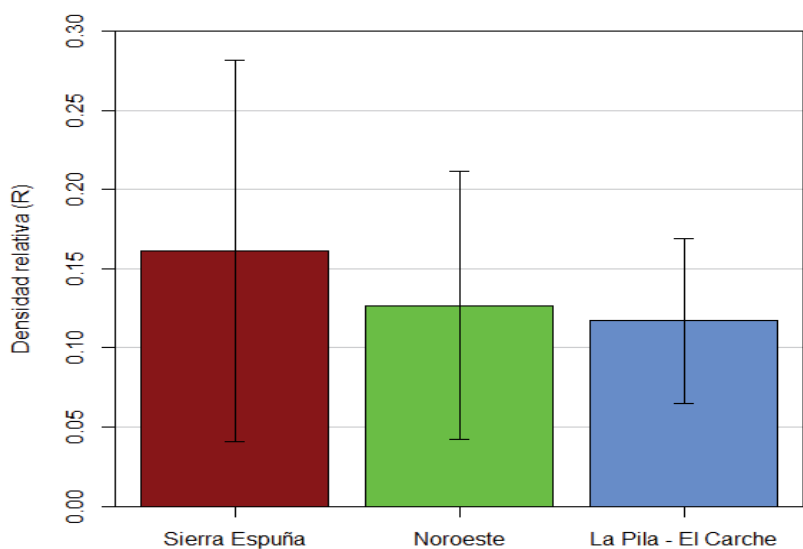


Figura 2. Densidad relativa de zorro (R , excrementos/km/día) en tres áreas de la Región de Murcia con diferentes comunidades de carroñeros y ungulados silvestres. Se muestran la media y la desviación estándar.

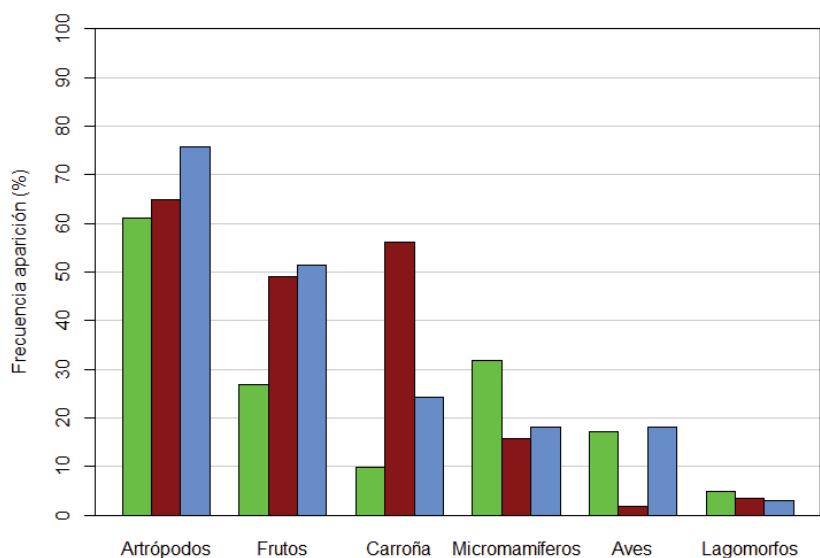


Figura 3. Dieta del zorro (frecuencia de aparición, %FA) en tres áreas de la Región de Murcia con diferentes comunidades de carroñeros y ungulados silvestres (Noroeste en verde; Sierra Espuña en rojo; La Pila-El Carche en azul).

4. DISCUSIÓN

Al contrario que nuestra predicción, no detectamos una regulación indirecta por medio de los buitres de la densidad de zorro, de modo que no detectamos una mayor densidad de zorro en los lugares donde los buitres estaban ausentes. Esto podría ser debido a que la densidad de buitres en el Noroeste no es lo suficientemente alta como para ejercer esa regulación, ya que en otros estudios realizados en áreas con mayor densidad de buitres (Sierra de Cazorla, Segura y Las Villas) sí hemos detectado indicios de regulación sobre los zorros (datos no publicados). En tales áreas sería interesante analizar el posible efecto tampón ejercido por los buitres sobre mesodepredadores como el zorro, al igual que se ha descrito para sistemas top-depredador vs. mesodepredador (Ritchie & Johnson 2009).

De ejercerse ese efecto tampón, en ausencia de buitres habría un excedente de carroña disponible para los carroñeros facultativos que podría conducir a efectos ecológicos en cascada y a un aumento en su número (Ogata *et al.*, 2012), lo cual podría desencadenar efectos indirectos sobre presas alternativas (Cortés-Avizanda *et al.*, 2009). En nuestro caso, encontramos que el consumo de micromamíferos fue mayor en el área con menor consumo de carroña, lo cual podría tener consecuencias para sus poblaciones. No obstante, para confirmar esto sería necesario realizar un muestreo intensivo de micromamíferos.

Por otra parte, la elevada disponibilidad de carroña en Sierra Espuña estuvo asociada a un alto consumo de este recurso por parte de los zorros, aunque esta circunstancia no fue suficiente para provocar una respuesta numérica en su población local.

5. AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad a través del proyecto CGL2012-40013-C02-02. Z.M-R recibió el apoyo de una beca pre-doctoral del Ministerio de Educación (FPU12/00823), y M.M. de un contrato del Programa Severo Ochoa para Centros de Excelencia en I+D+I (SEV-2012-0262). R. Pascual-Rico colaboró en las tareas de campo.

6. BIBLIOGRAFÍA

- CORTÉS-AVIZANDA, A., SELVA, N., CARRETE, M. & DONÁZAR J.A. (2009): Effects of carrion resources on herbivore spatial distribution are mediated by facultative scavengers. *Basic and Applied Ecology*, 10, pp. 265-272.
- DEVAULT, T.L., RHODES Jr, O.E. & SHIVIK, J.A. (2003): Scavenging by vertebrates: behavioural, ecological and evolutionary perspectives on an important energy transfer pathway in terrestrial ecosystems. *Oikos*, 102, pp. 225-234.
- FEDRIANI, J.M., PALOMARES, F. & DELIBES, M. (1999): Niche relations among three sympatric Mediterranean carnivores. *Oecología*, 121, pp. 138-148.
- MATEO-TOMÁS, P., OLEA, P.P., MOLEÓN, M., VICENTE, J., BOTELLA, F., SELVA, N., VIÑUELA, J. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. (2015): From regional to global patterns in vertebrate scavenger communities subsidized by big game hunting. *Diversity and Distributions*, 21, 913-924.

- MOLEÓN, M., SÁNCHEZ- ZAPATA, J.A., SELVA, N., DONÁZAR, J.A., & OWEN- SMITH, N. (2014): Inter- specific interactions linking predation and scavenging in terrestrial vertebrate assemblages. *Biological Reviews*, 89, pp. 1042-1054.
- OGADA, D.L., TORCHIN, M.E., KINNAIRD, M.F. & EZENWA, V.O. (2012): Effects of vulture declines on facultative scavengers and potential implications for mammalian disease transmission. *Conservation Biology*, 26, pp. 453-460.
- PADIAL, J.M., ÁVILA, E. & GIL-SÁNCHEZ, J.M. (2002): Feeding habits and overlap among red fox (*Vulpes vulpes*) and stone marten (*Martes foina*) in two Mediterranean mountain habitats. *Mammalian Biology*, 67, pp. 137-146.
- PALOMO, L.J., GISBERT, J. & BLANCO, J.C. (2007): *Atlas y Libro Rojo de los Mamíferos Terrestres de España*. DGB-SECEM-SECEMU. Madrid.
- R CORE TEAM (2014): R: *A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- RITCHIE, E.G. & JOHNSON, C.N. (2009): Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 12, pp. 982-998.
- VIRGÓS, E. (2001): Relative value of riparian woodlands in landscapes with different forest cover for the medium-sized Iberian carnivores. *Biodiversity & Conservation*, 10, pp. 1039-1049.
- WEBBON, C.C., BAKER, P.J. & HARRIS, S. (2004): Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology*, 41, pp. 768-779.
- WILSON, D.E. & MITTERMEIER, R.A. (2009): *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 1. Carnivores*. Lynx Edicions. Barcelona.

Capítulo 22

Área de campeo y uso del hábitat del arruí (*Ammotragus lervia*) en Sierra Espuña (Murcia).

Roberto Pascual-Rico¹; Juan Manuel Pérez-García¹; Francisco Botella¹; Andrés Giménez¹; Sergio Eguía²; José Antonio Sánchez-Zapata¹

¹Universidad Miguel Hernández de Elche, ²Mendijob S.L.

RESUMEN

El arruí (*Ammotragus lervia*) es un ungulado norteafricano introducido Sierra Espuña (Murcia). Con el objetivo de conocer aspectos sobre su comportamiento se han marcado 9 ejemplares con collares GPS en el Parque Regional de Sierra Espuña. Los arruís explotaron áreas de campeo con tamaño medio de 8,6 km² (3,2 – 28,1 km²) mientras que el núcleo de uso se redujo a 1,6 km² (0,5– 5,3 km²). Las áreas de campeo se concentraron en hábitats de pinar denso y de matorral en transición (76 %) y matorral esclerófilo y zonas de escasa vegetación (22 %). Las áreas de campeo se circunscribieron a hábitats naturales en el interior del Parque Regional evitando el uso de cultivos.

ABSTRACT

Ammotragus lervia is an ungulate introduced Sierra Espuña (Murcia). In order to know aspects of their behavior we have marked with GPS collars 9 animals in the Regional Park of Sierra Espuña. Aoudads showed homerange areas of 8.6 km² (3.2 to 28.1km²) while the core usage is 1.6 km² (0.5 to 5.3 km²). Home range areas were concentrated in habitats with dense pine forest and transition scrub (76%) and scrub and rocky areas (22%).

1. INTRODUCCIÓN

El arruí (*Ammotragus lervia*) es un ungulado originario del norte de África. Se distribuye desde el Sáhara Occidental hasta Egipto, aunque no hay información actualizada sobre la superficie que ocupa hoy en día (Cassinello 1998). Existen 6 subespecies, algunas de las cuales se hallan en peligro de extinción debido a causas humanas (Cassinello 1998; Manlius 2003).

La especie se introdujo con fines cinegéticos en la década de los años 70 en la Reserva Regional de Caza de Sierra Espuña (Murcia) a partir de 36 ejemplares procedentes de los zoológicos de Frankfurt y Casablanca (San Miguel 2010). Desde entonces la especie se ha expandido hasta ocupar una superficie superior a 60.000 hectáreas en la Región de Murcia estableciéndose también en Almería (Cassinello 2004). Existen otras poblaciones introducidas en la Comunidad Valenciana (Alicante) y Canarias (La Palma), así como en diversos cotos de caza mayor por toda la geografía española. Este fenómeno de expansión se reproduce a nivel global para los ungulados autóctonos y exóticos en países

desarrollados durante las últimas décadas, debido a la introducción deliberada, al abandono rural y al descenso en la persecución directa (Gordon 2009; Acevedo 2011).

Las densidades alcanzadas por el arruí en algunas zonas han producido de manera recurrente conflictos con determinados sectores sociales siendo el más destacable la atribución de daños agrícolas. Además la especie ha sido incluida en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras (Real Decreto 630/2013) quedando indultada únicamente en Murcia y obligando a su erradicación en el resto de la península.

La inclusión en el catálogo y los conflictos ocasionados por la presencia de la especie aconsejan la adopción de estrategias de gestión adecuadas para lo cual es necesario conocer la biología y ecología de la especie.

Buena parte del conocimiento científico sobre el arruí a nivel nacional se basa en estudios sobre individuos en cautividad relativos a aspectos jerárquicos y relaciones materno-filiales (Cassinello 1996, 1997, 2001, 2002; Cassinello y Alados 1996). También podemos encontrar algún trabajo sobre alimentación y competencia con otros ungulados en fincas privadas (Miranda 2012).

No obstante, en lo que se refiere al uso del espacio del arruí, tanto en la península ibérica como en su área de distribución natural, el conocimiento es muy escaso.

Algunos de los trabajos publicados sobre las áreas de campeo y los hábitats que ocupa el arruí son de la década de los 80 y hacen referencia a individuos introducidos con fines cinegéticos en ranchos de Estados Unidos (Dickinson y Simpson, 1980; Johnston, 1980). Por tanto existe un gran desconocimiento sobre el comportamiento espacial de esta especie en Murcia. Disponer de esta información permitiría llevar a cabo una mejor gestión de la especie y ayudaría en la resolución de los conflictos con los que se asocia al arruí.

Mediante este trabajo pretendemos conocer el área de campeo del arruí en el Parque Regional de Sierra Espuña y qué hábitats ocupa.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se han marcado 9 ejemplares (4 machos y 5 hembras) con collares GPS/ GSM en el Parque Regional de Sierra Espuña (Murcia) durante los meses de abril, mayo y junio de 2015. Para ello empleamos un capturadero, un cajón trampa y la técnica de rececho con un rifle anestésico acompañados siempre de asistencia veterinaria y de los celadores de caza y agentes medioambientales (ver agradecimientos). El seguimiento se ha realizado desde el 14 de abril hasta el 22 de octubre de 2015, un total de 192 días.

Una vez activados los collares toman una posición cada 2 horas vía GPS. Diariamente emiten los datos a través de GSM que se reciben en la estación receptora.

Las áreas de campeo las estimamos mediante polígonos Kernel (Worton 1989) con el programa estadístico Rstudio (<http://www.r-project.org/> R) y el paquete “adehabitatHR” (Calenge 2006)

generando polígonos de probabilidad del 50%, el 75% y el 95%, siendo ésta la probabilidad de encontrar al individuo dentro de esa área.

Para comparar si existen diferencias en las áreas de campeo en función del sexo y de la edad utilizamos el test no paramétrico Kruskal-Wallis mediante el programa Rstudio (<http://www.r-project.org/> R).

Para determinar los diferentes hábitats que ocupan los arruís en Sierra Espuña empleamos como herramienta informática la aplicación QGIS (<http://www.qgis.org/es/site/>), y realizamos la intersección entre los polígonos Kernel generados para una probabilidad del 95%) y los hábitats de Sierra Espuña basándonos en la información del proyecto CORINE LandCover (Agencia Europea del Medio Ambiente, <http://www.eea.europa.eu/publications/COR0-landcover>) obteniendo así los distintos porcentajes de cada hábitat que incluyen en sus áreas de campeo.

3. RESULTADOS

El seguimiento realizado desde abril hasta octubre de 2015 ha permitido obtener un total de 14386 posiciones, con una media de 1598,5 posiciones para cada animal en un rango que oscila entre 844 y 2207 posiciones. Se determinó que el tamaño medio de las áreas de campeo (kernel 95%) fue de 8,6 km² (3,2 – 28,1 km²) mientras que el núcleo de uso (kernel 50%) se redujo a 1,6 km² (0,5– 5,3 km²). No encontramos diferencias en el tamaño de las áreas de campeo relacionadas con el sexo (Kernel 95%, machos 8,3 km²± 4,2; hembras 8,9 km²± 10,8; Kruskal-Wallis chi²= 1,5; p>0,05). Tabla 1)

Tabla 1. Para cada uno de los individuos marcados se muestra su género, edad y los polígonos Kernel más importantes: 50% (núcleo de uso), 75% y 95% (área de campeo). También se muestra el área media y los máximos y mínimos alcanzados (km2).

ID animal	sexo	edad	Kernel 50	Kernel 75	Kernel 95
1	m	4	1,8	3,5	10,0
2	h	11	5,3	11,8	28,1
3	h	4	0,7	1,5	3,3
4	h	8	0,6	1,3	3,3
5	m	2	0,5	1,4	3,4
6	h	2	0,8	1,6	3,2
7	h	7	1,7	3,3	6,5
8	m	3	1,6	4,3	13,2
9	m	5	1,5	3,1	6,6
media			1,6	3,6	8,6
mín-máx			0,5-5,3	1,3-11,9	3,2-28,1

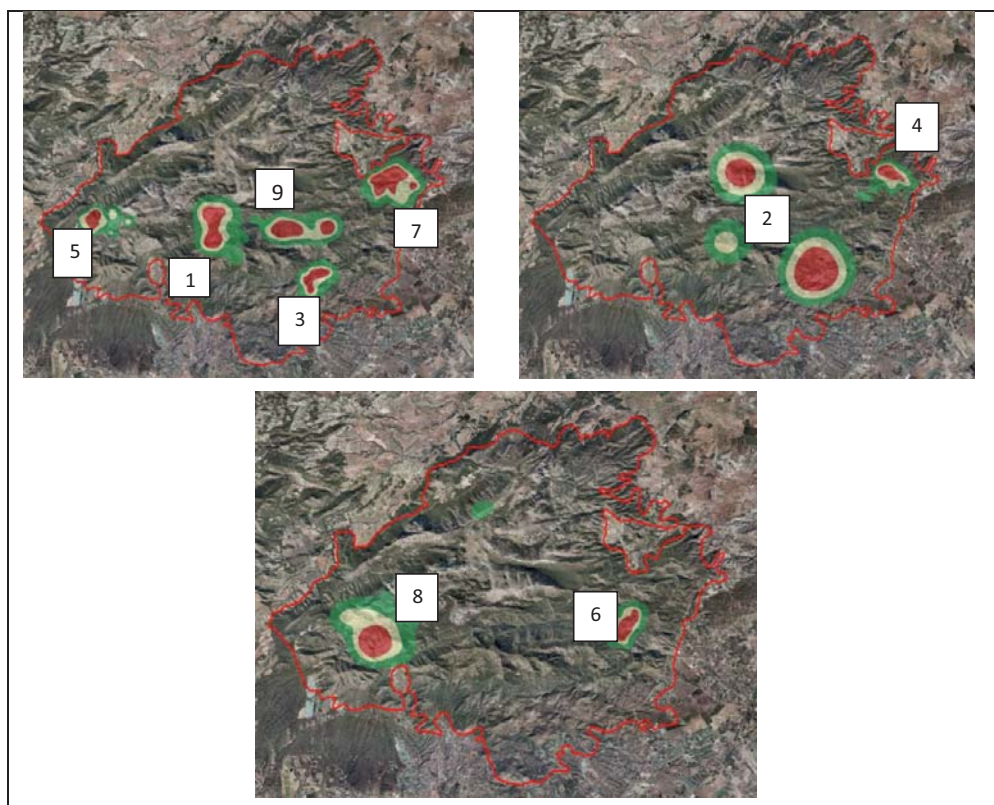


Figura 1. Áreas de campeo de cada animal marcado.

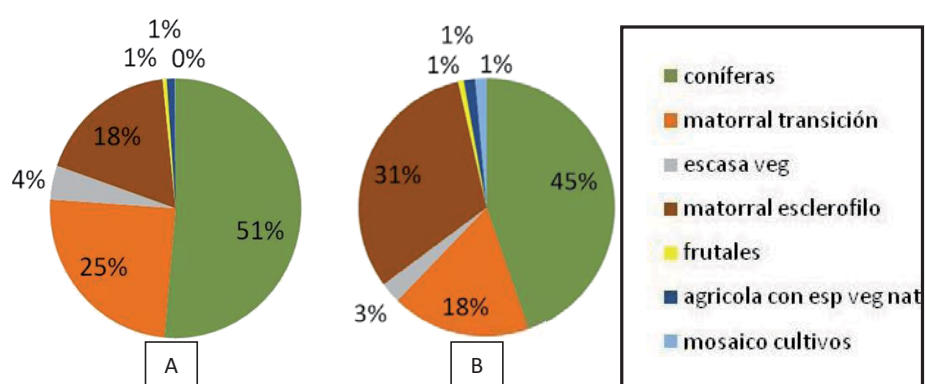


Figura 2. Hábitats usados por los arruís (A). Porcentajes de cada tipo de hábitat en Sierra Espuña (B).

4. DISCUSIÓN

El tamaño medio de las áreas de campeo fue inferior al descrito para otras poblaciones introducidas de arrui en California ($7,4\text{♀♀}-15,5\text{♂♂ km}^2$; Dickinson & Simpson, 1980) y superior al descrito para otras especies de caprinos silvestres de menor tamaño como la cabra montés (*Capra pyrenaica*) ($0,8\text{♀♀}-4,3\text{♂♂ km}^2$; Escós y Alados, 1992) o el íbice (*Capra ibex*) ($1,8\text{♀♀}-4,9\text{♂♂ km}^2$; Grignolio 2003 y 2004). Al igual que en las especies anteriormente citadas, los tamaños medios de las áreas de campeo de los machos fueron mayores que los de las hembras. Estas diferencias pueden ser debidas a que las hembras tienen distintas necesidades fisiológicas así como a una estrategia para la protección de las crías reduciendo el movimiento y estableciéndose en áreas de “alta fidelidad” (Richard y Pépin 1990; Green 1992; Ruckstuhl y Festa-Bianchet 1998; Boschi y Nievergelt 2003).

A escala del área de campeo los arruis aparentemente utilizaron los distintos hábitats en función de su disponibilidad, aunque con cierta tendencia hacia la ocupación de zonas de pinar denso y matorral de transición, evitando zonas de matorral esclerófilo (Fig. 2).

Estos resultados son similares a los descritos por Johnston (1980) quien observó que en verano los arruis ocupaban mayoritariamente bosques de quercíneas. Esta selección positiva de las áreas forestales durante el verano podría deberse tanto a procesos de termorregulación como a preferencias alimenticias (Johnston, 1980).

Ninguno de los individuos marcados con collar GPS/GSM salió de los límites del Parque Regional durante el período de estudio, evitando el uso de cultivos. Estos resultados contrastan con los conflictos descritos con los agricultores y el incremento de las solicitudes de permisos de caza por daños (cita el plan de gestión del arrui y/o la web de maruiz) durante la sequía de 2014. Esto puede deberse a una disminución de la densidad asociada a la intensificación de los descastes realizados por la administración y que han reducido la población y a la mayor disponibilidad de recursos en una año más lluvioso. No obstante los resultados también apuntan a la necesidad de realizar una evaluación más detallada de los daños para evitar que se sobredimensionen.

Este tipo de conflictos con la agricultura está aumentando a nivel global con distintas especies de ungulados debido a la expansión que están experimentando (Goulding y Roper 2002, Schley *et al.*, 2008, Kamler *et al.*, 2010, Bleier *et al.*, 2012, Amici *et al.*, 2012. En este sentido resulta fundamental profundizar en el conocimiento de la ecología de los ungulados que permita compatibilizar su importante papel en el funcionamiento de los ecosistemas con una gestión que minimice los conflictos.

5. AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo no habría sido posible sin la colaboración de la Dirección General de Medio Ambiente de la Región de Murcia que puso a disposición los medios necesarios para capturar a los animales, sobre todo los jefes técnicos y en concreto a Matías Morell. Especialmente agradecemos a Andrés Muñoz, director del Parque Regional de Sierra Espuña su cooperación así como a los agentes forestales y celadores de caza, muy especialmente a Evaristo, Borrasca, Casimiro y Paco Yepes que

continúan colaborando con nosotros, y al equipo veterinario que estaba presente en cada captura Fernando Escribano y María José Gens.

También damos las gracias a aquellos compañeros que han participado en alguna de las capturas y en los análisis y tratamientos estadísticos (Eva Graciá, Roberto Rodríguez, Zeben Morales, Eugenio Noguera).

Además gracias al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte por la beca FPU concedida a Roberto Pascual Rico (FPU13/05460). El trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto CGL2015-66966-C2-1-R Ministerio de Economía y Competitividad.

6. BIBLIOGRAFÍA

- AMICI, A., SERRANI, F., ROSSI, C. M., & PRIMI, R. (2012). "Increase in crop damage caused by wild boar (*Sus scrofa* L.): the "refuge effect"". *Agronomy for sustainable development*, 32(3): 683-692.
- BLEIER, N., LEHOCZKI, R., ÚJVÁRY, D., SZEMETHY, L., & CSANYI, S. (2012). "Relationships between wild ungulates density and crop damage in Hungary". *Acta Theriologica*, 57(4): 351-359.
- BOSHI, C. & NIEVERGERT, B. (2003). "The spatial patterns of Alpine chamois (*Rupicapra rupicapra*) and their influence on population dynamics in the Swiss National Park". *Mammalian Biology* 68: 16-30.
- CALENGE, C. (2006) The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516-519
- CASSINELLO, J., ALADOS, C. L. (1996). "Female reproductive success in captive *Ammotragus lervia* (Bovidae, Artiodactyla). Study of its components and effects of hierarchy and inbreeding. *Journal of Zoology* (London), 239: 141-153.
- CASSINELLO, J. (1996). "High ranking females bias their investment in favour of male calves in captive *Ammotragus lervia*". *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 38: 417-424.
- CASSINELLO, J. (1997) "Mother-offspring conflict in the Saharan arrui. Relation to weaning and mother's sexual activity". *Ethology*, 103: 127-137.
- CASSINELLO, J. (2001) "Offspring grazing and suckling rates in a sexually dimorphic ungulate with biased maternal investment (*Ammotragus lervia*)". *Ethology*, 107 (2): 173-182.
- CASSINELLO, J. (2002). "Food access in captive *Ammotragus*: The role played by hierarchy and mother-infant interactions". *Zoo Biology*, 21: 597-605.
- DICHINSON, T.G. and SIMPSON, C.D. (1980) "Homerange, movements and topographic selection of Barbary sheep in the Guadalupe Mountains, New Mexico". *Symposium on ecology and management of Barbary sheep*, Department of Range and Wildlife Management, College of Agricultural Sciences, Texas Tech University, Lubbock, Texas 79409. 78-86.
- EGUÍA, S., BOTELLA, F., GIMÉNEZ, A., SÁNCHEZ ZAPATA, J.A., PASCUAL, R. GARCÍA, MARTÍNEZ NOGUERA, E.J., FUERTES, F., PÉREZ MORALES, A. y MORELL, M. (2015) "Elaboración del Plan de Gestión del Arruí en la Región de Murcia" Documento Final. CONSEJERÍA DE AGUA, AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE. REGIÓN DE MURCIA.
- España. Real Decreto 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE, 3 de agosto de 2013, 185: 56764-56786.
- GORDON, I. J. (2009). "What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes?" *Wildlife Biology*, 15(1), 1-9.
- GOULDING, M.J., ROPER, T.J.. (2002). "Press responses to the presence of free-living wild boar (*Susscrofa*) in southern England". *Mammal Review* 32:272-82.

- GREEN, W.C.H. (1992). "The development of independence in bison: pre-weaning spatial relations between mothers and calves". *Animal Behaviour* 43: 759-773.
- GRIGNOLIO, S., PARRINI, F., BASSANO, B., LUCCARINI, S., & APOLLONIO, M. (2003). Habitat selection in adult males of Alpine ibex, *Capra ibex ibex*. *Folia Zoologica*, 52(2), 113-120.
- GRIGNOLIO, S., ROSSI, I., BASSANO, B., PARRINI, F., & APOLLONIO, M. (2004). Seasonal variations of spatial behaviour in female Alpine ibex (*Capra ibex ibex*) in relation to climatic conditions and age. *Ethology Ecology & Evolution*, 16(3), 255-264.
- JOHNSTON, D.S. (1980) "Habitat utilization and daily activities of barbary sheep". Symposium on ecology and management of Barbary sheep, Department of Range and Wildlife Management, College of Agricultural Sciences, Texas Tech University, Lubbock, Texas 79409.51-58.
- KAMLER, J., HOMOLKA, M., BARANCEKOVÁ, M., KROJEROVÁ-PROKESVÁ, J.(2010). "Reduction of herbivore density as a tool for reduction of herbivore browsing on palatable tree species". *European Journal of Forest Research* 129:155–62.
- MIRANDA, M., SICILI, M., BARTOLOMÉ, J., MOLINA-ALCAIDE, E., GÁLVEZ-BRAVO, L., & CASSINELLO, J. (2012). "Contrasting feeding patterns of native red deer and two exotic ungulates in a Mediterranean ecosystem". *Wildlife Research*, 39(2): 171-182.
- R CORE TEAM (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- RICHARD, C. & PÉPIN, D. (1990). "Seasonal variation in intragroup-spacing behaviour of foraging isards (*Rupicapra pyrenaica*)". *Journal of Mammology* 71 (2): 145-150.
- RUCKSTUHL, K.C. & FESTA-BIANCHET, M. (1998). "Do reproductive status and lamb gender affect the foraging behavior of Bighorn Ewes". *Ethology* 104: 941-954.
- SAN MIGUEL AYANZ, A. (2010) "El arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) en Sierra Espuña (Murcia) ¿Amenaza u oportunidad?". Murcia: Consejería de Presidencia; Dirección General de Medio Ambiente.
- SCHEY, L., DUFRÊNE, M., KRIER, A., & FRANTZ, A. C. (2008). "Patterns of crop damage by wild boar (*Sus scrofa*) in Luxembourg over a 10-year period". *European Journal of Wildlife Research*, 54(4): 589-599.
- SHACKLETON, D.M. (1997). "Wild sheep and goats and their relatives: status survey and conservation action plan for Caprinae". IUCN, Gland, Switzerland.
- WORTON, B.J. (1989) "Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-rangestudies". *Ecology*, 70(1): 164-168.

Capítulo 23

Percepción social de conflictos y servicios ecosistémicos del Arruí (*Ammotragus lervia*).

Roberto Pascual-Rico¹; Francisco Botella¹; Andrés Giménez¹; Sergio Eguía²; José Antonio Sánchez-Zapata¹

¹Universidad Miguel Hernández de Elche; ²Mendijob S.L.

RESUMEN

Los ungulados han sido poco estudiados desde la perspectiva de los servicios ecosistémicos. Por otra parte, pueden generar conflictos diversos incrementados por el proceso actual de expansión en que se encuentran. Para conocer la percepción social de los conflictos y servicios ecosistémicos del Arruí (*Ammotragus lervia*) en el Parque Natural de Sierra Espuña en Murcia se realizaron entrevistas a los principales actores relacionados con la especie. Nuestros resultados muestran como conflictos principales los daños agrícolas y a la vegetación, así como la competencia con *Capra pyrenaica*. El principal servicio que proporciona es el derivado de la actividad cinegética. Las posturas adoptadas por los diferentes agentes son enormemente dispares: desde la erradicación por ser especie introducida, hasta la promoción de sus poblaciones. En cualquier caso, también se evidencia que la mayor parte de los conflictos podrían resolverse con una gestión adecuada. Se recomienda la elaboración de un plan de gestión que tenga en cuenta las consideraciones sociales de las partes implicadas.

ABSTRACT

An understudied group from the perspective of ecosystem services are ungulates. Moreover, they can generate conflicts because ongoing expansion. To know the social perception of conflict and ecosystem services of the Aoudad (*Ammotragus lervia*) in the Natural Park of Sierra Espuña in Murcia interviews with the stakeholders were made. Our results show that major conflicts are agricultural and vegetation damage and competition with *Capra pyrenaica*. The main ecosystem service provided is derived from hunting. The positions taken by the different actors are enormously diverse: from eradication to promote their populations. In any case, it shows that most of the conflicts could be solved with proper management. The development of a management plan that takes into account social considerations of the stakeholders is recommended.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas proporcionan a las personas servicios que pueden ser valorados desde el punto de vista del bienestar humano y pueden ser de aprovisionamiento, de regulación, de apoyo o culturales (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Uno de los elementos ecosistémicos menos estudiados

desde esta perspectiva son los ungulados, actualmente en expansión en países desarrollados debido al abandono rural, la reducción de la persecución directa y la introducción y refuerzo para la caza deportiva de poblaciones de especies nativas y exóticas.

El crecimiento poblacional de los ungulados ha dado lugar a un conflicto generalizado entre la fauna y las actividades humanas (Gordon 2009). Así, la perspectiva del conflicto podría estar imponiéndose sobre su papel funcional en los ecosistemas.

Estos conflictos están presentes a día de hoy en la Región de Murcia. En el caso concreto del arruí (*Ammotragus lervia*), un ungulado originario del norte de África, los conflictos surgidos son debidos a los daños agrícolas, la posible competencia con otros ungulados autóctonos y las afecciones a la flora autóctona. Esta especie se introdujo en la Reserva Regional de Caza de Sierra Espuña (Murcia) en la década de los años 70 debido a intereses cinegéticos desde donde se expandió. Actualmente ocupa una superficie superior a 60.000 hectáreas en la región. (San Miguel 2010, Cassinello 1998).

Además, ha sido incluida en el Catálogo de Especies Exóticas Invasoras recogido en el Real Decreto 630/2013 que establece que el arruí debe ser erradicado del territorio nacional a excepción de Murcia, donde se permite su presencia.

Esta inclusión en el catálogo y los conflictos surgidos por la presencia de la especie en el territorio ha llevado a la administración autonómica a elaborar un documento técnico con propuestas para la gestión del arruí en la Región de Murcia (Eguía *et al.*, 2015a) a partir del cual desarrollar un plan de gestión. Mediante éste se pretende regular la especie y minimizar los conflictos entre la fauna silvestre y las personas.

A la hora de tratar de resolver este tipo de conflictos es importante que durante el proceso de toma de decisiones se incluyan y valoren los aspectos sociales para así conseguir solucionar los problemas que afectan a los distintos sectores implicados (Dickman, 2010) y mejorar la calidad del proyecto (Rower y Frewer, 2000).

Mediante este trabajo se pretende conocer la percepción sobre los servicios ecosistémicos prestados y sobre los conflictos ocasionados por el arruí que tienen los actores implicados.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El primer paso para llevar a cabo el estudio fue identificar a todos aquellos agentes relacionados con el Arruí en el contexto del Parque Natural de Sierra Espuña (tabla 1).

Una vez identificados los agentes se diseñó la entrevista que quedó dividida en 4 bloques: Aproximación General (relación con la especie, conocimientos generales sobre la especie, opinión sobre el animal y su gestión); Estatus en la Región de Murcia del Arruí (estado poblacional actual de la especie, conocimiento de la legislación y grado de protección que le afecta); Valores y Servicios proporcionados por el Arruí (conocimiento y valoración de éstos); Problemas y Conflictos causados por el Arruí (conocimiento y valoración de los mismos).

Tabla 1 Agentes implicados identificados y número de entrevistas realizadas

Agentes	Nº de entrevistas
Administraciones	3
Ayuntamientos	1
Agentes forestales	10
Celadores de caza	4
Sector cinegético	3
Asociaciones agrícolas	1
Propietarios privados	3
Universidad	1
ONG ecologistas	2
Empresas ambientales	1
Sector turístico	3

Se llevaron a cabo entrevistas en profundidad, grabadas digitalmente para su posterior transcripción. Se mantenía una conversación con los actores elegidos procurando un relato fluido sobre los contenidos de la entrevista, siendo el papel del entrevistador únicamente reconducir la entrevista hacia los temas centrales de la investigación (Corbetta, 2003).

Después de la transcripción de las entrevistas se extrajo la información relativa a los conflictos y servicios ecosistémicos identificados por los entrevistados y se organizó la información por ítem(conflicto o servicio) realizando una lectura horizontal para clasificar las distintas percepciones (opiniones) de cada uno de ellos. Una vez hecho esto, para cada conflicto o servicio se clasificaban todas las opiniones según hubieran sido identificados o no por el entrevistado.

A continuación agrupamos las opiniones por sectores (grupos) estableciendo la opinión general que tienen de los servicios y los conflictos asociados al arruá en Murcia. Si había distintas opiniones dentro de un mismo sector se indicaba.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En total fueron realizadas 32 entrevistas distribuidas tal y como se presenta en la tabla 1, con un tiempo total de grabación de 17 horas y 27 minutos y una duración media de 33 minutos por entrevista (5-120 minutos). La siguiente tabla (tabla 2) muestra las distintas posturas de los sectores entrevistados frente a cada conflicto o servicio, indicando si se valora que el servicio que proporciona es importante o no. De igual forma se procede con los conflictos, indicando si el conflicto existe y es de magnitud considerable o por el contrario el conflicto no es identificado.

Con respecto a los servicios ecosistémicos proporcionados por la especie los entrevistados destacaron los siguientes:

-Servicio Cinegético (cultural)

La mayoría de los entrevistados consideran que el arruí tiene interés cinegético y por tanto proporciona este servicio. Existen unas expectativas positivas para la especie basadas principalmente en su exclusividad, ya que es en Murcia en el único lugar de Europa en el que puede cazarse en libertad.

No obstante en algunos de los sectores, como trabajadores de la administración, el sector turístico y ONGs existen discrepancias internas respecto a la valoración de este servicio. Aquellos que niegan que proporcione este servicio consideran que no existe un interés destacado por la especie desde el sector cinegético.

Tabla 2. Percepción que tienen los diferentes actores entrevistados de los servicios ecosistémicos asociados al arruí. Las casillas con trama vertical indican que el grupo entrevistado considera el servicio como importante. En trama horizontal si el servicio ecosistémico no es importante. Las casillas en trama en diagonal indican discrepancias entre los entrevistados.

	Jefes técnicos	Agentes forestales	Celadores de caza	Consejería de F. e I.	Ayuntamientos	Universidad	Proprietarios	Sector turístico	agrarias	Cotos de caza	ONG	Empresas
Servicio cinegético												
Servicio turístico												
Servicio alimentario												
Servicio de control de vegetación												

En este sentido, si nos basamos en los datos de las bolsas de caza de los últimos años en cotos privados de Murcia (Figura 1) observamos un desajuste entre la oferta de arruís y la demanda, ya que la primera supera notablemente a la segunda, por lo que no se caza todo lo autorizado. No obstante para conocer la oferta y la demanda real de la especie se requeriría un análisis en profundidad incluyendo también los datos de la Reserva de Caza.

-Servicio Turístico (cultural)

Respecto a este servicio existe división de opiniones. Los entrevistados que consideran que proporciona este servicio lo valoran asociado a las visitas de los cazadores, es decir, gastos en hospedaje, en hostelería, etc. Otros sectores no consideran que sea relevante la actividad turística generada por visitantes cuya motivación principal esté relacionada con el arruí. Algunos de los que tienen esta percepción son agentes forestales de zonas de la Región de Murcia en las que el arruí es escaso y predominan más otras especies de ungulados.

Incluso dentro del sector turístico existen discrepancias respecto a este servicio ya que no les supone una fuente de ingresos importante. Algunos consideran incluso que se favorecería este tipo de turismo si se tratara de una especie autóctona.

Algunos de los actores implicados del sector cinegético y de dentro de la administración abogan por una potenciación de la actividad desde una perspectiva más contemplativa como la caza fotográfica.

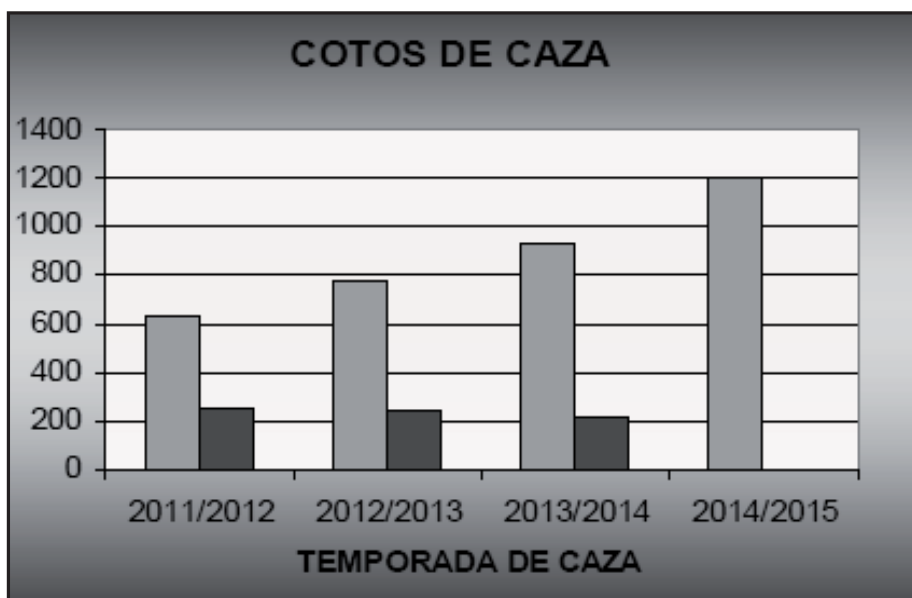


Figura1. Evolución del número de ejemplares de Arruí autorizados para su caza en los Cotos de Caza de la Región de Murcia en las últimas cuatro temporadas (gris claro) y los abatidos en las últimas tres (gris oscuro).

-Servicio Alimentario (de aprovisionamiento)

Pocos sectores reconocen este servicio (trabajadores de la administración y sector turístico) pero lo valoran muy positivamente, aunque es más potencial que real ya que no existe un canal de abastecimiento que permita el consumo de la carne de arruí en hostelería considerándolo un recurso infrutilizado.

En algunas ocasiones se han organizado jornadas gastronómicas en el entorno de Sierra Espuña para fomentar el consumo de la carne de arruí y poner en valor este recurso. Un ejemplo de ello fueron las “Jornadas de Caza, Turismo y Gastronomía” celebradas en enero de 2011 para favorecer el desarrollo económico en zonas rurales de Sierra Espuña. Este tipo de actuaciones han tenido buena acogida entre los asistentes. A pesar de ello no se ha establecido una comercialización de este tipo de carne.

-Servicio de Control de la Vegetación (de regulación)

Encontramos aquí también una gran división de opiniones. La mayor parte de los actores que lo consideran lo hacen positivamente para la prevención de incendios o el mantenimiento de pastos en las zonas altas de la sierra (siempre que la densidad no sea excesiva). Algunos trabajadores de la administración y propietarios consideran que no son relevantes en el control de la vegetación, solo de manera puntual en cortafuegos. Para determinar si efectivamente existe un efecto significativo sobre los cortafuegos sería necesario realizar un estudio concreto.

Las posturas sobre los conflictos fueron las siguientes:

-Conflicto con la Cabra Montés

La posibilidad de que el Arruí pueda frenar la recuperación de la Cabra montés es sobre todo planteada por los representantes de las ONGs. En el resto de entrevistados las opiniones son contradictorias, en particular entre el personal de la administración y los cazadores. En cualquier caso, la mayoría de los entrevistados que señalan que exista una competencia entre las dos especies consideran que es dependiente de la densidad del arruí y que podría controlarse con una adecuada gestión.

Los últimos censos de ungulados llevados a cabo en la Región de Murcia muestran que la cabra montesa está en expansión y su distribución es la mayor registrada en las últimas décadas y en algunas sierras cohabita con el arruí. No obstante el diagnóstico de este problema requiere de un estudio específico Figura 2

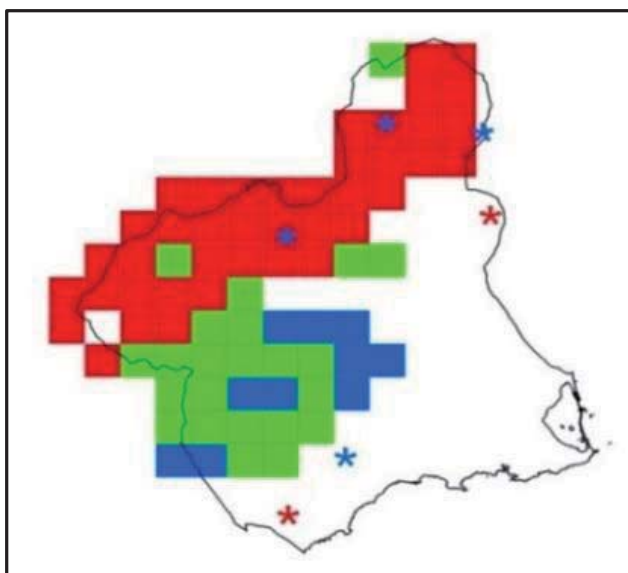


Figura 2. En rojo cuadrículas 10x10 km ocupadas por la cabra, en azul por el arruí y en verde por ambas especies (asteriscos azules y rojos para observaciones aisladas de arruí y cabra montés respectivamente) en 2015 (Eguía *et al.*, 2015b).

-Conflicto con la Agricultura

La mayoría de los entrevistados considera que el conflicto existe y que los daños a los cultivos son graves. No obstante, en algunos casos consideran que estos daños son debidos a que las medidas para evitarlo no son suficientes (como vallados parciales de las fincas).

En los últimos años se ha incrementado enormemente el número de denuncias por daños pudiendo estar relacionado con la sequía extrema de 2014 y con la elevada densidad de arruís en Sierra Espuña, de tal manera que la falta de alimento en la sierra haya provocado que un mayor número de arruís buscasen alimento en zonas periféricas agrícolas. Esta situación provocó que desde la administración se facilitasen los permisos por daños en agricultura por parte del arruí a todos aquellos que lo solicitasen y tratar así de enmendar el problema.

Algunos entrevistados hablan de un problema superpuesto generado por un número importante de denuncias por daños agrícolas falsos para obtener el permiso de caza por daños sin las limitaciones y costes de la caza regulada, es decir, la gestión de la administración para tratar de solventar un problema derivó en una picaresca para abatir arruís.

-Conflicto con la Ganadería

La mayor parte de los entrevistados considera que hay un conflicto importante con el sector ganadero por la posible transmisión de enfermedades entre la fauna silvestre y el ganado doméstico así como con la competencia por los pastos.

En la Región de Murcia la ganadería extensiva se da mayoritariamente en la zona del noroeste, donde la densidad de arruí es baja; mientras que la ganadería extensiva es escasa en las zonas centrales donde la densidad de arruí es mayor. Por lo que el riesgo de que el arruí transmita enfermedades al ganado doméstico es bajo. A pesar de ello, el arruí sufrió un episodio de epizootia a principio de la década de los noventa provocada por el ácaro de la sarna sarcóptica *Sarcoptes scabiei* acabando con cerca del 90 % de la población de Sierra Espuña. La introducción del parásito en Sierra Espuña pudo ser a través del ganado doméstico, a pesar de que ya era escasa en la sierra, ya que los primeros animales que se detectaron con sarna sarcóptica fueron cadáveres de cabras domésticas (González 2002). Aunque el arruí actualmente no presente un riesgo importante la vigilancia sanitaria de los animales silvestres ha de mantenerse para tratar de evitar episodios de este tipo.

-Conflicto con la Flora

La mayoría de los entrevistados consideran que este conflicto existe y que la afección a la flora es importante, aunque muchos consideran que esta afección depende de la densidad de arruí (como en otros conflictos).

Algunas plantas de interés de Sierra Espuña como *Achillea millefolium* y *Saxifraga camposii* han mostrado afecciones debido a los arruís en los pastizales de las zonas altas. No obstante la herbivoría es necesaria para mantener dichos pastos. Históricamente en la sierra ha habido una fuerte carga ganadera, a pesar de la cual han sido capaces de sobrevivir. Por tanto se desprende que bajo una

gestión adecuada que mantenga la población de arruís en valores apropiados no perjudicará a la vegetación.

-Conflicto por Colisiones

Este problema fue mencionado únicamente por propietarios residentes en Espuña y por la Consejería de Fomento e Infraestructuras de Murcia. Desde dicha administración registraron durante el periodo 2012-2014 dos casos de reclamaciones por colisiones con arruís.

Los accidentes de tráfico provocados por ungulados y por la fauna en general están adquiriendo importancia desde los últimos años a nivel mundial debido a la expansión de la fauna y al incremento del volumen de tráfico (Seiler, 2004; Rabanal *et al.*, 2012; Cheny Wu, 2014; McCance *et al.*, 2015; Sáenz-de-Santamaría y Tellería, 2015). En el caso de la Región de Murcia en el periodo 2002-2012 un 62 % de las reclamaciones registradas en la Consejería de Fomento e Infraestructuras de Murcia por colisiones con fauna fueron por accidentes con perros, un 28 % con jabalíes y menos de 1 % con otros ungulados (por ejemplo ciervo).

Tabla 3. Percepciones de cada tipo de actores entrevistados de los conflictos asociados al arruís. Las casillas con trama vertical indican que el grupo entrevistado considera que el conflicto es grave. En trama horizontal si el conflicto no es grave. Las casillas con trama diagonal indican discrepancias entre los entrevistados.

	Jefes técnicos	Agentes forestales	Ceñadores de caza	I.	Ayuntamientos	Universidad	Proprietarios	Sector turístico	agrarias	Coros de caza	ONG	Empresas
Conflicto con Cabra Montesa												
Conflicto con agricultura												
Conflicto con ganadería												
Conflicto con flora												
Conflicto por colisiones												

4. CONCLUSIONES

Este trabajo ha permitido conocer las distintas posturas que tienen los actores afectados por la gestión del arruís. Los participantes son de muy diversos sectores y por tanto con distintos intereseslo que provoca que la situación actual sea compleja.

De manera general podemos extraer lo siguiente de las entrevistas realizadas:

-El arruís proporciona una serie de servicios ecosistémicos que son principalmente los siguientes: cinegético, de aprovisionamiento y de control de la vegetación.

-Los conflictos que provoca podrían solventarse o reducirse aplicando medidas de gestión de la población adecuadas ya que éstos se asocian siempre a la densidad de arruí tanto en los daños agrícolas y afecciones a la flora como en el caso de la Cabra Montés.

-Las propuestas de los actores van desde el control de la población a la erradicación del Arruí de la Región, debido a su carácter exótico, para evitar así los problemas asociados a este ungulado.

-En varios casos los interesados consideraban necesario llevar a cabo estudios para comprobar y evaluar los daños provocados por este ungulado y conocer la magnitud del conflicto. Se establecería así el alcance real, tanto de los servicios que presta como de los conflictos que genera, ya que de las entrevistas se extraen grandes diferencias en las percepciones que tienen los afectados.

La mayor parte de los problemas ocasionados derivan de las altas densidades registradas en Sierra Espuña, por lo que estableciendo las medidas adecuadas en cuanto a abundancia, se reduciría la magnitud de los conflictos. Paralelamente, potenciar los servicios que proporciona podría suavizar la percepción negativa sobre la especie. La pluralidad de opiniones así como el nivel de incertidumbre reflejado en este trabajo hace recomendable la implantación de un plan de gestión de la especie en la Región de Murcia que incorpore las percepciones sociales que aquí se ponen de manifiesto.

5. AGRADECIMIENTOS

Gracias a todos aquellos agentes que han participado de buena gana en las entrevistas realizadas para el presente estudio desde tan diversos sectores. Por supuesto a la Consejería de Agricultura y Agua por la financiación. Además gracias al Ministerio de Educación, Cultura y Deporte por la beca FPU concedida a Roberto Pascual Rico (FPU13/05460). El trabajo fue parcialmente financiado por el proyecto CGL2015-66966-C2-1-R Ministerio de Economía y Competitividad.

6. REFERENCIAS

- CHEN, X. & WU, S. (2014). "Examining patterns of animal-vehicle collisions in Alabama, USA". *Human-Wildlife Interactions*. 8(2), 235.
- CORBETA, P. (2003) "Metodología y técnicas de investigación social". Madrid: McGrawHill/Interamericana de España.
- DICKMAN, A.J.(2010). "Complexities of conflict: the importance of considering social factors for effectively resolving human-wildlife conflict". *Animal Conservation*. 1-9.
- EGUÍA, S., BOTELLA, F., GIMÉNEZ, A., SÁNCHEZ ZAPATA, J.A., PASCUAL, R. GARCÍA, MARTÍNEZ NOGUERA, E.J., FUERTES, F., PÉREZ MORALES, A. y MORELL, M. (2015a) "Elaboración del Plan de Gestión del Arruí en la Región de Murcia" Documento Final. Consejería de Agua, Agricultura y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- EGUÍA, S., MARTÍNEZ-NOGUERA, E., BOTELLA, F., PASCUAL, R., GIMÉNEZ-CASALDUERO, A. y SÁNCHEZ-ZAPATA, J.A. (2015b).Evolución del área de distribución del arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) y la cabra montés (*Capra pyrenaica* Schinz, 1838) en la Región de Murcia". Póster presentado en: V Congreso de la naturaleza de la Región de Murcia y II del Sureste ibérico, Murcia, España.

- REAL DECRETO 630/2013, de 2 de agosto, por el que se regula el Catálogo español de especies exóticas invasoras. BOE, 3 de agosto de 2013, núm. 185, 56764-56786.
- GONZÁLEZ CANDELA, M. (2002). “Epidemiología de la sarna sarcóptica (*Sarcoptes scabiei*) en la población de arruí (*Ammotragus lervia*) del Parque Regional de Sierra Espuña”. Tesis Doctoral. Departamento de Sanidad Animal. Universidad de Murcia.
- GORDON, I.J. (2009). “What is the future for wild, large herbivores in human-modified agricultural landscapes?” *Wildlife Biology*. 15, 1-9.
- McCANCE, E. C., BAYDACK, R. K., WALKER, D. J. & LEASK, D. N. (2015). “Spatial and temporal analysis of factors associated with urban deer-vehicle collisions”. *Human-Wildlife Interactions*, 9(1), 119.
- MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005). “Ecosystems and human well-being: the assessment series”. Island Press.
- RABANAL, V. C., BOSCH, J., MUÑOZ, M. J., & PERIS, S. J. (2012). “Influence of new irrigated croplands on wild boar (*Sus scrofa*) road kills in NW Spain”. *Animal Biodiversity and Conservation*. 35(2), 247-252.
- ROWE, G., FREWER, L.J.(2000). “Public participation methods: a framework for evaluation”. *Science Technology & Human Values*. 25 (1), 3-29.
- SÁEZ DE SANTAMARÍA, A., & TELLERÍA, J. L. (2015). “Wildlife-vehicle collisions in Spain”. *European Journal of Wildlife Research*. 61(3), 399-406.
- SAN MIGUEL AYANZ, A. (2010) “El arruí (*Ammotragus lervia* Pallas 1777) en Sierra Espuña (Murcia) ¿Amenaza u oportunidad?”. Murcia: Consejería de Presidencia; Dirección General de Medio Ambiente.
- SEILER, A. (2004). “Trends and spatial patterns in ungulate-vehicle collisions in Sweden”. *Wildlife Biology*. 10(4), 301-313.

BLOQUE 2. BIODIVERSIDAD Y PROCESOS ECOLÓGICOS EN EL MEDIO ACUÁTICO

Capítulo 24

Estado de los poblamientos de las gorgonias *Leptogorgia sarmentosa* (Esper, 1789) y *Eunicella singularis* (Esper, 1791) en el entorno de la Reserva Marina de Tabarca.

M. J. Valera Jiménez^{1*}; M. M. Varela Díaz de Tuesta^{2**}; F. Lozano Quijada³; M.F. Giménez Casalduero¹.

¹Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada. Universidad de Alicante.

*marijose.valerajimenez@gmail.com

²Centro de buceo y divulgación ambiental: Posidonia Ecosports. **www.posidoniaecosports.com

³Servicio de la R.M. de la Isla de Tabarca- Tragsatec.

RESUMEN

El impacto producido sobre organismos sésiles como consecuencia del incremento de actividades acuáticas está cada vez más estudiado. Aunque el daño generado de forma puntual por un buceador no es grave, el efecto acumulativo de la actividad a lo largo plazo puede provocar alteraciones severas. Las gorgonias son organismos suspensívoros con un papel significativo en los procesos de transferencia de energía entre las comunidades planctónicas y bentónicas. En las zonas más frecuentadas, la mortalidad de las gorgonias puede verse triplicada por los daños y arrancamientos producidos. En la Reserva Marina de Interés Pesquera (RMIP) de Tabarca, las poblaciones se distribuyen de forma irregular entre los 3- 40 m. Las especies comunes de la reserva son: *Eunicella singularis*, *E. cavolini*, *E. verrucosa* y *Leptogorgia sarmentosa*. El presente estudio fue llevado a cabo durante los meses de Marzo-Junio de 2015 en zonas someras de Tabarca. De los 17 individuos localizados, un 70.59% pertenecían a la especie *Leptogorgia sarmentosa*, mientras que *Eunicella singularis* contribuía con el 29.41%. La mayor parte de las colonias se presentaban dispuestas hacia la orientación NE-NNE o su complementario del cuadrante 3, coincidiendo con la corriente principal de la isla. Este trabajo ha permitido obtener información sobre las poblaciones de gorgonias en un entorno protegido pero frecuentado por buceadores.

Palabras clave: Impacto, *Leptogorgia sarmentosa*, *Eunicella singularis*, Área Marina Protegida, Tabarca.

ABSTRACT

The impact on sessile organisms is increasingly studied as a result of water activities, considering although the impact produced by a diver is not serious, the cumulative effect of divers passing by reservation throughout the year can cause several changes. Gorgonians are suspension feeders with a significant role in the processes of energy transfer between planktonic and benthic

communities. In the busiest areas, natural mortality of gorgonians can be tripled for damages caused avulsion. In the marine reserve of Tabarca, populations are distributed unevenly between 3 -40 m . The common species of the reserve are: *Eunicella singularis*, *E. cavolini*, *E. verrucosa* and *Leptogorgia sarmentosa*. This study was conducted during the months of March to June 2015 in the MR of Tabarca.. About the 17 individuals located, 70.59% belonged to the species *Leptogorgia sarmentosa*, while 29.41% belonged to the species *Eunicella singularis*. The spatial distribution of organisms is quite heterogeneous, being located between 3 m and in no case exceeding 12 m. Although no statistically significant differences between populations of both species in the two sampling points chosen, it can be seen as both species have a slightly larger dimensions in La Nao. On the other hand we have seen that there is no relation between the inclination to present the substrate opposite the tilt of growth. However, in terms of orientation, most individuals had disposed toward the NE-NNE orientation or otherwise, in the supplementary quadrant. In conclusion, this study has yielded information on the populations of gorgonians in an environment like the Marine Reserve of Tabarca.

1. INTRODUCCIÓN

El impacto producido sobre organismos sésiles marinos como consecuencia de actividades acuáticas como el buceo en arrecifes coralinos (Medio *et al.*, 1996), y otros organismos frágiles como ascidias (Luna, 2010) gorgonias y briozoos (Garrahou *et al.*, 1998; Zakai y Chadwick-Furman, 2002; Barker y Roberts, 2004; Luna *et al.*, 2009) está cada vez más estudiado. Aunque el daño generado por un buceador no es grave de forma puntual, el efecto acumulativo de los buceadores a lo largo del tiempo puede provocar alteraciones severas en los organismos más sensibles, como es el caso de las gorgonias. Estos organismos suspensivos tienen un papel significativo en los procesos de transferencia de energía entre las comunidades planctónicas y bentónicas (Jorgesen, 1966). A pesar de que la mayoría presentan un estatus de protección, están sufriendo mortandades masivas, en algunos casos relacionados con los repentinos aumentos de temperatura. Y en algunas zonas fuertemente frecuentadas por buceadores se ha observado una mortalidad de gorgonias tres veces superior a la esperada (Coma *et al.*, 2003; Harmelin y Marinopoulos, 1994). Los estudios realizados sobre la distribución de las poblaciones de gorgonias son prácticamente inexistentes tanto a nivel de Mediterráneo como en la RMIP de Tabarca. En Tabarca, estas poblaciones se encuentran distribuidas de forma irregular desde los 3- 40 m (Lozano Quijada *com pers*). Las especies más comunes de gorgonias que podemos encontrar aquí son: *Eunicella singularis*, *E. cavolini*, *Leptogorgia sarmentosa*, *E. verrucosa*

El objetivo del presente trabajo es estudiar la distribución y abundancia de las poblaciones de gorgonias, así como las estrategias de orientación en dos localidades en el entorno de las RMIP de la Isla de Tabarca, con diferentes grados de frecuentación por buceadores, haciendo a la vez, una caracterización ecológica del hábitat.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

El área de estudio se centra en la isla de Tabarca, la cual se encuentra a 3 millas náuticas al sureste del cabo de Santa Pola y a 11 millas náuticas al sur del puerto de Alicante (Del Pilar-Ruso, 2005), (Figura 1). La reserva ocupa una extensión de 1400 Ha, rodeando la isla de Tabarca y fue declarada como la primera Reserva Marina española en Enero de 1995 (Enciclopedia Temática de la Comunidad Valenciana, 2009).

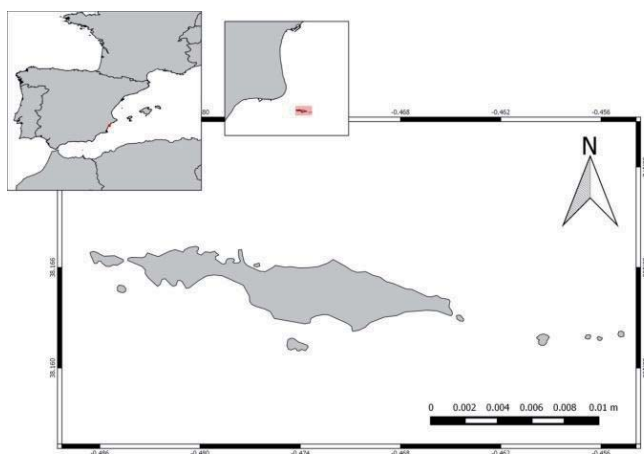


Figura 1. Localización de la Isla de Tabarca y Localidades de muestreo; A: Escull Negre; B: La Nao.

Se seleccionaron dos localidades en las zonas someras de la RMIP donde el buceo recreativo está permitido: A) Escull Negre en aguas interiores, donde además de buceo autónomo se realiza buceo en apnea, con un alto grado de accesibilidad, y B) La Nao aguas exteriores donde se lleva a cabo solamente buceo autónomo. Las inmersiones se realizaron a por encima de los 15 metros de profundidad. El muestreo se realizó durante los meses de Febrero – Mayo, mediante buceo autónomo y los recorridos coincidían con los itinerarios submarinos más frecuentados por los buceadores. Se identificaron todas las colonias para cada una de ellas se recopilaron los siguientes datos: i) Número de colonia; ii) Localización; iii) Altura máxima del individuo; iv) Anchura máxima; v) Longitud máxima; vi) Orientación de la superficie de filtración del individuo.

La localización se llevó a cabo mediante el uso de la aplicación “GPS Essentials” disponible para móviles Android. Cada una de las colonias localizadas fueron marcadas con bridas numeradas con un código de dos dígitos, el primero indica la localidad de estudio (1: Escull Negre y 2: La Nao); mientras que el segundo dígito nos indica el número de gorgonia que se trata (1,2,3...n), siguiendo un orden consecutivo en función de los encuentros. El marcaje nos permitirá realizar un seguimiento individualizado a lo largo del tiempo. Las medidas de longitud y anchura se llevaron a cabo mediante una regla y para la orientación se utilizó una brújula.

Los datos georreferenciados de cada individuo fueron volcados en un mapa, para lo que se utilizó el software QuantumGIS (QGIS). Para comprobar si había diferencias significativas entre las poblaciones existentes en los diferentes puntos de muestreo se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA). Previamente se analizó la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas mediante el test de Kolmogorov-Smirnov y el test de Bartlett respectivamente. En este caso se cumplían todos los requisitos, sin ser necesario realizar ningún tipo de transformación.

La orientación de cada uno de los individuos fue representada mediante un diagrama de “rosa de los vientos”. Los análisis estadísticos fueron desarrollados con el software R (R Development Core Team, 2011).

3. RESULTADOS

Se localizaron un total de 17 individuos, de las especies *Leptogorgia sarmentosa* y *Eunicella singularis*. De estos, un 71% pertenecían a *L. sarmentosa* mientras que el 29% pertenecían a *E. singularis*. Todos los individuos identificados se encontraban a profundidades que oscilaban entre los 4 y los 11 m alcanzando *L. sarmentosa* las cotas más superficiales, mientras que *E. singularis* comenzaba a partir de los 7 m.

Las gorgonias aparecían en distintos hábitats: cuevas y grietas (5,9% respectivamente), extraplomos (17,6%) y paredes descubiertas (70,6%). La mayor parte de las colonias del Escull Negre se encuentran distribuidos en profundidades similares, solo tres superan la cota de los 10 m. La distribución de las colonias en La Nao (Figura 2) también se encuentra entre los 5-10 m de profundidad. *L. sarmentosa* era la especie más abundante.

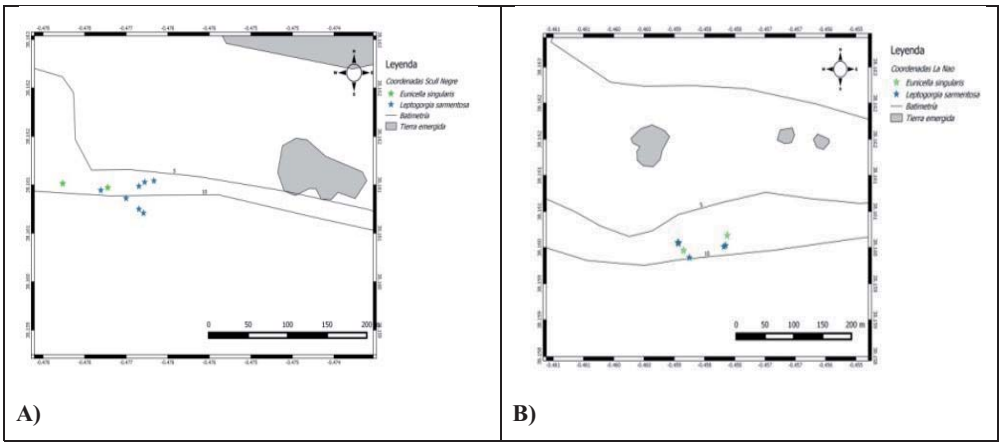


Figura 2. Distribución de las gorgonias en los puntos de muestreo A) Escull Negre, B) La Nao. Posición de las diferentes colonias de *L. sarmentosa* y *E. singularis*.

La representación de las medias de las variables medidas: altura, anchura y longitud de las colonias de *E. singularis* nos muestra la comparativa entre el Escull Negre y La Nao, donde podemos comprobar que existe una tendencia a alcanzar tamaños mayores en las colonias encontradas en La Nao, aunque no se ha podido confirmar estadísticamente debido a que los datos eran insuficientes.

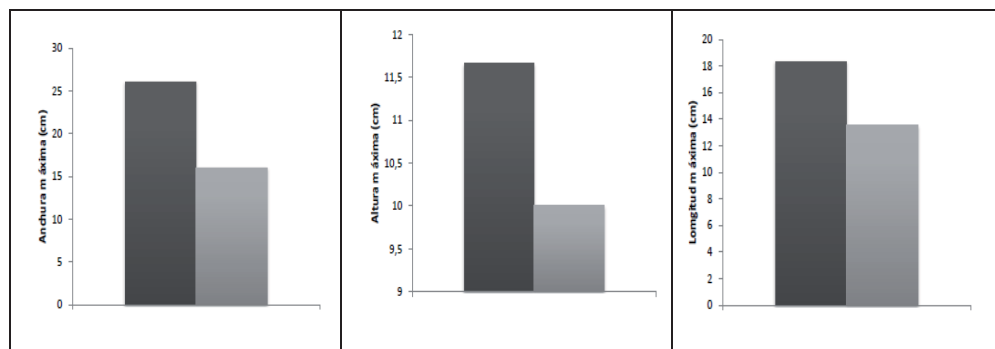


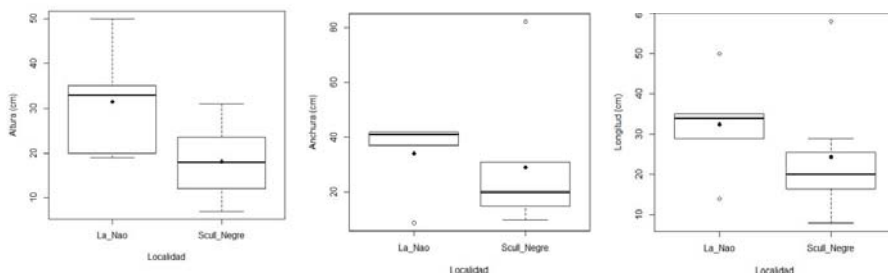
Figura 3. Diagrama de barras de morfometría de *Eunicella singularis*. A) Altura, B) Anchura, C) Longitud.

En cuanto *L. sarmentosa*, la altura de los individuos presentan un p-valor marginalmente significativo (próximo a $\alpha=0.05$), y aunque se intuyen diferencias, estos datos hay que analizarlos con cautela. Podemos apreciar cierta diferencia en la media de las dimensiones (Figura 4). Las colonias de Escull Negre son de menor tamaños que las encontradas en La Nao.

En relación a la anchura de los individuos de *L. sarmentosa*, no se puede afirmar que haya diferencias significativas entre las dos poblaciones, (p-valor > 0.05; Fig 4B). Al igual que en el caso anterior, podemos apreciar una pequeña diferencia en la media de la anchura, presenta el Escull Negre una tendencia ligeramente menor que en el caso de La Nao. En el Escull Negre encontramos una colonia de dimensiones mucho mayores que el resto, superando en este caso los 80 cm.

En cuanto a la longitud de las colonias de *L. sarmentosa* no existen diferencias significativas entre ambas localidades. Al igual que en los casos anteriores, se puede apreciar una ligera diferencia en la media de las longitudes, siendo la de Escull Negre menor que en el caso de La Nao, aún así no podemos considerar que esta sea suficiente como para establecer que ambas poblaciones sean diferentes. Al igual que en el caso anterior, aparece un dato fuera de rango en Escull Negre en el que la longitud máxima supera los 50 cm, éste se corresponde con el mismo organismo cuya anchura máxima superaba los 80 cm.

Figura 4. Diagrama de cajas de los valores de altura (A), anchura (B) y longitud (C) en cm de las colonias de *L. sarmentosa* en las dos localidades La Nao y el Escull Negre. El punto representa la media de altura de ambos poblamientos. El *p*-valor en el caso de la altura sale marginalmente $> \alpha$, en el caso de la anchura y longitud no se encuentran diferencias significativas.



En cuanto a los resultados obtenidos respecto a la orientación de los organismos (Figura 5). Podemos observar que: A) Escull Negre: las orientaciones más abundantes se dan en dirección NE y NNE, coincidiendo con el sentido en el que se desplaza la corriente principal que afecta a la isla. Siguiendo el mismo rumbo, aparecen orientaciones SW y WSW, lo cual nos indica que son mediciones complementarias a las anteriores. Aunque encontramos gorgonias orientadas hacia ESE y SSE. B) La Nao: Las orientaciones aparecen en la vertiente ENE junto a su complementaria WSW. Al igual que en el caso anterior, esta coincide con el rumbo de la corriente principal de la isla, aunque presenta una pequeña desviación. Y en la dirección NNW y SSW. En este caso, ambas orientaciones no son complementarias.

Analizando los resultados por especies podemos observar cómo la orientación de *L. sarmentosa* en Escull Negre (Fig. 6a) si mantiene la tendencia general orientada hacia NE-NNE, aunque también aparecen organismos con orientación ESE-SSE. En el caso de La Nao (Figura 6b) no se puede observar el patrón general, sino que encontramos individuos orientados NNW y en el cuadrante 3 también encontramos orientaciones, la WSW-SSW.

En el caso de *E. singularis* podemos ver como la estrategia de orientación es diferente. En el caso de Escull Negre, comparando esta especie con *L. sarmentosa*, podemos ver como si mantiene la tendencia general de cara a la corriente predominante que circula desde NNE (Figura 7a), solo que aparece proyectado en el cuadrante 3 por la forma en la que se tomaron los datos. En La Nao (Figura 7b) se puede observar cómo, al igual que la especie anterior, una de las orientaciones que predomina es la orientación NNW, sin embargo, la otra tendencia que aparece reflejada presenta orientación ENE.

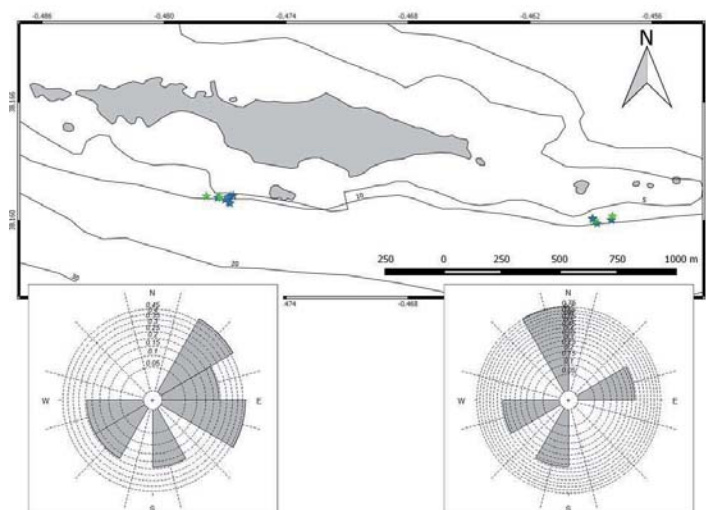


Figura 5. Orientación de las gorgonias en los puntos de buceo escogidos. A la izquierda la gráfica que representa las orientaciones medidas en Escull Negre. A la derecha la gráfica representa las orientaciones en La Nao.

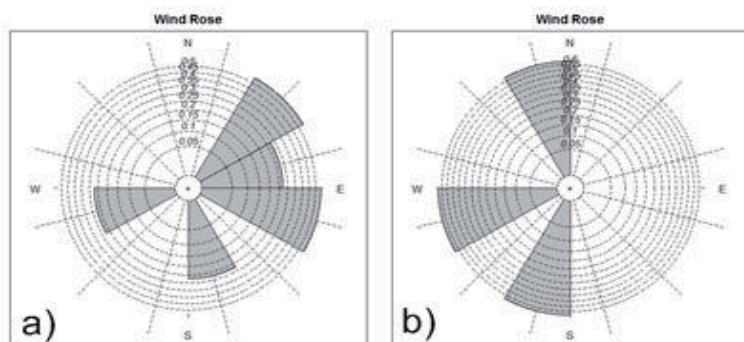


Figura 6. Representación de la orientación de *L. sarmentosa* en Escull Negre (A) y La Nao (B).

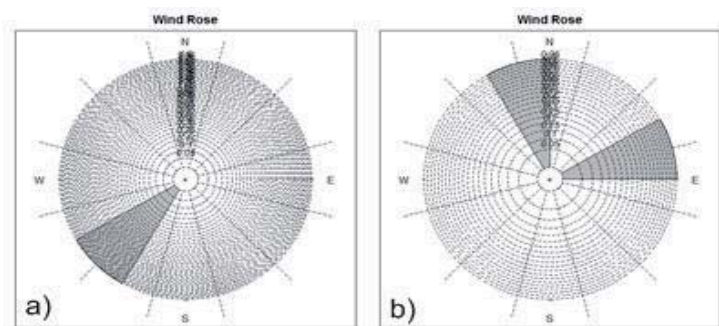


Figura 7. Representación de la orientación de *E. Singularis* en Escull Negre (A) y La Nao (B)

4. DISCUSIÓN

En muestreos previos realizados por el servicio de vigilancia de la RMIP, se había detectado un notable deterioro en el estado de las gorgonias. En el verano de 2014 se registró una alta subida de temperatura en las aguas de Tabarca, lo cual supuso un desgaste en algunas ramificaciones de las colonias, que acabó con la necrosis de dichas zonas (Lozano Quijada, *com pers*). Aunque esta necrosis no afectó a toda la colonia, las partes necrosadas no cuentan con la capacidad de generar metabolitos efectivos para evitar el fouling. Esto explica que encontremos partes de la gorgonia en buen estado y otras partes completamente cubiertas por epifitos y epifauna.

La dinámica litoral es resultante de la interacción de un complejo sistema de vectores, fundamentalmente el régimen de vientos, corrientes marinas y mareas y puede condicionar tanto la posición como la orientación de los individuos. (Ramos-Esplá, 1985). En el litoral, el sistema sufre modificaciones por la topografía costera y submarina, batimetría, oleaje, etc. (Ramos-Esplá, 1985). La corriente principal pertenece al primer cuadrante (NE-NNE) paralela a la costa peninsular (Ramos-Esplá, 1985). Esto explica que la mayor parte de las gorgonias se encuentren orientadas en este sentido. La orientación de la colonia es vital, ya que al tratarse de organismos suspensivos, necesitan para que la capacidad de filtración sea óptima que su mayor superficie de filtración esté orientada a las principales corrientes que transportan el alimento y aún así encontramos algunos organismos que no siguen la tendencia general. Esto puede ser debido a la influencia de la isla y la topografía a meso y micro escala de la zona, concretamente, en La Nao es donde encontramos la mayor número de individuos que no siguen la orientación general. Hay que destacar que esta zona se compone por el islote y los distintos farallones, estas formaciones hacen que la zona tenga una topografía variable con diferencias de cota, lo cual provoca la modificación de la corriente, lo que puede influir, a su vez, en la orientación de las gorgonias.

El alcance de las corrientes también explica la distribución en los diferentes entornos. La presencia de partículas finas arrastradas por la corriente favorece el desarrollo de gorgonias como *L. sarmentosa* (Weinberg, 1978). En cuevas o grietas, la circulación de las corrientes es más limitada, todo lo contrario que en espacios abiertos o en paredes expuestas. Sin embargo, los extraplomos podrían clasificarse como un entorno mixto, ya que no se tienen circulación limitada, como las cuevas o grietas, pero tampoco están tan comunicados como los espacios abiertos. Generalmente los extraplomos están próximos a túneles y/o canales lo que favorece el movimiento de las aguas y con ello la presencia de las gorgonias. En Escull Negre se detectó una colonia de *L. sarmentosa* de dimensiones mucho mayores que el resto de gorgonias medidas en este trabajo. Dicha colonia está ubicada en un extraplomo comunicado con un túnel lo que favorece la circulación del agua y por tanto la disponibilidad de alimento, además de ser un lugar de difícil acceso para buceadores, lo cual hacía del lugar un entorno óptimo para el desarrollo de y evitar el impacto producido por la frecuentación.

En los resultados obtenidos respecto a la estructura de tallas, se esperaba encontrar diferencias entre las poblaciones medidas en Escull Negre y La Nao, ya que el número de visitantes en el primer

punto de muestreo es mayor y esto, *a priori*, se considera que produce algún tipo de impacto. Por el contrario, no se han obtenido diferencias entre ambas poblaciones, lo cual no indica que no se produzca un impacto debido al buceo, sino que esos datos obtenidos han de contrastarse con datos de alguna zona en la que no se realice esta actividad. Cabe destacar, en cuanto a la altura de los organismos de ambas especies, que la población existente en Escull Negre, aunque estadísticamente no presente diferencias respecto a la población de La Nao, se encuentra muy cercana al límite de la significación, lo cual nos puede sugerir que si se produce cierto efecto sobre los organismos, aunque al no ser diferencias muy claras en anchura y longitud, no podemos asumir que sea un impacto debido al buceo.

El hecho de que ambas poblaciones sean iguales puede ser debido a que ambas se encuentran en la cara sur de la isla y a profundidades similares, lo cual implica que las condiciones medioambientales de las dos zonas son semejantes, permitiendo un crecimiento análogo de las gorgonias.

5. AGRADECIMIENTOS

Nos gustaría agradecer a la Secretaria General de Pesca y al Servicio de Vigilancia de la R. M. De Isla de Tabarca por habernos facilitado los medios necesarios para llevar a cabo los muestreos de este trabajo y a Posidonia Ecosports por involucrarse en este proyecto.

6. BIBLIOGRAFÍA

- BAILEY, G., BARRETT, J., CRAIG, O., MILNER, N. (2008). Historical ecology of the North Sea Basin. Human impacts on ancient marine ecosystems, University of California Press.
- BARKER, N.H.L., ROBERTS, C.M. (2004). Scuba diver behaviour and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120, 481–489.
- BIRKELAND, C. (1974). The effect of wave action on the population dynamics of *Gorgonia ventalia* Linnaeus. *Studies in Tropical Oceanography* 12, 115-126.
- COMA R., POLA E., RIBES M., ZABALA, M. (2003). Long-Term Assessment of Temperate Octocoral Mortality Patterns, Protected vs. Unprotected Areas. *Ecological Applications*. Vol. 14, 5, 1466–1478.
- DEL PILAR RUSO, Y. (2005). Estudio del efecto de la estructura del hábitat sobre el poblamiento ictioplanctónico de la Reserva Marina de Tabarca. Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert. Diputación provincial de Alicante.
- DOCV 19 de Octubre de 2000.
- GARRABOU, J., SALA, E., ARCAS, A., ZABALA, M. (1998). The Impact of diving on Rocky sublittoral communities: a case study of a bryozoan population. *Conservation Biology* 12, 302–312
- GRIGG R.W. (1977). Population dynamics of two gorgonian corals. *Ecology* 58, 278-290.
- HAWKINS, J., ROBERTS, C. M. (1992). Effects of recreational scuba diving on fore-reef slope communities. *Biological Conservation* 62, 171-178.
- HAWKINS, J., ROBERTS, C. M. (1993). Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *Journal of Applied Ecology* 30, 25-30.
- JORGENSEN, C.B. (1966). Biology of Suspension Feeding. *Pergamon Press*, London.

- KINZIE, R.A. (1973). The zonation of West Indian gorgonians. *Bulletin of Marine Science* 23, 93-155.
- LUNA, B., VALLE PÉREZ, C., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L. (2009). Benthic impacts of recreational divers in a Mediterranean Marine Protected Area. *ICES Journal of Marine Science* 66, 517–523.
- LUNA-PÉREZ, B., VALLE, C., VEGA FERNÁNDEZ, T., SÁNCHEZ-LIZASO, J.L., RAMOS-ESPLÁ, A.A. (2010). *Halocynthia papillosa* (Linnaeus, 1767) as an indicator of SCUBA diving impact. *Ecological Indicators* 10, 1017-1024.
- MEDIO, D., ORMOND, R.F.G., PEARSON, M. (1996). Effects of briefings on rates of damage to corals by scuba divers. *Biological Conservation* 79, 91-95.
- RAMOS-ESPLÁ, A.A. (1985). La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). Universidad de Alicante, Ayuntamiento de Alicante, Alicante.
- Reserva Marina de la isla de Tabarca
(<http://www.magrama.gob.es/es/pesca/temas/proteccion-recursos-pesqueros/reservas-marinas-de-espana/isla-de-tabarca/caracteristicas/> Consultada el 20 de Febrero de 2015)
- «Reserva marina de la Isla de Tabarca». *Gran Enciclopedia Temática de la Comunidad Valenciana*. Geografía. Editorial Prensa Valenciana (2009).
- RIBES, M., COMA, R., ROSSI, S. (2003). Natural feeding of the temperate asymbiotic octocoral-gorgonian *Leptogorgia sarmentosa* (Cnidaria: Octocorallia). *Marine Ecology Progress Series* 254, 141-150.
- WEINBERG, S. (1978). Mediterranean octocorallian communities and the abiotic environment. *Marine Biology* 49, 41-57.
- ZAKAI, D., CHADWICK-FURMAN, N.E. (2002). Impacts of intensive recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biological Conservation* 105, 179–187.

Capítulo 25

Diversidad malacológica en la Región de Murcia: Catálogo y evaluación preliminar de su estado de conservación

Antonio José García-Meseguer^{1*}, Francisco Robledano Aymerich¹, Miguel A. Esteve Selma¹

1: Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia.

*Email: aj.garciameseguer@um.es

RESUMEN

Se ha realizado un análisis de la situación del *Phyllum Mollusca* en la Región de Murcia (Sureste de España), orientado fundamentalmente a poner al día la composición de especies y su estado de amenaza, en especial con referencia a la situación del grupo en las comunidades autónomas limítrofes (Andalucía, Valencia y Castilla-La Mancha). Para ello, además de revisar la bibliografía disponible, se han realizado prospecciones de campo y se ha contado con la colaboración de varios expertos en el grupo, de los que se ha conseguido recopilar abundante información no publicada.

Como resultado se han elaborado dos catálogos, uno de moluscos continentales (terrestres y dulceacuícolas) y otro de moluscos marinos, que suman un total de 624 especies y subespecies citadas en la Región y que muestran una densidad de especies de un orden de magnitud similar al de las comunidades colindantes, a excepción de las especies de aguas continentales, mucho peor representadas. Además se ha realizado una evaluación preliminar del estado de conservación de las especies, tanto a escala regional, como nacional y global, de la cual se deduce que la presión sobre las especies continentales, sobre todo las de agua dulce, es mucho mayor que sobre las marinas.

Los catálogos, específicos de la Región, son pioneros y pueden servir como base para que una red de expertos, cuyo núcleo podría constituirse en torno a los que han colaborado en el presente estudio, pueda profundizar en el conocimiento y evaluación de la diversidad malacológica de la Región, algo que se propone como prioritario.

ABSTRACT

An analysis of the situation of the *Phyllum Mollusca* in the Región of Murcia (Southeastern Spain) has been carried out, focusing on updating the composition and threat status of the species, especially with regard to the situation of this group in the neighboring autonomous communities (Andalucía, Valencia and Castilla-La Mancha). To do this, in addition to reviewing the available literature and undertaking field surveys, a request for collaboration has been directed at several experts in the group, from which it has been possible to collect a wealth of unpublished information.

As a result, two catalogues have been drafted, one of mainland species (terrestrial and freshwater), and other of marine ones, totaling 624 species and subspecies cited in the Region of

Murcia, that displays a species density of a similar order of magnitude than the neighboring autonomous communities, with the exception of freshwater species, much poorly represented. A preliminary assessment of the conservation status of species has also been performed, both on a regional, national and global scale, from which it follows that the pressure on terrestrial species, especially on the freshwater ones, is much higher than on marine species.

The catalogues, specific to the region, are pioneer attempts and provide a starting point for building a network of experts, the core of which could be built around those who have collaborated in this study. Such network can achieve a deeper knowledge and a sounder assessment of the mollusk diversity of the region, which is seen as a priority.

1. INTRODUCCIÓN

Se han descrito más de 135.000 especies de moluscos en todo el mundo, de las cuales unas 35.000 son especies extintas y sólo se conocen por sus fósiles. El conocimiento taxonómico actual no abarca en absoluto toda la diversidad existente y cada día se descubren nuevas especies. Sólo en el periodo comprendido entre 1999 y 2008 se describieron más de 4.000 nuevas especies (Encyclopedia of Life, 2014). Su papel en los ecosistemas es muy variado, no sólo como alimento para otra fauna, sino en funciones menos conocidas como la de microhábitat para pequeños animales, formación y aireación del suelo, bioturbación y oxigenación de fondos acuáticos, etc.

La relación de los moluscos con el hombre es muy amplia, ya que ofrecen una serie de servicios ecosistémicos tanto directos (alimenticio, ornamental, etc.) como indirectos o de regulación (edafogénesis, filtración del agua, etc.). También son bioindicadores y de interés clínico por ser hospedadores intermediarios de parásitos.

Los moluscos son animales con una capacidad de desplazamiento muy reducida, lo que los hace muy sensibles a las alteraciones del medio en el que viven. Hoy sabemos que la tasa de extinción de los moluscos terrestres y de agua dulce es mayor que la de todos los vertebrados juntos (Bragado *et al.*, 2009). En los moluscos marinos, además de muchos factores, también son una amenaza el aumento de la temperatura y acidez del mar (NCYT, 2014).

2. OBJETIVOS

El objetivo general ha sido la puesta al día y análisis de la composición y estado del Phylum *Mollusca* en la Región de Murcia, con referencia a su situación en las comunidades autónomas limítrofes y en el conjunto del estado español. Como objetivos específicos se han establecido:

- Realización del catálogo de especies continentales de la Región de Murcia.
- Realización del catálogo de especies marinas de la Región de Murcia.
- Realización del listado preliminar de las especies continentales amenazadas.
- Realización del listado preliminar de las especies marinas amenazadas.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1. Área de estudio

El estudio se ha realizado en la Región de Murcia, situada en el sureste peninsular. Abarca una superficie territorial de 11.314 km² y su costa se extiende a lo largo de 274 km, de los cuales 73 pertenecen al Mar Menor. Atendiendo a la clasificación de Woodward (1856), las aguas de la costa murciana pertenecen a la región malacológica lusitánica (o lusitano-mediterránea), una región de aguas templadas bastante rica en especies, que abarca todo el mediterráneo incluyendo el Mar Negro, y la zona Atlántica desde el golfo de Vizcaya hasta las islas de Cabo Verde (al sur de Marruecos), las islas Azores y las islas Canarias.

3.2. Elaboración de los listados de especies

La información necesaria para la elaboración del listado proviene de tres fuentes:

- La consulta de la bibliografía disponible sobre malacofauna de la Región de Murcia, así como sitios web.
- La colaboración de los expertos (mediante sus prospecciones, estudios, fotografías y colecciones.
- El estudio de campo y la prospección propio. Para lo que se han solicitado las correspondientes autorizaciones a las consejerías competentes.

3.3. Evaluación preliminar del estado de conservación

Ante la escasez de fuentes de información específicas de la Región de Murcia, sobre el estado de conservación de las especies de moluscos que habitan en ella –exceptuando el estudio de Andrés (2013) sobre la malacofauna de Yecla- se ha procedido a revisar la información disponible en las comunidades limítrofes y a nivel estatal, para elaborar un primer listado de especies candidatas a formar parte de listas rojas o catálogos de taxones amenazados. Finalmente, se ha incluido la categoría de amenaza global de las especies presentes en la Región de Murcia, que han sido evaluadas a esta escala por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2014).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Malacofauna continental

Se ha conseguido recopilar un total de 93 especies citadas en la Región, pertenecientes a 34 familias de 5 órdenes, en 2 clases distintas de moluscos.

De las 93 especies, sólo 6 son de la clase Bivalvia (grupo exclusivamente acuático) y las restantes pertenecen a la clase Gastropoda, de las que 22 son acuáticas, 1 anfibia y 64 son terrestres. De estas últimas, 11 son babosas (Tabla 1). Entre estas especies se citan 15 endemismos ibéricos, de los cuales, tres son endemismos murcianos, dos especies exóticas invasoras y una incluida en el

Listado de Especies Exóticas con Potencial Invasor. Se muestran algunas especies destacables en la figura 1.

Tabla 1. Resumen taxonómico de los moluscos continentales

Clase	Bivalvia	Gastropoda	Gastropoda Terrestres	Gastropoda Dulceacuícolas	Gastropoda Anfíbios	Babosas Terrestres
Órdenes	2	3	2	3	1	1
Familias	3	31	23	8	1	5
Especies	6	87	64	22	1	11

La relación entre superficie y número de especies nos da un dato acerca de la densidad específica (Tabla 2). La Región de Murcia se situaría en una posición cercana a la comunidad con mayor densidad específica, la Comunidad Valenciana, aunque en términos absolutos, las tres regiones limítrofes albergan muchas más especies que Murcia. Es de destacar la riqueza de la Comunidad Valenciana, aunque debe considerarse que según una relación característica, el número de especies de un territorio tiende a estabilizarse a partir de un determinado valor de superficie.

Tabla 2. Comparación entre superficie y número de especies. Valor de densidad específica.

	Andalucía	Valencia	Castilla-La Mancha	Murcia
Nº de especies	213	216	159	93
Superficie (km ²)	87.599	23.255	79.461	11.314
Nº de especies / 1000 km ²	2,43	9,29	2,00	8,22



Figura 1. Fila superior: Especies terrestres, de izquierda a derecha: *Trochoidea pyramidata*, *Xerocrassa subrogata* y *Xerotricha huidobroi*. Fila inferior: Especies dulceacuícolas, de izquierda a derecha: *Melanopsis lorcana*, *Galba truncatula* y *Theodoxus fluviatilis*. Fotos: A. J. García-Meseguer

4.2 MALACOFAUNA MARINA

Se ha conseguido recopilar un total de 531 especies citadas en la Región, pertenecientes a 151 familias de 36 órdenes, en 5 clases distintas de moluscos.

Tabla 3. Resumen taxonómico de los moluscos marinos

Clase	Bivalvia	Cephalopoda	Gastropoda	Polyplacophora	Scaphopoda
Órdenes	14	4	15	2	1
Subclases					
Familias	41	5	98	5	2
Especies	143	11	363	10	4

En primer lugar hay que destacar la considerable riqueza de especies (531) citadas en la Región, que se agrupan en un elevado número de familias y órdenes (Tabla 3). Entre ellas, un importante número corresponde con los denominados “micromoluscos”, término usado para especies que en estado adulto no llegan al centímetro. También es de destacar que se citen varias especies de distribución más occidental o incluso atlántica. Y dos especies invasoras procedentes del Mar Rojo.

La relación entre longitud de costa y número de especies se utiliza en este caso para comparar la densidad específica con otras comunidades autónomas (Tabla 4). Considerando la mayor longitud de costa de Andalucía, que recibe las aguas tanto del Mediterráneo como del Atlántico, e incluye litorales reconocidos como de extraordinaria diversidad malacológica (Urra *et al.* 2013), y que el trabajo de referencia sobre esta región (Gofas *et al.*, 2011) ha sido uno de los más intensos de este tipo realizados en España, la Región de Murcia puede considerarse como rica en especies.

Tabla 4. Comparación entre longitud de costa y número de especies. Valor de densidad específica.

	Andalucía	Valencia	Murcia
Nº de especies	1200	998	531
Longitud de costa (km)	945	518	274
Nº de especies / longitud de costa (km)	1,27	1,93	1,94

4.3 EVALUACIÓN PRELIMINAR DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES DE MOLUSCOS DE LA REGIÓN DE MURCIA

4.3.1 Especies continentales

Una vez recopilados los datos, se ha visto que existen 5 especies “casi amenazadas” (NT), 14 especies “vulnerables” (VU) y una “En peligro”. Dos especies están consideradas como “preocupación menor” (LC) a nivel nacional y, según Andrés (2013), 9 especies están extintas en la localidad de Yecla.

En general, las especies dulceacuícolas son más vulnerables que las terrestres, lo que se acentúa en nuestra región por sus características climatológicas y de uso del agua. Aunque no hay datos sobre el estado de conservación a nivel regional de las especies del género *Iberus* presentes en Murcia, por su alto grado de endemidad, deben ser consideradas como especies a proteger. Especies del género *Otala* y la especie *Eobania vermiculata* (O.F. Müller, 1774) aparecen como “DD” (datos insuficientes) en Bragado *et al.* (2009), cuando en Murcia hemos podido constatar que son abundantes.

4.3.2 Especies marinas

Para las especies marinas se han revisado las que, estando citadas en Murcia, aparecen en la publicación de Barea-Azcón *et al.* (2008) sobre especies de Andalucía, ya que no aparecen especies marinas en el Atlas de los invertebrados amenazados de España (Verdú *et al.*, 2011), ni tampoco han sido evaluadas por la UICN (2014). Según la publicación andaluza hay 9 especies de gasterópodos y 4 de bivalvos catalogados como vulnerables y 3 especies, 1 gasterópodo y 2 bivalvos, como en “En peligro”.

Se destaca la escasez de especies marinas catalogadas como amenazadas, de hecho no aparece ninguna en la Lista Roja de la UICN. Esto no implica que este grupo no esté amenazado y no requiera protección, sino simplemente que no ha sido evaluado. Sin duda, en parte, ésto se debe a las características del medio marino, que hacen más complejo y costoso el estudio de las especies que lo habitan. No obstante, el Convenio de Barcelona recoge algunas de estas especies mediterráneas en su “Protocolo sobre las zonas especialmente protegidas y la diversidad biológica en el Mediterráneo y anexas”, ratificado por España en 1999 (BOE, nº 302, de 18 de diciembre).

Hay que destacar que el gasterópodo *Patella ferruginea* Gmelin, 1791, en peligro crítico, es el primer invertebrado que cuenta con una estrategia de conservación a nivel nacional (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009).

4.3.3 Análisis comparativo

Para mostrar de forma sintética qué grupos contienen más especies evaluadas como amenazadas, se han resumido los datos en la Tabla 5. Se aprecia claramente un gradiente decreciente de presencia de especies amenazadas según el medio, desde el hábitat acuático continental (con mayor proporción de especies amenazadas), hasta en el hábitat marino (menor proporción), pasando por el medio terrestre.

Que el medio continental, especialmente el acuático, muestre mayor proporción de especies amenazadas, podría explicarse por la mayor presión antrópica que soporta (explotación y contaminación de los recursos hídricos, urbanización, transformaciones agrícolas, recolección intensiva, etc.), pero hay que tener en cuenta que, por las dificultades anteriormente citadas, la evaluación del estado de conservación de las especies marinas resulta más costosa y difícil, y está pendiente en muchos casos.

Tabla 5. Número de especies totales y evaluadas como amenazadas en cada grupo de moluscos y el cálculo de su porcentaje.

	Gasterópodos Dulceacuícolas	Bivalvos Dulceacuícolas	Gasterópodos Terrestres	Bivalvos Marinos	Gasterópodos Marinos
Nº de especies amenazadas	13	3	14	6	10
Nº de especies totales	22	6	64	143	363
% de especies amenazadas	59,1	50,0	21,9	4,2	2,8

5. CONCLUSIONES

1. Se han catalogado 93 especies de moluscos terrestres y dulceacuícolas en la Región de Murcia, lo que constituye el primer inventario de su malacofauna continental.

2. La densidad de especies continentales de la Región de Murcia es de un orden de magnitud cercano a la comunidad limítrofe de mayor densidad (Valencia), debido a una riqueza relativamente alta concentrada en una extensión menor que las comunidades limítrofes (1/3 a 1/8 de aquéllas). Esto no se cumple para las especies dulceacuícolas, claramente desfavorecidas por sus particularidades hidrológicas y de uso del agua.

3. Se han catalogado 531 especies de moluscos marinos en la Región de Murcia. La densidad de especies (en este caso referida a la longitud de costa) es también del mismo orden de magnitud que el de las regiones limítrofes. El catálogo de la Región de Murcia incluye numerosos micromoluscos, grupo del que escasea la información.

4. Se han incluido en el trabajo, de forma preliminar, 14 especies amenazadas de moluscos terrestres, de un total de 64 presentes en la Región de Murcia, y 15 especies amenazadas de moluscos dulceacuícolas, de un total de 28. Lo que resulta coherente con la mayor presión antrópica soportada por el medio acuático.

5. Se han incluido, también de forma preliminar, 16 especies amenazadas de moluscos marinos, de un total de 531 presentes en el litoral de la Región de Murcia. Esta mucho menor proporción puede ser debida al diferente tipo e intensidad de la presión antrópica en este medio, pero también a la mayor complejidad y coste que implica el estudio y evaluación de las especies presentes en él.

6. En ambos medios (continental y marino) el estatus de amenaza provisionalmente asignado para la Región de Murcia se basa fundamentalmente en la identificación de las especies como amenazadas en evaluaciones de distinto ámbito, que debería ser ratificada, en su caso, mediante una evaluación más detallada.

7. Sería prioritario profundizar en el estudio de la malacofauna de Murcia y en la evaluación de su estado de conservación, para lo cual los catálogos y listas del presente trabajo pueden servir de

punto de partida. Las consultas efectuadas para su elaboración han permitido establecer una red de expertos que posibilitaría esta profundización.

6. BIBLIOGRAFÍA

- ANDRÉS D. (2013). “*Moluscos terrestres y dulceacuícolas de Yecla*”. Athene, 23: 33-81.
- BAREA-AZCÓN J.M., BALLESTEROS-DUPERÓN E. Y MORENO D. (coords.) (2008). “*Libro Rojo de los Invertebrados de Andalucía*”. 4 Tomos. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- BRAGADO MD, ARAUJO R Y APARICIO MT. (2009). “*Atlas y libro rojo de los moluscos de Castilla-La Mancha*”. Guadalajara: Organismo Autónomo Espacios Naturales de Castilla-La Mancha.
- ENCYCLOPEDIA OF LIFE. (s.f.). <eol.org.> [consulta: 6/4/2014]
- GOFAS S., MORENO D. Y SALAS C. (coords.). (2011). “*Moluscos Marinos de Andalucía (Vol. I y II)*”. Servicio de Publicaciones e Intercambio Científico. Universidad de Málaga.
- IUCN. (2014). “*The IUCN Red List of Threatened Species*”. Version 2014.2. <www.iucnredlist.org.> [consulta: 2/8/2014]
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO (ed). (2009). “*Estrategia de conservación de la lapa ferrugínea (Patella ferruginea) en España*”. Secretaría General Técnica. Centro de Publicaciones, Madrid.
- NCYT. (2014). “*Conchas de pterópodos disueltas por la acidez creciente del mar*”. <noticiasdelaciencia.com/not/10812/conchas-de-pteropodos-disueltas-por-la-acidez-creciente-del-mar.> [consulta: 4/9/2014]
- URRA J., RAMÍREZ A.M., MARINA P., SALAS C., GOFAS. Y RUEDA J.L. (2013). “*Highly diverse molluscan assemblages of Posidonia oceanica meadows in northwestern Alboran Sea: Seasonal dynamics and environmental drivers*”. Estuarine, Coastal and Shelf Science 117. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.11.005
- VERDÚ J.R., NUMA C. Y GALANTE E. (eds). (2011). “*Atlas y libro rojo de los invertebrados amenazados de España (especies vulnerables). Volumen II: Moluscos.*” Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Medio Ambiente, Medio rural y Marino, Madrid.
- WOODWARD S.P. (1856). “*A Manual of the Mollusca. Marine provinces*”: 352-381. Londres

Capítulo 26

Análisis de la presencia del delfín común (*Delphinus delphis*) en el Golfo de Vera

Rosa Canales-Cáceres^{1*}; Francisca Giménez-Casaldueiro²; Francisco J. Gomariz Castillo³

1,2: Departamento de Ciencias del Mar y Biología Aplicada; 3: Instituto Euromediterráneo del Agua.

*r.canalescaceres@gmail.com

RESUMEN

El delfín común (*Delphinus delphis*) es un cetáceo que antaño fue abundante en el mar Mediterráneo. En las últimas décadas su disminución ha sido tan evidente que la población mediterránea está considerada como en peligro desde el 2003 en la lista roja de la IUCN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). Sin embargo, en el Golfo de Vera se le puede encontrar todo el año. En el presente trabajo se analizan los datos de avistamientos de esta especie en el periodo 2004-2014, a partir de 1050 salidas en el área de estudio. De los 130 avistamientos de delfín común, el 54,61% coincidía con grupos mixtos de esta especie junto a delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), el 40,77% eran grupos monoespecíficos, y en menor medida avistamientos mixtos con otras especies de cetáceos, túnidos y carángidos. Los meses de mayor frecuentación son los comprendidos entre octubre y marzo, mientras que es más probable encontrar grupos mixtos en los meses de julio y agosto, que además coinciden con una mayor presencia de grupos con crías. El tamaño medio de cada grupo es de unos 45 individuos.

ABSTRACT

The common dolphin (*Delphinus delphis*) is a cetacean species that used to be abundant in the Mediterranean Sea. In recent decades, its decline has been so evident that the Mediterranean population has been listed as endangered since 2003 in the IUCN red list (International Union for the Conservation of Nature). However, in the Gulf of Vera, common dolphins can be observed all year round. This study investigates sightings of this species in the period 2004-2014, with 1050 trips in the study area. Of 130 sightings of common dolphin, 54.61% were mixed groups of this species along with striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), 40.77% were monospecific groups, and only a few groups were mixed with other species of cetaceans, tuna and carangids. The months of higher presence are those between October and March, and it is more likely to find mixed groups in the months of July and August, which also coincide with a greater presence of groups with calves. The average group size is approximately 45 individuals.

1. INTRODUCCIÓN

El delfín común (*Delphinus delphis*) es un pequeño cetáceo de la familia *Delphinidae* de distribución cosmopolita, que muestra un evidente declive en las aguas del mar Mediterráneo, especialmente en los últimos 50 años (Bearzi *et al.*, 2003; Cañadas y Hammond, 2008; UICN, 2012). Mide unos 2 metros de media y es de carácter gregario. Es de coloración gris oscura en el dorso y más clara en el vientre. En ambos costados se puede apreciar el dibujo de un reloj de arena en horizontal, siendo la parte delantera de color amarillento a crema y la posterior de color gris claro. Se trata de una especie piscívora que suele alimentarse principalmente de pequeños pelágicos, como sardinas y anchoas (Bearzi *et al.*, 2003), aunque esta dieta puede variar según la zona y la época del año (Bearzi *et al.*, 2006).

Debido al declive de la población mediterránea (www.iucnredlist.org), posiblemente a causa de la sobrepesca, la pesca incidental y la contaminación del hábitat (Forcada, 1998), el delfín común figura como especie vulnerable o en peligro en varias clasificaciones: i)CMS (Convención sobre la Conservación de Especies Migratorias de Animales Silvestres): Apéndice I (especie en peligro que debe estar bajo estrictas medidas de protección) y Apéndice II (especie que debería beneficiarse de la cooperación internacional); ii)UICN (Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza): En peligro; iii)Convenio de Berna: Anexo II (especies de fauna estrictamente protegidas); iv)CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres): Apéndice II (especies no amenazadas en la actualidad pero con necesidad de regulación); v)Convenio de Bonn: Apéndice II (conservación y gestión de especies migratorias); vi)Convenio de Barcelona: especies en peligro o amenazadas; vii)Directiva 97/62/CEE relativa a la conservación de los hábitat naturales y de la fauna y flora silvestres: Anexo IV (especies de interés comunitarios que requieren protección estricta); viii) CNEA (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas): vulnerable; ix) LESPRES (Listado de Especies Silvestres en Régimen de Protección Especial y del Catálogo Español de Especies Amenazadas. Real Decreto 139/2011): vulnerable.

Pese a todos los esfuerzos normativos, son escasas o inexistentes las medidas específicas para su protección. Una de las más interesantes es la protección de su hábitat.

En las aguas de la Región de Murcia se puede avistar esta especie gran parte del año, en especial en mar abierto, y ocasionalmente acompañado de otras especies, como el delfín listado (*Stenella coeruleoalba*), calderón común (*Globicephala melas*), calderón gris (*Grampus griseus*), grupos de túnidos y carángidos como la llampuga (*Coryphaena hypurus*) y, en menor medida, con delfín mular (*Tursiops truncatus*) y cachalote (*Physeter macrocephalus*). Pueden formar grupos, desde unos pocos individuos a centenares. La explicación de este comportamiento de convivencia interespecífica no está clara (Bearzi *et al.*, 2003).

En este trabajo se analizan las características de los avistamientos de delfín común, examinando la estacionalidad a lo largo del año, estacionalidad interanual, la presencia de crías y la formación de grupos mixtos con otras especies.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio abarca desde las proximidades de Cabo de Gata hasta las de Cabo de Palos, variando en intensidad y amplitud a lo largo de los años, siendo la mayoría del esfuerzo de muestreo en el golfo de Mazarrón.

La toma de datos fue realizada en la empresa de avistamiento de cetáceos (Cetáceos y Navegación s.l.) aprovechando los viajes turísticos (Evans y Hammond, 2004). Las salidas se hicieron en dos embarcaciones: desde el año 2004 hasta el 2013 en una goleta de 20m de eslora destinada al turismo de avistamiento de cetáceos en rutas de vida a bordo, cuya duración oscila entre 1-12 días, y, a partir de 2014, se tomaron también a bordo de una embarcación a motor de 9m de eslora, destinada a salidas turísticas de un solo día. Los puertos de salida eran Puerto de Mazarrón y Cartagena. En todas las rutas un observador experimentado se situaba en una zona elevada en el barco, y, con la ayuda de unos prismáticos de 7x50, realizaba vigilancias de unos 180° de horizonte durante las travesías. La velocidad media de los barcos era de 6 nudos. Se tomaron anotaciones de presencia/ausencia de cetáceos, así como de otras especies pelágicas, en fichas estandarizadas. Los datos consisten básicamente en la posición GPS de los animales, características del grupo, estructura, comportamiento y estado del mar. Los transectos no siguen un patrón concreto, debido a que son salidas turísticas y la navegación se realiza siempre de la manera más confortable posible para el pasaje. La distribución de dichas salidas tampoco es homogénea, ya que siempre hay más demanda de las mismas en los meses cálidos.

Cada año se contabilizan en torno a las 164 ± 14 observaciones de cetáceos de una media anual de $95,4 \pm 3,9$ salidas (Tabla 1), lo que supone una importante cantidad de información sobre la distribución y el comportamiento de estos animales en el Golfo de Vera. Para el presente trabajo se han utilizado los datos obtenidos desde el 2004 hasta el 2014, analizando la información procedente de los avistamientos de delfín común.

Tabla1. Relación de salidas de avistamiento de cetáceos por mes y año

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Enero	3	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0
Febrero	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	1
Marzo	2	2	0	2	11	3	6	6	8	8	6
Abril	2	5	11	12	5	4	9	9	9	8	10
Mayo	5	7	12	10	6	12	11	5	7	8	7
Junio	7	15	13	16	12	7	10	14	11	9	18
Julio	21	19	23	21	19	25	22	21	20	18	18
Agosto	19	28	23	22	22	22	19	20	15	21	26
Septiembre	9	10	11	16	10	10	16	10	11	11	8
Octubre	0	2	11	6	2	9	7	5	5	2	6
Noviembre	0	2	0	4	2	1	2	0	2	3	1
Diciembre	0	0	3	4	3	1	0	4	3	0	3

Los datos georreferenciados de cada avistamiento fueron representados en un mapa, para lo que se utilizó el software ArcGIS (versión 9.3) y la batimetría procedente del proyecto EMODNet del Servicio de Marina de la Armada (<http://www.armada.mde.es/>).

Se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA) para comprobar si había diferencias significativas de los avistamientos realizados entre años y estaciones. Previamente se analizó la normalidad de los datos y la homogeneidad de varianzas mediante el test de Bartlett.

3. RESULTADOS

Durante los años 2004-2014 se han llevado a cabo 1050 salidas de turismo de avistamiento de cetáceos. En esa cantidad de salidas se observaron cetáceos en 798 ocasiones (lo que supone un 76% de probabilidad de ver animales) y se anotaron 130 fichas de delfín común. De acuerdo con la presencia de otras especies, no se trata del delfínido más abundante en la zona (Figura 1). El tamaño medio de los grupos es de 45 individuos ($ES=7$, $n=130$, rango=1-500). En el 28% de los casos había presencia de crías.

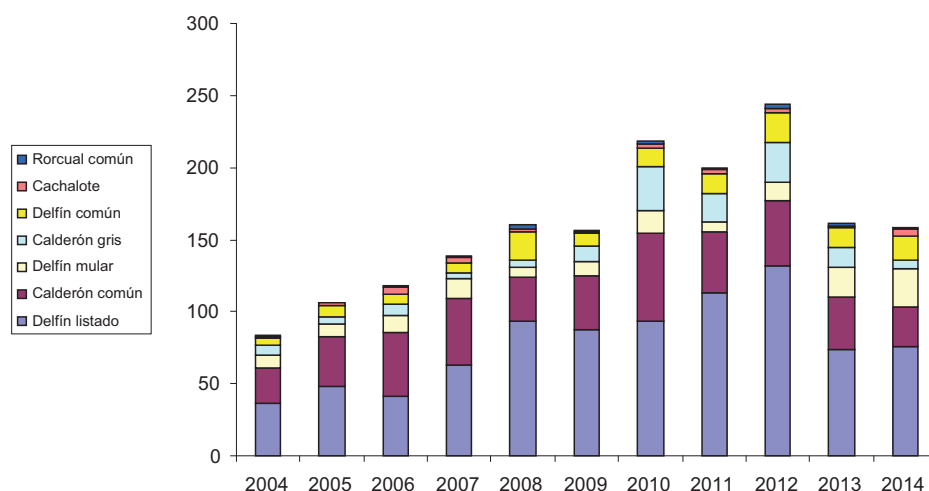


Figura 1. Relación de avistamientos por especie.

El área de distribución de los animales es fundamentalmente oceánica, siendo poco probable encontrarlos en aguas de profundidades inferiores a 200m (Figura 2). En la mayoría de los casos, los grupos de delfín común fueron avistados en grupos mixtos con delfín listado (48,9%) y, en menor medida con calderón común (6,3%), calderón gris (1,4%), delfín mular (0,7%), cachalote (0,7%) y peces pelágicos como túnidos (2,8%) y llampugas (2,8%). En el 36,4% de las veces se trató de avistamientos monoespecíficos de delfín común (Figura 3).

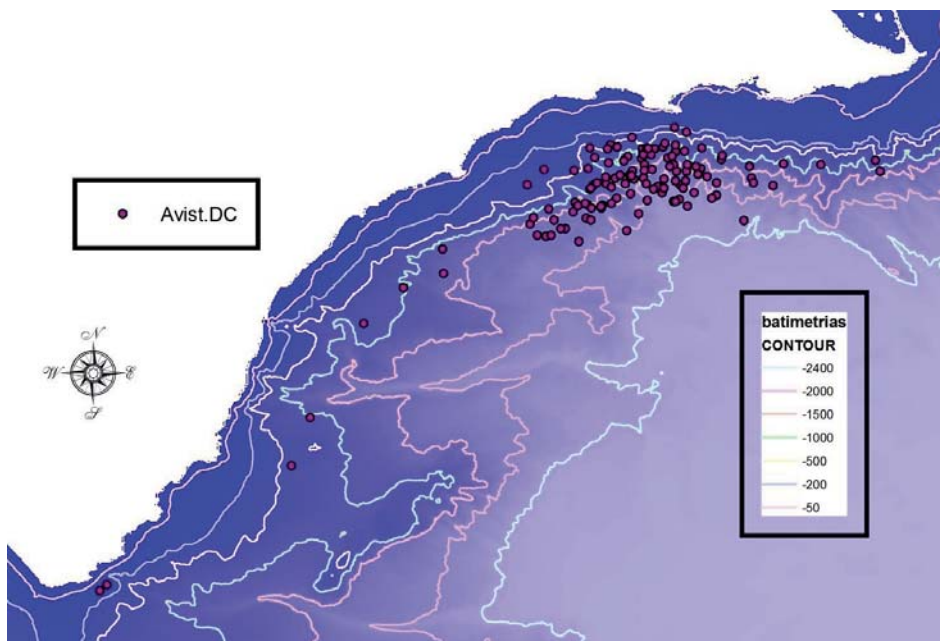


Figura 2. Mapa de distribución de los avistamientos de delfín común

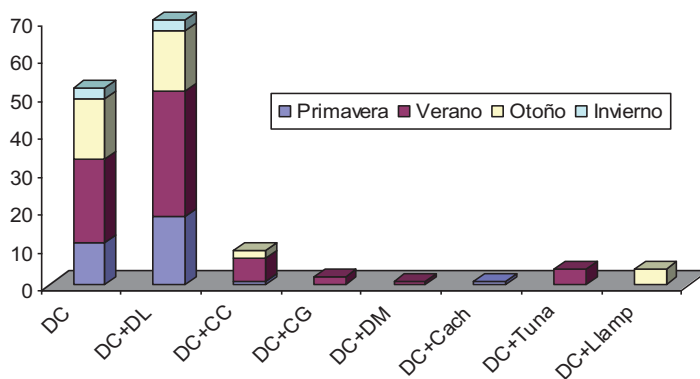


Figura 3. Avistamientos mixtos.

En cuanto a la presencia estacional de esta especie, se representó la media de encuentros de delfín común para cada estación del año y la estandarización de los mismos datos con el número de salidas. A priori, el delfín común parece más habitual en los meses de verano, pero, al estandarizar el

número de avistamientos con el número de salidas realizadas, la tendencia se muestra mayor en los meses fríos (Figuras 4 y 5). Se realizó el test de Bartlett para determinar la homogeneidad de las varianzas comprobar si hay evidencias de diferencias significativas, obteniendo un resultado afirmativo ($p=0,027$, g.l.=3). Con el test de Tukey se pudo confirmar la existencia de diferencias significativas ($p<0,05$) en los avistamientos en los meses de invierno y verano. Tanto el test de Bartlett como el de Tukey se realizaron con el paquete estadístico R (versión 2.15.2).

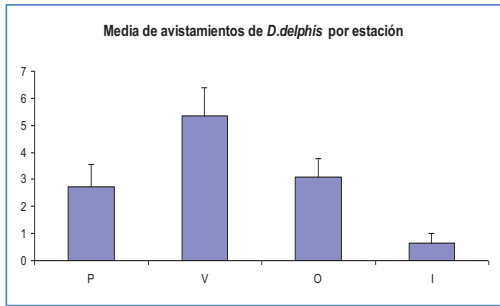


Figura 4. Media de avistamientos por estación

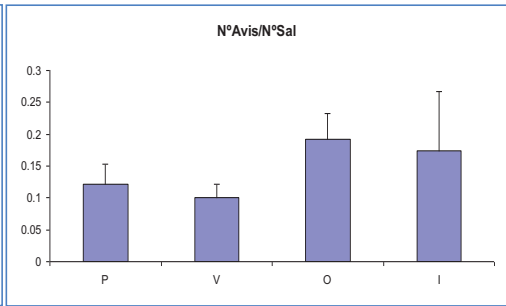


Figura 5. Media de avistamientos por estación y nº de salidas

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

La presencia de delfín común en las costas del golfo de Vera y, más concretamente, en la Región de Murcia es un hecho que se constata año tras año. Si bien no es más abundante que otros delfínidos, es una especie que puede llegar a encontrarse en cualquier época del año. La presencia de estos animales parece más frecuente en los meses de verano (test de Tukey, $p<0,05$), algo ya dicho en estudios anteriores (Bearzi *et al.*, 2003). Sin embargo, al estandarizar los avistamientos con el número de salidas realizadas cada mes, apenas se ve diferencia entre estaciones, si bien una ligera tendencia a aumentar la frecuencia en los meses más fríos. Esta apreciación debe ser estudiada con cautela, ya que se tomaron muchos menos datos durante otoño e invierno debido a que hay menos demanda de salidas turísticas. Para poder contrastar esta tendencia se deberían llevar a cabo más salidas en los meses menos frecuentados. Otros estudios, como el de Cañadas y Hammond (2008) no apreciaron apenas variación en las tasas de encuentro entre los meses de invierno y los de verano.

La distribución de los grupos es esencialmente oceánica, la inmensa mayoría de los datos fueron tomados en zonas de profundidades superiores a los 200m, mientras que solo dos avistamientos se obtuvieron cerca de la costa, en las proximidades de Cabo de Gata. Comparando con estudios previos (Cañadas y Hammond, 2008) se puede apreciar una tendencia al desplazamiento a zonas más profundas, lo que podría estar originado por el desplazamiento de las presas y a la sobrepesca en zonas

de plataforma (documento mamíferos marinos). Las asociaciones con otros grupos de animales pelágicos no es algo infrecuente (Frantzis y Herzing, 2002; Notarbartolo di Sciara, 2002; Cañadas y Hammond, 2008; Quérouil *et al.*, 2008). En el Golfo de Vera es muy probable avistarlo con delfín listado y, de manera ocasional, con túnidos y carángidos en los meses de verano y otoño respectivamente. En el estudio de Cañadas y Hammond realizado en el periodo 1992-2004 el 22% de los avistamientos mixtos fueron con delfines listados, frente al 48,9% en el periodo 2004-2014, lo que supone un incremento considerable. No parece que existan evidencias de competencia interespecífica por los recursos entre ambos, ya que la dieta de los delfines listados está compuesta predominantemente por cefalópodos mesopelágicos y mictófidos y la de los delfines comunes por peces como la sardina y el boquerón (Bearzi *et al.*, 2006). El motivo de estas asociaciones no está del todo claro, pero es algo observado en otras partes del mundo. En Malta es frecuente observarlo con llampugas y atunes en meses cálidos (Bearzi *et al.*, 2003).

El delfín común es una especie que muestra desde hace varios años un evidente declive en el mar Mediterráneo (UICN, 2012). Algunos autores sugieren como motivos de este descenso en la población la disminución de la biomasa de presas, la pesca incidental, la contaminación por tóxicos, contaminación acústica procedente de barcos, prospecciones sísmicas y maniobras militares, o la combinación de varios factores (Forcada, 1998; Bearzi *et al.*, 2003; Cañadas y Hammond, 2008). Es por esto que consta en varias categorías como especie en peligro o vulnerable y que debe ser objeto de una adecuada protección. En la Región de Murcia es una especie que se puede ver prácticamente todo año y, pese a su problemática actual, no cuenta con unas medidas de protección adecuadas, pese a que ya hay óptimas propuestas de gestión como las recomendadas por ACCOBAMS (Acuerdo sobre la Conservación de los Cetáceos en el Mar Negro, el Mar Mediterráneo y la Zona Atlántica Contigua) en 2004 (Bearzi *et al.*, 2004). El Golfo de Vera es una de las 8 Áreas de Importancia para la Conservación en el Mediterráneo para esta especie, ya que se considera que es la última “frontera” de esta especie a nivel del Mediterráneo (Bearzi *et al.*, 2003). Sería conveniente continuar los seguimientos periódicos de esta especie en la zona para llevar a cabo adecuadas medidas de gestión.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BEARZI, G., REEVES, R.R., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., POLITI, E., CAÑADAS, A., FRANTZIS, A. & MUSSI, B. (2003). “Ecology, status and conservation of Short-beaked Common Dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea”. *Mammal Review*. 33(34): 224-252.
- BEARZI G., NOTARBARTOLO DI SCIARA G., REEVES R.R., CAÑADAS A., FRANTZIS A. (2004). “Conservation Plan for shortbeaked common dolphins in the Mediterranean Sea”. *ACCOBAMS, Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and Contiguous Atlantic Area*. 90 pp.
- BEARZI, G., POLITI, E., AGAZZI, S., AZZELLINO, A. (2006) “Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean)”. *Biol Conserv* 127:373–382.

- CANADAS, A., HAMMOND, P., (2008). "Abundance and habitat preferences of the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the southwestern Mediterranean: implications for conservation". *Endangered Species Research* 4, 309–331.
- EVANS, P.G.H. & HAMMOND, P.S., (2004). "Monitoring cetaceans in European waters". *Mammal Review*, 34, 131–156.
- FORCADA, J. & HAMMOND, P. (1998). "Geographical variation in abundance of striped and common dolphins of the western Mediterranean." *J. Sea Res.* 39, 313-325.
- FRANTZIS, A. & HERZING, D.L. (2002). "Mixed species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf of Corinth (Greece, Mediterranean Sea)." *Aquatic Mammals*, 28, 188-197.
- IUCN (2012). Marine Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. 32 pages.
- NOTARBARTOLO DI SCIARA G. (2002). "Cetacean species occurring in the Mediterranean and Black Seas". En: *G. Notarbartolo di Sciara (Ed.), Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*. A report to the ACCOBAMS Secretariat, Monaco, February 2002. Section 3, 17 p.
- QUÉROUIL, S., SILVA, M.A., CASCÃO, I., MAGALHÃES, S., SEABRA, M.I., MACHETE, M.A. & SANTOS, R.S. (2008). "Why do dolphins form interspecific-species associations in the Azores?" *Ethology* 114, 1183—1194.

Capítulo 27

Sistema de seguimiento en salinas del entorno del Mar Menor: indicadores ambientales para evaluar su estado de conservación.

José Manuel Vidal Gil^{1*}, Antonio Zamora López¹, Alfredo González Rincón² & José M. Zamora Marín^{1,3}

¹ TECOMA Ingeniería y Ambiente S.L. ² Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.

³ Dpto. de Zoología y Antropología Física, Universidad de Murcia

*josemanuel@biocyma.com

RESUMEN

Las salinas litorales constituyen hábitats salinos muy característicos con extensas y heterogéneas áreas inundadas, por lo que resultan humedales clave para la conservación de la biodiversidad y los procesos ecológicos. El empleo de indicadores ambientales para la caracterización y seguimiento de los ecosistemas es por tanto de gran interés para la gestión de los mismos. El principal objetivo del trabajo es presentar el sistema de indicadores desarrollado para las salinas del entorno del Mar Menor. Este programa de seguimiento permite monitorizar y evaluar cambios en los ecosistemas litorales salineros de la Región de Murcia e incluye tres componentes faunísticos: invertebrados acuáticos, fartet y aves acuáticas. Mediante su aplicación se obtienen valoraciones numéricas relacionadas con el estado de conservación a diferente escala espacial y temporal, facilitando la detección de cambios y la formulación de propuestas de gestión y conservación.

Palabras clave: conservación, salinas, aves, invertebrados, fartet, evaluación.

ABSTRACT

Environmental monitoring system in salt works of the surroundings the Mar Menor coastal lagoon: environmental indicators to assess their conservation status. The coastal salt works are highly characteristic and heterogeneous habitats with large flooded areas, which are the key to the conservation of biodiversity and ecological processes wetlands. Therefore, the use of environmental indicators for the characterization and monitoring of these ecosystems is a good tool to the management of them. The aim of this paper is to present the indicator system of the Mar Menor salt works. This system allows evaluating and monitoring changes in the coastal salt works of the region of Murcia and it's made up by three faunistic components: aquatic invertebrates, Iberian toothcarp and waterbirds. Numerical evaluations related to the conservation status at different spatial and temporal scales are obtained through to his applying, which facilitates the detection of changes and evaluating management and conservation actions.

Keywords: conservation, salt works, birds, aquatic invertebrates, Iberian toothcarp , evaluation.

1. INTRODUCCIÓN

La superficie ocupada por los espacios protegidos en España alcanza el 9.1 % del territorio nacional (EUROPARC-España, 2005). A pesar del creciente número de áreas protegidas, la gestión en la mayoría de los casos se ha basado únicamente en la regulación de ciertas actividades o en el buen hacer de gestores en base al conocimiento acumulado, siendo muy escasos los esfuerzos destinados al seguimiento de elementos indicadores, procesos ecológicos o especies amenazadas. El seguimiento ambiental es un proceso continuo de recopilación de información sobre los aspectos más relevantes de los sistemas manejados y de la gestión del espacio protegido, mediante indicadores verificables objetivamente (EUROPARC-España, 2005).

La Oficina Regional de Espacios Protegidos de la Región de Murcia aborda desde 2012 el “Programa de Seguimiento Ambiental en el litoral Occidental de la Región” (TECOMA S.L., 2014). El Sistema de Seguimiento Ambiental en Salinas del Mar Menor constituye parte de este programa de seguimiento y se desarrolla anualmente en los ecosistemas ligados a las explotaciones salinas del entorno de la laguna del Mar Menor. De esta manera, persigue relacionar los resultados del seguimiento (biótico y abiótico) con valores numéricos relacionados con estados de conservación relativos. Los objetivos principales de este sistema son:

- Implantar un programa de seguimiento a largo plazo en salinas litorales.
- Seleccionar variables cuantificables vinculadas al estado de conservación de estos humedales.
- Desarrollar y aplicar indicadores sencillos, integradores y que respondan a cambios en las salinas.

La consecución de estos objetivos principales permitirá además:

- Generar información básica de seguimiento.
- Evaluar y orientar medidas de gestión y manejo.
- Servir como sistema de alerta temprana frente a especies exóticas invasoras.
- Aprovechar valiosa información generada en otros programas de seguimiento.

Para ello se fundamenta en el empleo de indicadores ambientales, es decir, variables cuantificables que reflejan de manera sintetizada el estado del medio ambiente o de alguno de sus compartimentos, proporcionando información útil para la gestión activa de un elemento natural. En este trabajo se describe someramente el diseño y la aplicación de los índices que conforman el sistema de seguimiento ambiental desarrollado en las salinas del entorno del Mar Menor, además se presenta un resumen de los resultados obtenidos hasta la fecha.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El sistema de seguimiento ambiental en salinas ha sido diseñado para su aplicación en tres explotaciones salineras del entorno del Mar Menor. Las tres salinas objeto de estudio están ubicadas en diferentes espacios naturales protegidos y gozan de diferentes figuras de protección ambiental: las

salinas de San Pedro en el Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar; las salinas del Rasall en el Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila; y las salinas de Marchamalo en el Paisaje Protegido de los Espacios Abiertos e Islas del Mar Menor.

La producción de sal en estas explotaciones se mantiene únicamente en las salinas de San Pedro, aspecto que confiere un mejor estado de conservación a este humedal respecto al resto. Por el contrario, la actividad productiva en las salinas del Rasall y Marchamalo cesó en la segunda mitad del siglo XX y se enfrentan en la actualidad a serios problemas de gestión y mantenimiento. Durante los últimos años, la Oficina de Impulso Socioeconómico del Medio Ambiente (OISMA) ha llevado a cabo actuaciones con fines conservacionistas para garantizar la protección de especies amenazadas y la conservación de los valores naturales en estas salinas abandonadas.

3. DISEÑO DE MUESTREO Y APLICACIÓN DE ÍNDICES

Para monitorizar el estado de conservación de los humedales objeto del presente trabajo se han seleccionado tres componentes faunísticos, protagonistas en el área de estudio, que conforman el sistema de indicadores. Estos compartimentos biológicos son macroinvertebrados acuáticos, fartet (*Aphanius iberus*) y aves acuáticas, todos ellos desempeñan un papel ecológico fundamental en el funcionamiento de los ecosistemas salinos estudiados. Además se monitorizan otros factores ambientales, como la cobertura vegetal, la salinidad o el nivel de inundación, íntimamente ligados al manejo de las salinas y relacionados directamente con los indicadores seleccionados. Para que los resultados obtenidos sean comparables a diferentes escalas espaciales y temporales se ha descrito un protocolo metodológico, donde se fija la ubicación, la frecuencia y el esfuerzo de los muestreos.

3.1.- Macroinvertebrados acuáticos

El período estival es el más propicio para el muestreo de este grupo faunístico, puesto que la mayoría de especies presentan más actividad y resulta por tanto más fácil realizar muestreos representativos de la comunidad (Bonada *et al.*, 2007). El método de muestreo empleado es el barrido con manga entomológica de 0.5mm a lo largo de un transecto lineal durante 60 segundos. Las estaciones de muestreo o cubetas salineras (tabla 1) han sido seleccionadas en base a su rango de salinidad y a la extensión de la explotación salinera a la que pertenecen, cubriendo así el espectro salino donde es viable la vida animal en el área estudiada (34-130 g/l).

Tabla 1. Características y esfuerzo de muestreo para cada una de las tres localidades objeto de estudio

	Superficie (ha)	Estaciones de muestreo	Puntos de muestreo	Rango salinidad muestreado (g/l)	Rango profundidad muestreado (cm)
Marchamalo	48.5	3	5	42 - >100	10 – 40
Rasall	16.9	4	4	22 – 54	10 – 30
San Pedro	509.1	7	21	38 – 98	20 – 60

Una vez identificadas las muestras en laboratorio, se procede a la aplicación del “Índice de Interés de Conservación” propuesto por Guareschi *et al.*, (2015) y detallado a continuación:

Índice de Interés de Conservación basado en Coleópteros (ICC) = (nº especies + nº familias) + 2 * [nº especies (EI, V, INA)]

Este índice se basa en dos componentes principales, la primera relativa a la riqueza de especies de coleópteros acuáticos y la riqueza de familias de macroinvertebrados; la segunda, valorada el doble, referida al número de especies endémicas ibéricas de coleópteros (EI), número de especies de coleópteros con un grado de vulnerabilidad alto (VU) y el número de coleópteros indicadores de naturalidad (INA).

Por otro lado, la información recabada sobre factores ambientales (aspecto del agua, vegetación periférica y acuática) se emplea para aplicar el índice ECELS (Agència Catalana de l'Aigua, 2006) que ha sido previamente adaptado a las salinas estudiadas para evitar penalizar características inherentes a estas explotaciones (p.ej. presencia de canales). La categoría de conservación obtenida en ambos índices se integra en una matriz para obtener el estado de conservación final para cada una de las salinas.

3.2.- Fartet

El fartet es una especie endémica de la península ibérica que debe considerarse típica de los humedales del entorno del Mar Menor (Oliva-Paterna *et al.*, 2006). El indicador basado en este componente faunístico emplea parámetros relativos a su distribución dentro de cada salina (% de balsas con presencia/total muestreadas), su estructura de tallas y sexos, su abundancia relativa (CPUEs) y diversos parámetros ambientales que evalúan la disponibilidad y calidad del hábitat como el porcentaje de balsas inundadas, profundidad, salinidad, aspecto del agua, cobertura de motas y vegetación hidrofítica o enraizada.

Para la captura de este ciprinodóntido se emplean minnow-traps, trampas metálicas especialmente indicadas para pequeños peces de zonas someras. Se realizan tres muestreos anuales para cubrir las diferentes fases de su ciclo vital, el primero en Marzo (pre-reproductor) y los otros dos en Junio-Julio y Septiembre (reproductor). Se han establecido tres estaciones de muestreo (cubetas) en las salinas del Rasall y Marchamalo, y siete en las de San Pedro. En esta última localidad se cubren los dos circuitos salineros (tres estaciones en cada uno) y la charca del Coterillo, por su importante valor divulgativo. Cada estación de muestreo se compone a su vez de cinco puntos fijos donde se coloca una trampa, que es recogida tras 24 horas e funcionamiento. Todos estos datos son utilizados para aplicar un índice que atribuye una puntuación determinada, según los valores obtenidos en el campo, en relación a umbrales de referencia que han sido fijados en base a los requerimientos ecológicos de la especie. La puntuación final obtenida para cada localidad se utiliza para asignar una categoría de estado de conservación, según una matriz de categorización, en un período de muestreo concreto.

3.3.- Aves acuáticas

Para evaluar el estado de conservación de las salinas mediante aves acuáticas se ha empleado la información disponible sobre su reproducción, a diferencia de los dos componentes anteriores, se obtiene a través de los censos realizados por otros equipos de trabajo de la OISMA. Los datos sobre la reproducción de aves acuáticas se emplean para la aplicación de un índice diseñado a tal efecto, el ICAA (Índice de Conservación de Aves Acuáticas). Este índice relativo se basa en una fórmula que relaciona el número de parejas reproductoras de cada especie (N), con su estatus de protección (E) y la superficie que ocupan las salinas donde se reproduce (S). Esta última variable permitirá comparar los resultados entre salinas de diferente extensión, como las que son objeto del presente trabajo.

$$ICAA = \sum_i \left(\frac{N \times E}{S} \right)$$

El estatus de protección/conservación se valorará en función de las figuras de protección o las listas rojas en las que aparezca cada especie:

- ✓ E=3 → especie incluida en el Anexo I de la Directiva 2009/147/CE o catalogada como amenazada (CR, EN o VU) según la UICN.
- ✓ E=2 → especie amenazada a nivel estatal o regional, incluida en el Libro Rojo de las Aves de España o en el Libro Rojo de los Vertebrados de la Región de Murcia.
- ✓ E=1 → especie no incluida en los catálogos ni listas anteriormente mencionados.
- ✓ E=-1 → especie para la que se ha descrito un efecto negativo sobre la reproducción del resto (depredación, agresiones, etc....) p.ej. Gaviota patiamarilla (*Larus michahellis*).

La puntuación final en cada localidad se obtiene sumando la valoración para cada una de las especies que se ha reproducido en dichas salinas. De esta manera, y en base a una matriz de categorización, el valor final obtenido para cada localidad se emplea para asignar un estado relativo de conservación.

4. RESULTADOS PRELIMINARES

El Sistema de Seguimiento Ambiental en salinas del entorno del Mar Menor se ha puesto en marcha en el año 2015 tras su diseño experimental durante 2014. Esta herramienta de gestión ha sido diseñada para analizar la evolución de los humedales a medio y largo plazo, aún así la información recabada hasta la fecha ofrece resultados preliminares muy interesantes para la gestión de estos espacios protegidos.

En relación a la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, se ha caracterizado la composición de especies en las tres salinas estudiadas incluyendo los dos circuitos concentradores de las salinas de San Pedro. Además, no se ha detectado la presencia de ninguna especie exótica invasora. Por otro lado, se ha constatado la extinción del fartet y la simplificación de las comunidades biológicas en la charca del Coterillo, ambos sucesos propiciados por estrés salino. Aún así, las salinas de San

Pedro y Marchamalo mantienen buenas poblaciones de esta especie, aspecto que contrasta con la baja categoría de conservación del fartet en las salinas del Rasall donde las dificultades en el aporte hídrico ponen en peligro la viabilidad de su población. Por último, el estrés hídrico y la depredación por vertebrados terrestres (algunos domésticos) limitan la reproducción de las aves acuáticas en Rasall y Marchamalo respectivamente. Por otro lado, las colonias de aves acuáticas en las salinas de San Pedro constituyen un elemento de elevado interés de conservación que refleja el buen estado de gestión de este humedal.

Estos resultados permiten confirmar que el sistema de seguimiento se presenta como una herramienta útil y eficaz para identificar las deficiencias en la gestión de los humedales estudiados, aportando valiosa información sobre sus comunidades biológicas y orientando en el proceso de toma de decisiones.

5. AGRADECIMIENTOS

La Universidad de Murcia, en particular Andrés Millán Sánchez, Francisco José Oliva Paterna y Francisco Robledano Aymerich, ha colaborado en el diseño y contribuye actualmente al asesoramiento científico del sistema de seguimiento. Teresa López Aledo ha contribuido a mejorar la ejecución y consolidar el programa.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGÈNCIA CATALANA DE L'ÀIGUA (2006). “*Protocol d’avaluació de l’estat ecològic de les zones humides*”. Departmen de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.
- BONADA, N.; DOLEDEC, S. y STATZNER, B. (2007). “Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between Mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios”. *Global Change Biology* 3: 1658-1671.
- EUROPARC-España. (2005). “*Diseño de planes de seguimiento en espacios naturales protegidos. Manual para gestores y técnicos*”. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid. 176 páginas
- EUROPARC-España. (2005). Anuario 2003. “*Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos*”. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid.
- GUARESCHI, S.; VELASCO, J.; SÁNCHEZ-FERNÁNDEZ, D.; PICAZO, F; CARBONELL, J.A.; BRUNO, D.; ABELLÁN, P. y MILLÁN, A. (en prensa). “*Interés de conservación de los humedales Ramsar en España peninsular a través de su comunidad de coleópteros acuáticos*”. Asociación Aragonesa de Entomología. Zaragoza.
- OLIVA, F.J.; TORRALVA M. & FERNÁNDEZ, C. 2006. “Threatened fishes of the world; *Aphanius Iberus* (Valenciennes) (Cyprinodontidae)”. *Environmental Biology Fishes* 75: 305-307.
- TECOMA S.L. (2014). “*Programa de seguimiento ambiental del litoral oriental de la Región de Murcia, Memoria 2014*”. Área de Conservación Litoral, Oficina Regional de Espacios Protegidos. Dirección General del Medio Natural, CARM.

Capítulo 28

Aves acuáticas como indicadores para la gestión de sistemas mareales mediterráneos: el caso de Las Encañizadas del Mar Menor (Murcia, SE España).

Antonio Zamora López^{1,3}, Francisco Robledano Aymerich¹, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín^{2,3}, M^a Francisca Carreño¹, José A. Palazón Ferrando¹

1: Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia. 2: Departamento de Geografía, Universidad de Murcia. 3: Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Email: antonio.zamora2@um.es

RESUMEN

Las Encañizadas del Mar Menor (SE España) es un sistema intermareal singular del Mediterráneo. Para determinar las relaciones entre las aves acuáticas invernantes y las características de sus hábitats, se muestreó su distribución en sectores ambientales predefinidos, y se agruparon en gremios mediante análisis de clasificación y ordenación. Las relaciones gremio-hábitat fueron analizadas mediante modelos lineales generalizados, observando relaciones significativas con variables biofísicas (tipo de biocenosis y superficie de aguas someras o inundación temporal), lo que se atribuye a las características ecomorfológicas de las especies. Se concluye la necesidad de integrar este tipo de estudios en la elaboración de planes de uso y gestión y proyectos dirigidos a conservar la biodiversidad.

ABSTRACT

The Encañizadas del Mar Menor (SE Murcia) is a singular intermareal system in the Mediterranean. To determine the relationships between wintering waterbirds and the habitat characteristics of the area, we sampled their distribution in predefined environmental sectors. Species were grouped in guilds through classification and clustering analysis. The guild-habitat relationships were analyzed through generalized linear models. Results show significant relationships with biophysical variables (type of biocoenoses and surface of shallow waters or temporarily flooded), which is attributed to the ecomorphological characteristics of the species. It is concluded that there is a need to integrate these studies in the development of management plans and biodiversity conservation projects.

1. INTRODUCCIÓN

Las aves acuáticas representan uno de los grupos faunísticos más estudiados y protegidos del reino animal. Sin embargo, en ocasiones descuidamos la importancia que la protección de sus hábitats supone para la conservación de estas especies. A su vez, el estudio de las aves es una herramienta reconocida para valorar la diversidad e integridad de los ecosistemas a nivel global (Canterbury *et al.*

2000), siendo además consideradas como bioindicadores del estado de conservación y salud ambiental del entorno, ejerciendo de testigo frente a su posible alteración o deterioro.

La avifauna representativa de los sistemas intermareales está compuesta principalmente por especies catalogadas como limícolas. Las características de hábitats naturales y seminaturales que experimentan fluctuaciones aperiódicas en su nivel de inundación, tales como orillas de lagunas costeras, golas y salinas, constituyen zonas someras con altas densidades de macroinvertebrados, ideales para la alimentación de este grupo de aves (Martínez-Vilalta, 1985; Britton & Johnson, 1987).

Aunque en general las aves limícolas presentan poblaciones abundantes, la distribución marginal de sus hábitats supone una gran amenaza, hecho que, sin lugar a dudas, condiciona a este grupo a soportar enormes problemas de conservación. La pérdida de hábitats constituye en España un fenómeno de gran entidad, puesto que de las 2.474 zonas húmedas catalogadas por Pardo (1948), prácticamente ha desaparecido el 50% (Barbosa 1997).

Como cita Barbosa (1997), la investigación en biología de la conservación de aves limícolas debe ir enfocada a: 1) determinar la importancia numérica de las poblaciones y su localización geográfica, 2) determinar el significado funcional de las áreas a lo largo del ciclo anual y las relaciones de las especies con el hábitat, y 3) realizar un seguimiento de las poblaciones. Estas tres directrices son vitales para comprender los patrones ecológicos de las aves en cada área, desvelándonos así las repercusiones que determinadas actuaciones sobre el hábitat podrían tener en las poblaciones.

El presente trabajo pretende ampliar los conocimientos sobre las aves acuáticas y el uso del hábitat que éstas realizan en un humedal litoral mediterráneo de carácter mareal. Para ello, se ha seleccionado como zona de estudio Las Encañizadas, incluida dentro del Parque Regional *Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar*. Este estudio tiene como fin la consecución de los siguientes objetivos:

- Realizar una clasificación de las especies de aves acuáticas en base a su distribución en la zona de estudio y uso del hábitat.
- Determinar qué variables ambientales se relacionan con la distribución de la abundancia de los principales grupos de aves resultantes de dicha clasificación.
- Realizar propuestas para la gestión de la biodiversidad en este ecosistema litoral basadas en el estudio de su utilización por las aves acuáticas.

Área de estudio: Las Encañizadas

Las Encañizadas, incluidas dentro del Parque Regional *Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar*, es una zona de transición entre el Mar Menor y el Mediterráneo, caracterizada por su transformación para el aprovechamiento pesquero (Ballesteros 2014). Con una extensión de 181 ha y dominada por canales, zonas fangosas someras e islotes de vegetación halófila, este humedal está sujeto a continuas oscilaciones en el nivel de agua, resultado de fluctuaciones aperiódicas en el intercambio hídrico entre la laguna y el mediterráneo. No obstante, también existen ciclos periódicos

interanuales que rigen cambios sustanciales, con mínimos entre los meses de enero-marzo, y máximos entre agosto-septiembre.

Las concentraciones de aves limícolas que invernan en esta zona alcanzan densidades superiores a los encontrados en la costa de Kenia, el Mar de Wadden o la ría Formosa (Portugal), llegando incluso a aproximarse a las detectadas en las Islas Seychelles, ambientes mareales típicos (Robledano 1995).

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1.- Cartografía y sectorización

Con el objetivo de recabar en los muestreos información sobre la distribución y uso del hábitat de las aves acuáticas, se diseñó una sectorización del área de estudio en función de sus características ambientales. A partir de la cartografía bionómica de Las Encañizadas, recientemente elaborada por Belando *et al.* (2014), se realizó el análisis espacial y la sectorización del área de estudio. Además, se consideró un estudio batimétrico incluido en ese mismo trabajo, para complementar así la caracterización de los hábitats representados en cada uno de los sectores. Se obtuvo como resultado el establecimiento de 11 unidades de muestreo.

Censos

Los censos se llevaron a cabo quincenalmente durante el periodo de invernada de las aves acuáticas (noviembre-febrero), siendo en total 8 los censos realizados (32h.). Los muestreos se efectuaron justo después del amanecer, ya que es en este instante cuando la actividad de las aves es mayor, disminuyendo ésta conforme avanza el día. El objetivo de los censos era cuantificar el número de especies, y de ejemplares de cada una de éstas, que hacían uso de los diferentes sectores objeto de estudio. Durante los muestreos se estimó visualmente el nivel de agua en Las Encañizadas, en una escala de cuatro términos (1= muy bajo; 2= bajo; 3= alto; 4= muy alto).

2.2.- Análisis estadísticos

Análisis de correspondencias (CA):

Previamente a su análisis estadístico, los datos de campo fueron transformados en una matriz binaria de presencia/ausencia. A continuación se realizó un filtrado, siendo seleccionadas únicamente aquellas especies que aparecieron en al menos el 50% de los muestreos (4 censos). El análisis de correspondencias (AC) se efectuó mediante el programa estadístico R (R Core Team 2015), utilizando la librería FactoMineR (Husson *et al.*, 2015) y calculando los 4 ejes principales.

Posteriormente, se realizó un análisis de agrupamiento de clases: las especies se agruparon con la función *kmeans*, mientras que los centroides de las clases obtenidas fueron ordenados mediante una clasificación jerárquica con *hclust* siguiendo el criterio Ward. Tras este análisis, y observando en el dendrograma las asociaciones de especies en función del uso del

hábitat que realizan, se identificó a los grupos que sirvieron de base para la generación del posterior modelo lineal generalizado (GLM).

Modelo Lineal Generalizado (GLM):

Se ha realizado una serie de modelos de regresión lineal mediante el programa estadístico R (R Core Team 2015). Las variables independientes utilizadas hacen referencia a las comunidades de macrófitos y a las características ambientales de los hábitats de Las Encañizadas. Por otro lado, las variables dependientes (biológicas) son las abundancias relativas de los grupos de aves acuáticas generados en el análisis clúster. Para detectar las relaciones significativas entre las aves y los hábitats que éstas utilizan se han realizado modelos de regresión lineal para cada uno de los censos y sectores y, finalmente, para el conjunto de las abundancias relativas obtenidas en todos los censos.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1.- Abundancia y riqueza de especies. Variación espacio-temporal

En los 8 censos realizados se detectó la presencia de 7.839 individuos de 37 especies diferentes. Los resultados desvelan una relación negativa entre fluctuaciones periódicas y aperiódicos en el nivel del agua y el número de individuos detectados en los muestreos (véase figura 1), que también ha sido señalada por otros autores (Boshoff *et al.*, 1991). Niveles bajos de agua en el humedal condicionan una mayor exposición de fangos, generando zonas someras en las cuales las aves acuáticas (principalmente limícolas) desarrollan su actividad alimentaria (Robledano, 1995), viéndose incrementado de esta forma su hábitat disponible.

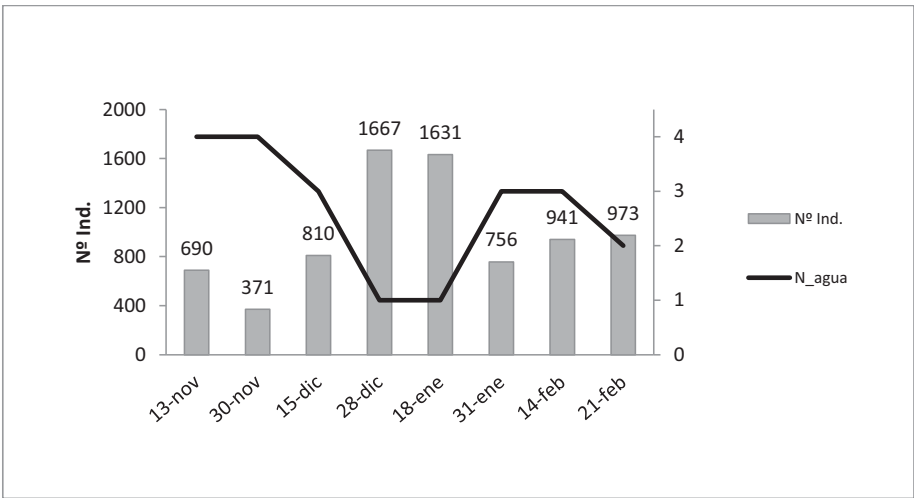
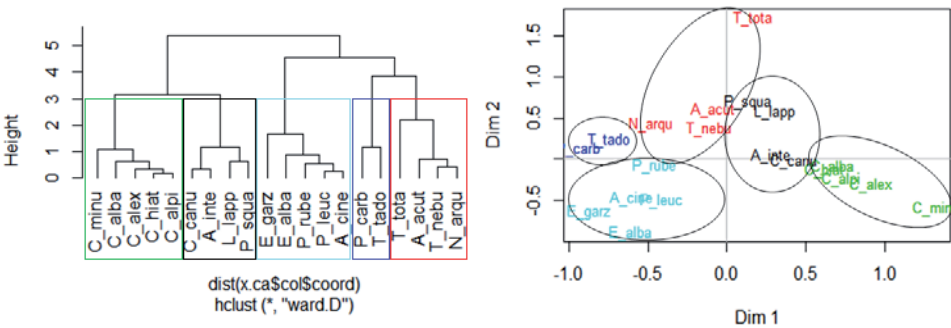


Figura 1. Relación entre el nivel de agua y la abundancia de aves acuáticas.

Análisis de correspondencias (CA): selección de clases

Como resultado del análisis cluster se obtuvo 5 clases (agrupaciones) bien diferenciadas (figura 2), siendo éstas utilizadas en el posterior modelo de regresión lineal (GLM). Los grupos generados muestran gran coherencia, siendo englobadas en cada uno de ellos especies con características ecomorfológicas similares.



Verde (G1): *Calidris minuta* L., *Calidris alba* P., *Charadrius alexandrinus* L., *Charadrius hiaticula* L. y *Calidris alpina* L.; **Negro (G2):** *Calidris canutus* L., *Arenaria interpres* L., *Limosa lapponica* L. y *Pluvialis squatarola* L.; **Azul cielo (G3):** *Egretta garzetta* L., *Egretta alba* L., *Phoenicopiterus roseus* Pallas, *Platalea leucorodia* L. y *Ardea cinerea* L.; **Azul oscuro (G4):** *Phalacrocorax carbo* L. y *Tadorna tadorna* L.; **Rojo (G5):** *Tringa totanus* L., *Anas acuta* L., *Tringa nebularia* Gunnerus y *Numenius arquata* L.

Figura 2. Clases generadas en dendrograma clúster y representadas en AC.

Modelo Lineal Generalizado (GLM)

Los resultados obtenidos de los modelos lineales generalizados muestran correlaciones entre las agrupaciones de aves establecidas y las variables ambientales que caracterizan el hábitat de Las Encañizadas (véase tabla 1), destacan:

El grupo 1, conformado por limícolas de pequeño tamaño, se encuentra fuertemente asociado a áreas de inundación temporal. La explicación de este hecho estriba en que estas especies, de pico y patas relativamente cortas, se alimentan en zonas húmedas y someras en las que los macroinvertebrados se sitúan en las capas más superficiales del sustrato. No obstante, las aves limícolas no frecuentan de forma inmediata las superficies inundadas por las lluvias, puesto que durante las primeras fases de maduración de estos microhábitat existe un déficit de materia orgánica y macroinvertebrados (Green & Hilton, 1998).

Limícolas de mediano tamaño (grupo 2) muestran preferencia por áreas someras con profundidades inferiores a 10 cm. Las características morfológicas de estas especies les permiten buscar alimento más allá de fangos y zonas arenosas, pudiendo adentrarse en la lámina de agua para completar sus necesidades tróficas. A su vez, este grupo también se encuentra estrechamente

relacionado con praderas de *Ruppia cirrhosa*, macrófita marina en la que gran cantidad de macroinvertebrados (principal fuente de alimento para muchas aves acuáticas) encuentran refugio y alimento.

Tabla 1. Principales datos estadísticos de las relaciones significativas observadas entre las clases de aves y las variables ambientales en el GLM.
Signo del ajuste (+, -), % Devianza (varianza explicada), P-valor.

CLASE	S inundación temporal	Ruppia cirrhosa	Profundidad < 0,1m	R. cirrhosa- C. nodosa	Arenas
1	(+) 71,4 % 0,00105				
2		(+) 71,9 % 0,00097	(+) 73,4 % 0,00075		
3				(+) 91,0 % 0,00525	
4				(+) 69,2 % 0,00149	
5					(-) 49,4% 0,01581

Por otro lado, zancudas (grupo 3) y nadadoras (grupo 4) responden de forma positiva al hábitat constituido por praderas mixtas de *Ruppia cirrhosa* y *Cymodocea nodosa*. Esta comunidad de fanerógamas marinas alberga gran cantidad de alimento para las especies de aves piscívoras que conforman estos grupos. Las praderas de *C. nodosa* están consideradas como hábitats de elevada importancia para el reclutamiento de numerosas especies de ictiofauna (Espino *et al.*, 2011), ofreciendo mejores condiciones para las poblaciones de peces que otras comunidades de macrófitos, tales como *Caulerpa prolifera* (Verdiell-Cubedo *et al.*, 2007).

Por último, las aves acuáticas que componen el grupo 5 muestran una correlación negativa significativa con zonas arenosas. Este hecho puede achacarse al carácter estéril de este sustrato, cuyos valores mínimos de humedad y materia orgánica condicionan la reducida disponibilidad de alimento para las aves acuáticas que conforman esta clase.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN

Especies de aves acuáticas cercanas taxonómicamente (correlimos y chorlitejos) o que han convergido de forma evolutiva (ardeidas, flamencos y espátulas) muestran respuestas similares en cuanto al uso de hábitat, hecho que se debe a que estas especies comparten algunos caracteres morfológicos que condicionan su ecología y, por tanto, la selección de hábitats.

La abundancia de aves limícolas está directamente relacionada con las fluctuaciones periódicas y aperiódicas que caracterizan los sistemas intermareales o sus equivalentes mediterráneos. Niveles bajos en la lámina de agua condicionan una mayor exposición de fangos y zonas húmedas, incrementando la disponibilidad de alimento y, por tanto, el número de especies e individuos de este gremio.

Las áreas de inundación temporal, a pesar de generar ecosistemas de carácter intermitente, constituyen un excelente hábitat de alimentación para limícolas, siendo indispensable la conservación de aquellas zonas en las que se detecte altas densidades poblacionales.

La comunidad de macrófitos genera hábitats idóneos para la alimentación de aves acuáticas, siendo necesario conservar la biocenosis sumergida. Para ello, se debe evitar cualquier tipo de actuación que ponga en peligro estos ambientes de forma directa (dragado del fondo marino, construcción de infraestructuras fijas) o indirecta (alteración de la dinámica sedimentaria, pérdida del carácter mareal).

La combinación de trabajos sobre selección de hábitat y estudios de valoración contingente que tengan en cuenta aspectos medioambientales y socioeconómicos, puede ser útil a la hora de diseñar proyectos para potenciar el ecoturismo. La instalación de observatorios, la unificación y adecuación de senderos integrados en el ambiente o la oferta de paseos en embarcaciones tradicionales por los alrededores de Las Encañizadas (Robledano 2015), son algunas de las propuestas que podrían llegar a conseguir dos objetivos históricamente no complementarios, rentabilidad económica y conservación.

En síntesis, los estudios de selección de hábitats permiten detectar en humedales aquellas áreas de elevado valor ecológico para las especies objetivo y, por tanto, prioritarias a la hora de establecer planes de gestión y/o conservación. Por todo ello, se concluye la necesidad de integrar este tipo de estudios en planes de uso y gestión, así como en cualquier otro proyecto dirigido a proteger la biodiversidad.

5. BIBLIOGRAFÍA

- BALLESTEROS, G.A. (2014): “*El Parque Regional de las Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar. Actividades humanas y conservación*”. Dirección General de Medio Ambiente de la Región de Murcia y Universidad de Murcia. Servicio de Publicaciones.
- BARBOSA A. (1997): “*Conservación de Aves Limícolas*”. En Barbosa A. (Coord.) Las aves limícolas en España. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid.
- BELANDO, M.D.; RUIZ, J.M.; GARCÍA, R.; RAMOS, A. & GARCÍA, P. (2014): “*Cartografía de la vegetación sumergida del enclave natural de las Encañizadas del Mar Menor*”. Instituto Español de Oceanografía (Centro Oceanográfico de Murcia) y Asociación de Naturalistas del Sureste. Murcia, 18 pp.
- BOSHOF, A.F.; PALMER, N.G. & PIPER, S.E. (1991): “*Spatial and temporal abundance patterns of waterbirds in the Southern Cape Province*”. Part. 3: Wading birds. Ostrich 62: 197-214.
- BRITTON, R.H. & JOHNSON, A.R. (1987): “*An ecological account of a Mediterranean salina: the Salin de Giraud. Camargue (S. France)*”. Biological Conservation 42: 185-230.

- CANTERBURY, G.E.; MARTÍN, T.E.; PETIT, D.R.; PETIT, L.J. & BRADFORD, D.F. (2000): “Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring”. *Conservation Biology* 14 (2): 544-558.
- ESPINO F.; TUYA, A. BRITO, R.; HAROUN (2011): “Ichthyofauna associated with *Cymodocea nodosa* meadows in the Canarian Archipelago (central-eastern Atlantic): Community structure and nursery role”. *Ciencias Marinas* 37: 157-174.
- GREEN, A.J. & HILTON, G.M. (1998): “Management procedures required to increase chironomid availability to waders feeding on artificial lagoons remain unclear”. *Journal of Applied Ecology* 35: 9-12.
- HUSSON F.; JOSSE, J.; LE, S. & MAZET, J. (2015). FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. R package, version 1.31.2. Disponible en <http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR>.
- MARTÍNEZ-BILALTA, A. (1985): “Descripción de la comunidad de limícolas invernantes en el Delta del Ebro”. Doñana, *Acta Vertebrata* 12: 211-229.
- PARDO, L. (1948): “Catálogo de los lagos de España. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias”. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- CORE TEAM, R. (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Versión 3.2.1. Vienna, Austria. Disponible en <http://www.R-project.org>.
- ROBLEDANO, F. (1995): “Ecología de humedales y conservación de limícolas en el SE de España: experiencias de investigación aplicables a la gestión”. *Aíro* 6: 39-55.
- ROBLEDANO, F. (Dir.) (2015): “Estudios sobre viabilidad de una pasarela en el entorno del Mar Menor”. Convenio de colaboración entre la Consejería de Fomento, Obras Públicas y Ordenación del Territorio de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y la Universidad de Murcia.
- VERDIELL-CUBEDO, D.; OLIVA-PATERNA, F.J.; TORRALVA-FORERO, M. (2007): “Fish assemblages associated with *Cymodocea nodosa* and *Caulerpa prolifera* meadows in the shallow areas of the Mar Menor coastal lagoon”. *Limnetica* 26 (2): 341-350.

Capítulo 29

Restablecimiento de una población de fartet (*Aphanius iberus*) en las Salinas del Rasall (Calblanque): implicaciones y evaluación de la acción de conservación

Jose M. Zamora Marín^{1,2*}, Jose M. Vidal Gil², Mar Torralva Forero¹, Alfredo González Rincón³ & Francisco J. Oliva-Paterna¹.

¹Dpto. de Zoología y Antropología Física, Universidad de Murcia. ²TECOMA Ingeniería y Ambiente SL.

³Dirección General de Medio Ambiente. CARM.

[*josemanuel.zamora@um.es](mailto:josemanuel.zamora@um.es)

RESUMEN

En el contexto del Proyecto LIFE “Conservación de *Aphanius iberus* en la Región de Murcia” fue reconstituida una población de fartet en las Salinas del Rasall (Calblanque, Murcia). En este trabajo se presenta la evolución temporal de dicha población desde su reintroducción en 2008 y se evalúan fortalezas y debilidades en su gestión. La abundancia y el área de ocupación de la especie en dichas salinas estuvieron relacionadas con la dinámica de inundación de las mismas. Las dificultades observadas en el aporte hídrico derivaron en procesos de estrés ambiental con declives importantes de la población. La implantación de acuerdos de custodia y la recuperación de la actividad productiva podría ser una solución de futuro.

Palabras clave: especie amenazada, humedal, reintroducción, recuperación.

ABSTRACT

A population of the Iberian toothcarp was reintroduced in the Rasall saline wetlands into the context of the LIFE project “Conservation of the *Aphanius iberus* in the Murcian region”. The present study shows the temporal evolution of that population since its establishment in 2008 and we evaluated strengths and weaknesses in the management. The abundance and area of occupancy of the species in these saltworks were related to the dynamics of inundation. The difficulties observed in the water supply led to processes of environmental stress which induced population declines. The implementation of custody arrangements and the recovery of productive activity could be a solution for the future.

Key words: endangered species, wetland, reintroduction, recovery.

1. ANTECEDENTES Y ESPECIES OBJETIVO

El fartet, *Aphanius iberus* (Valenciennes), es un pez de pequeño tamaño endémico de arroyos y humedales del litoral mediterráneo de la Península Ibérica (Oliva-Paterna *et al.*, 2006). La progresiva pérdida de sus hábitats, principalmente por destrucción y contaminación de los mismos, ha provocado una profunda regresión de sus poblaciones convirtiéndose en una de las especies más amenazadas de la fauna española (Doadrio, 2002). Su peligro de desaparición es tan elevado que está estrictamente protegido por la legislación europea, nacional y regional. En la Región de Murcia se estima una regresión superior al 80% de su área de ocupación en los últimos 30 años (Oliva-Paterna *et al.*, 2002).

Los humedales con salinas litorales sometidas a explotación tradicional presentan un elevado valor ecológico, paisajístico y cultural, erigiéndose como enclaves prioritarios en la conservación de la biodiversidad (Ballester, 2003). En el sureste peninsular, el declive actual de especies de fauna emblemáticas y muy amenazadas, como el fartet, ha ido estrechamente ligado al deterioro de este tipo de humedales (Oliva-Paterna, 2006; Oliva-Paterna & Torralva, 2008). No obstante, las pequeñas salinas en explotación tradicional todavía presentes en el sureste ibérico son hábitats prioritarios para la recuperación de la especie (Torralva & Oliva-Paterna, 2002). Además, el establecimiento, protección y conservación de nuevas poblaciones debe ser un objetivo prioritario para reducir el peligro de extinción del fartet. De hecho, la estrategia para la recuperación de la especie en la Región de Murcia pasa por incrementar en número de poblaciones en hábitats potenciales (Oliva-Paterna, 2006).

Entre 2005 y 2008 se desarrolló un proyecto LIFE-Naturaleza (LIFE05/NAT/ES/000035: Conservación de *Aphanius iberus* en Murcia) con la finalidad de recuperar y mantener poblaciones exclusivas de fartet presentes en la Región de Murcia. Así, con el objetivo específico de asegurar la conservación *in situ* del stock genético diferenciado en las Salinas de Marchamalo (población fuente), este proyecto incluyó como una acción prioritaria la traslocación y reconstitución de una población con individuos procedentes de Marchamalo en las Salinas del Rasall (hábitat receptor con registro histórico). En este trabajo se presentan datos sobre la evolución temporal de la población reintroducida y se evalúan (mediante una aproximación DAFO) las fortalezas y debilidades de esta acción de conservación en su conjunto.

2. POBLACIÓN FUENTE Y HÁBITAT RECEPTOR

Los grupos de individuos fundadores se obtuvieron de la población establecida en las Salinas de Marchamalo (= población fuente), situada en la zona Sur del Mar Menor y localizada a menos de 10 km del hábitat receptor. En el ciclo anual de 2008 esta población estaba entre las de mayor abundancia y persistencia del conjunto de poblaciones presentes en el Mar Menor y humedales de su entorno (Oliva-Paterna *et al.*, 2008). Además, el conocimiento que se tenía sobre su dinámica temporal, ciclo reproductor y estado de sus individuos (Ruiz-Navarro *et al.*, 2007; Oliva-Paterna *et al.*, 2009) nos

permitió establecer el periodo óptimo para extraer un stock adecuado en lo referente a número y estructura de tamaños para realizar la reintroducción.

Las salinas del Rasall (Parque Regional de Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila) constituyen una explotación tradicional abandonada desde finales del siglo XX que reúne importantes valores naturales y culturales. Este sistema ha albergado históricamente poblaciones de fartet (Flores-Bernal, 1983), si bien, desde inicio de la década de los 90 la especie había desaparecido del humedal (Oliva-Paterna, 2006). La presencia histórica de la especie en estas salinas respaldó la elección de este espacio como hábitat receptor de la población fundadora. Los requerimientos tróficos y la disponibilidad de refugio en las salinas del Rasall fueron evaluados previamente a la reintroducción, resultando adecuados para mantener poblaciones viables. Además, el hábitat receptor no alberga ninguna especie exótica invasora que pudiese competir con el fartet (p.e. *Gambusia holbrooki*).

En las últimas décadas la Dirección General del Medio Natural ha promovido la gestión de este espacio con fines conservacionistas, a fin de garantizar la preservación del fartet y otras de interés comunitario con presencia histórica como son el chorlitejo patinegro (*Charadrius alexandrinus*), cigüeñuela común (*Himantopus himantopus*), tarro blanco (*Tadorna tadorna*), avoceta (*Recurvisrostra avosetta*) y charrancito común (*Sternula albifrons*).

3. REINTRODUCCIÓN Y SEGUIMIENTO

Durante un periodo de 3 meses se liberaron 4836 individuos repartidos en 3 eventos de liberación (Tabla 1). La proporción de tallas y sexos de los grupos fundadores se ajustó a la estructura de la población fuente. En función de la información disponible sobre el ciclo de vida de la especie en las Salinas de Marchamalo, esta estructura era óptima para la reintroducción.

Tabla 1. Detalle de las liberaciones de fartet realizadas durante la reintroducción de la especie en las Salinas del Rasall.

Fecha	Machos	Hembras	Alevines	Total
11/12/2008	512	802	6	1320
17/12/2008	506	856	11	1373
12/02/2009	746	1361	36	2143
Total	1764	3019	53	4836

El seguimiento de la población reintroducida durante los dos primeros ciclos anuales (Diciembre 2008 – Octubre 2010) mostró una dinámica en la densidad de la especie (Figura 1) óptima y similar a la presente en la población fuente (Oliva-Paterna *et al.*, 2009; Moreno-Valcárcel *et al.*, 2014; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2014). Además, durante este periodo se realizó un seguimiento en el gradiente completo de las salinas observándose cómo la especie presentó una rápida expansión a lo largo de las balsas salineras. En el mes de abril de 2009, solo cuatro meses después de la última liberación, se detectaron ejemplares de la especie en el 70% de la superficie de balsas inundadas, y en

el mes de junio fueron detectados individuos adultos y alevines en la totalidad de la superficie incluidas balsas salineras con salinidades superiores a los 100 g/l. Es decir, el éxito en el establecimiento y colonización del hábitat receptor fue elevado.

La evolución en la presencia y abundancia de la especie se ha mostrado estrechamente relacionada con la dinámica de inundación de las salinas (Figura 1).

Así, las dificultades técnicas en el aporte hídrico y la intermitencia en el funcionamiento del sistema de bombeo han derivado en procesos de estrés ambiental relacionados con la disminución de los niveles de inundación y el consecuente incremento de salinidad.

Estos procesos perjudican mayormente a las pequeñas tallas de la especie. En estudios de seguimiento realizados en las Salinas de Marchamalo se observó como los aumentos drásticos de salinidad relacionados con decrementos en el nivel del agua de las balsas afectaron negativamente a la población, provocaron mortandades masivas afectando a su dinámica (Ruiz-Navarro *et al.*, 2007; Oliva-Paterna *et al.*, 2009).

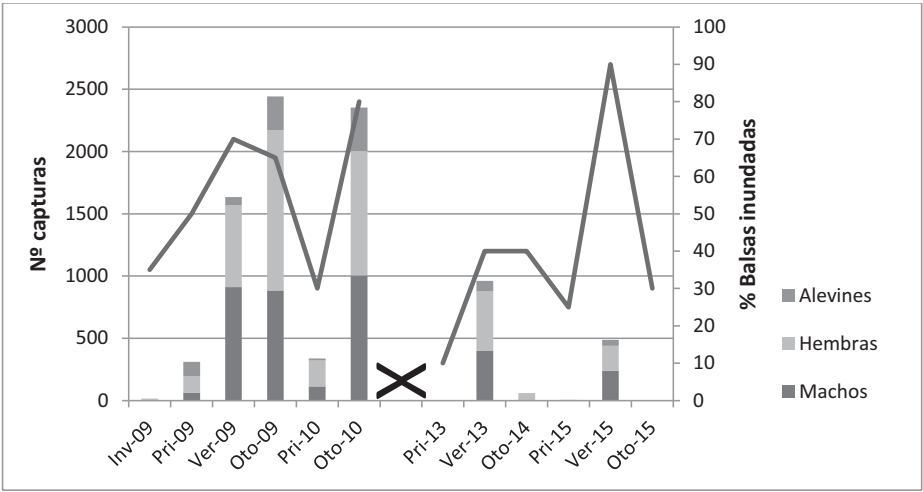


Figura 1. Evolución de las capturas de fartet en las Salinas del Rasall. Se presenta la dinámica de inundación en línea gris; la cruz negra representa un vacío temporal en el período de seguimiento.

En cierta medida, este proceso se refleja en la estructura poblacional de fartet observada durante el periodo estival de 2015 en las Salinas del Rasall (Figura 2).

Al igual que los resultados de los estudios de la dinámica temporal de la especie en las Salinas de Marchamalo (Moreno-Valcarcel *et al.*, 2012; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2014), lo observado en el seguimiento de la población reintroducida en la Salinas del Rasall apoya la necesidad de incluir más criterios biológicos en la gestión de este tipo de humedales para asegurar el mantenimiento de la especie. En este sentido, una gestión hidrológica del sistema que conduzca a la eliminación de

incrementos drásticos y rápidos en la salinidad de las balsas puede beneficiar la dinámica poblacional de la especie. Los aspectos negativos de estas crisis de salinidad han sido expuestos en trabajos previos realizados en las Salinas de Marchamalo (Ruiz-Navarro *et al.*, 2007; Oliva-Paterna *et al.*, 2009). Además, otros estudios realizados sobre el uso de hábitat en dichas salinas han permitido detectar la importancia para el mantenimiento de poblaciones de la especie tanto de la proliferación de vegetación sumergida como la presencia de motas salineras naturalizadas con vegetación que ofrezcan refugio (Moreno-Valcárcel *et al.*, 2012; Verdiell-Cubedo *et al.*, 2014).

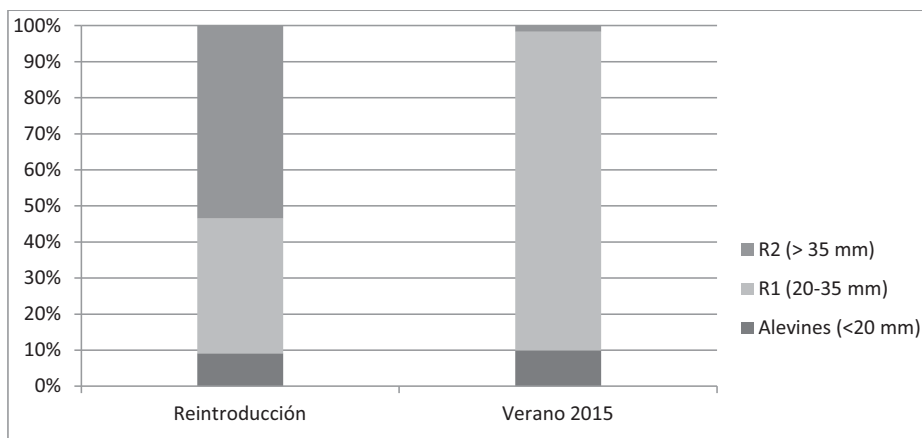


Figura 2. Comparación de la estructura de tallas del stock objeto de reintroducción (2008-09) y la población presente en las Salinas del Rasall en el 2015 sometida a estrés hídrico.

El abandono de la actividad salinera de estos espacios puede provocar perjuicios para las poblaciones de la especie allí presentes. En el ámbito de las Salinas de Marchamalo y del Rasall, la gestión del sistema se ha visto alterada con el cese de la actividad salinera tradicional.

4. EVALUACIÓN DE LA ACCIÓN DE CONSERVACIÓN

El restablecimiento de una población de fartet en las Salinas del Rasall queda encuadrado en los objetivos genéricos que se han planteado en el programa de reintroducción y reconstitución de poblaciones de la especie diseñando para su recuperación en la Región de Murcia (Oliva-Paterna, 2006). El conjunto de esta acción de conservación incorporó una serie de objetivos específicos que desarrollan parte de las directrices establecidas para su recuperación regional:

- Recuperación de poblaciones de la especie en hábitats (localidades) con registro histórico, o incluidos en el rango nativo de la especie aún sin registro en citas bibliográficas.
- Establecimiento de poblaciones refugio ubicadas en hábitats prioritarios para su recuperación y con alto esfuerzo de gestión o conservación del espacio.

- Recuperación y potenciación ambiental del hábitat receptor, en el sentido de promover la conciencia social y el esfuerzo de la Administración sobre éste utilizando al fartet como especie bandera.
- Restablecimiento de una especie clave en humedales con sistemas salineros.
- Promover la toma de conciencia social sobre la conservación del fartet y de otras especies amenazadas en la Región.

Para evaluar la acción de conservación en su conjunto se ha elaborado una matriz DAFO (Deficiencias Amenazas Fortalezas Oportunidades). Este análisis DAFO se basa en una diagnosis de los diferentes aspectos intrínsecos y extrínsecos que han afectado positiva o negativamente en la consecución de los objetivos planteados. Los aspectos internos negativos se corresponden con las debilidades y los internos positivos con las fortalezas (Tabla 2). De forma similar, los externos negativos son las amenazas y los externos positivos son las oportunidades (Tabla 3).

En general, la implantación de acuerdos de custodia y la recuperación de la actividad productiva pueden permitir un suministro hídrico prolongado, manteniendo unos niveles óptimos para la viabilidad de la población de fartet y la recuperación de otros componentes faunísticos de interés.

Tabla 2. Evaluación de la acción de conservación en base a la naturaleza (positiva o negativa) de los aspectos intrínsecos considerados.

Debilidades	Fortalezas
<ul style="list-style-type: none"> • Explotación de las Salinas del Rasall en estado de abandono. • Intermitencia en el aporte hídrico a las salinas que ha provocado declives drásticos en la población. • Elevado coste económico del bombeo asistido para el llenado del sistema. • Dificultades técnicas en el funcionamiento de aerobombas para el llenado del sistema. • Carencias en el programa de seguimiento post-liberación (ausencias de un programa continuado a largo plazo). • Ausencia de suplemento o refuerzo poblacional post-liberación. • Imposibilidad de recuperar la explotación salinera por parte de la propiedad privada. • Ausencia de programas específicos de concienciación y sensibilización sobre la población local. • Ausencia de actividades para fomentar el compromiso social con la acción específica de reintroducción. • Falta de evaluación del coste-efectividad de la acción. • Insuficiencia en la coordinación y aplicación de una práctica reflexiva por los equipos de personal involucrados en la acción de conservación en su conjunto. 	<ul style="list-style-type: none"> • Especie prioritaria incluida en numerosos listados y catálogos de conservación (regionales, nacionales e internacionales). • Acción focalizada sobre la conservación <i>in situ</i> de un stock genético exclusivo (salinas de Marchamalo), es decir, la acción actúa con criterios de conservación genética. • Presencia histórica de fartet en el hábitat receptor. • Presencia de estudios previos sobre disponibilidad de hábitat y alimentación en el hábitat receptor. • Actuaciones de rehabilitación del hábitat receptor incluidas en el proyecto y previas a la liberación. • Numerosas figuras de protección del espacio natural (Parque Regional, LIC y ZEPA). La gestión del espacio debe ser prioritaria. • Población fuente para la traslocación (Salinas de Marchamalo) con una densidad muy alta y un estatus óptimo de sus individuos durante el período 2008-09. • Stock de liberación inicial óptimo en número de individuos (4836 ej.liberados) y estructura poblacional (proporción de tallas y sexos). • Elevada capacidad adaptativa de la especie y rapidez en el proceso de colonización (viabilidad poblacional confirmada). • Divulgación de la acción de liberación en medios de comunicación locales y regionales.

Tabla 3. Evaluación de la acción de conservación en base a la naturaleza (positiva o negativa) de los aspectos extrínsecos considerados.

Amenazas	Oportunidades
<ul style="list-style-type: none"> • Abandono generalizado de la explotación salinera tradicional en contexto regional. • Fenómenos de cuellos de botella derivados de periodos o episodios de disminución de los efectivos poblacionales. • Ausencia de un programa de cría y mantenimiento en cautividad de la especie y de un programa para la reconstitución de poblaciones. • Ausencia o escasez de documentación pública sobre procesos y acciones de gestión. • Escasez de recursos (económicos, personal, etc.) para la gestión de la especie y del espacio natural (= hábitat receptor). • Elevada presión turística en la zona y el espacio natural durante el período estival. • Alta presión urbanística sobre la zona y el espacio natural. • Riesgo de introducción de especies exóticas invasoras. • No aprobación del Plan de Recuperación de la especie en la Región de Murcia. 	<ul style="list-style-type: none"> • Interés mantenido de la Administración pública en la conservación de la especie. • Apoyo por parte de asociaciones ecologistas y culturales. • Desarrollo posterior de acciones de conservación similares para la creación de poblaciones reserva en balsas de riego del entorno (proyectos realizados por ANSE: (1) “Agricultores y biodiversidad, aliados por naturaleza” y (2) “Agricultores por la naturaleza”). • Posibilidad de implantar acuerdos de custodia del territorio. • Elevado valor educativo, emblemático y paisajístico del espacio natural receptor. • Sinergia con la conservación de hábitats y especies faunísticas de interés prioritario. • El fartet puede considerarse como especie clave en humedales salinos del levante ibérico. • Potenciación del fartet como especie bandera de los humedales salinos del levante ibérico.

5. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- DOADRIO I. (2002): “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España”. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- FLORES-BERNAL A. (1983): El *Aphanius iberus* del Mar Menor. *Aquamar*, 14.
- MORENO-VALCÁRCEL R, TORRALVA M, VERDIELL D, RUIZ-NAVARRO A, OLIVA-PATERNA FJ. (2012): Ciclo de vida y relaciones con el hábitat de *Aphanius iberus* (Valenciennes 1846) en un humedal con salinas en explotación. *Anales de Biología* 34: 91-104.
- OLIVA-PATERNA FJ. (2006): “Biología y Conservación de *Aphanius iberus* (Valenciennes, 1846) en la Región de Murcia”. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- OLIVA-PATERNA FJ, TORRALVA M. (2008): “El fartet en la Región de Murcia: biología y conservación”. Dirección General del Medio Natural. Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio. CARM.
- OLIVA-PATERNA FJ, TORRALVA M, FERNÁNDEZ-DELGADO C. (2006): Threatened fishes of the world: *Aphanius iberus* (Cuvier & Valenciennes, 1846). *Environmental Biology of Fishes* 75: 307-309.
- OLIVA-PATERNA FJ, ANDREU A, MIÑANO PA, GARCÍA-RODRÍGUEZ J, TORRALVA M. (2002): Unidades de Conservación del fartet, *Aphanius iberus*, en la Región de Murcia: Amenazas y aplicación regional de categorías UICN. *Dugastella* 3: 29-35.
- OLIVA-PATERNA FJ, RUIZ-NAVARRO A, VERDIELL-CUBEDO D, ANDREU-SOLER A, MORENO-VALCÁRCEL R, GARCÍA-LACUNZA A, TORRALVA M. (2008): Dinámica poblacional del fartet (*Aphanius iberus*) en el Mar Menor: criterios para su conservación. Actas del IV Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia. ANSE. Murcia.
- OLIVA-PATERNA FJ, RUIZ-NAVARRO A, TORRALVA M, FERNÁNDEZ-DELGADO C. 2009. Biology of the endangered cyprinodontid *Aphanius iberus* in a saline wetland (SE Iberian Peninsula). *Italian Journal of Zoology* 76(3): 316-329.

- RUIZ-NAVARRO, OLIVA-PATERNA FJ, TORRALVA M. (2007): Somatic condition of *Aphanius iberus* (Valenciennes 1846) in Marchamalo wetland (Mar Menor; SE Spain): Effects of management. *Anales de Biología* 29: 53-59.
- TORRALVA M, OLIVA-PATERNA FJ. (2002): “Problemática de los Ciprinodóntidos en el sureste peninsular: Criterios y estrategias para su conservación” en Doadrio I (ed). “Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España”. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- VERDIELL-CUBEDO D, TORRALVA M, RUIZ-NAVARRO A, MORENO-VALCÁRCEL R, OLIVA-PATERNA FJ. (2014): Habitat use of an endangered cyprinodontid fish in a saline wetland from the Iberian Peninsula (SW Mediterranean sea). *Mediterranean marine science* 15(1): 27-36.

Capítulo 30

Peces exóticos en la Cuenca del río Segura: impactos potenciales y prioridad en la gestión.

Exotic freshwater fishes in the Segura river basin: potential impacts and a priority in the management

Francisco J. Oliva Paterna^{1*}, Fátima Amat Trigo¹, Ana Sánchez Pérez¹, José M. Zamora¹, Ana Ruiz Navarro¹ y Mar Torralva Forero¹.

¹Dpto. Zoología y Antropología Física. Universidad de Murcia.

^{*}fjoliva@umu.es

RESUMUN

Se presenta el inventario actualizado de peces exóticos invasores de la Cuenca del río Segura, establecemos una *Lista negra* de especies potenciales y analizamos, a través de revisión bibliográfica, los impactos ecológicos de estas introducciones. Las 14 especies inventariadas muestran impactos múltiples y sinérgicos. El éxito invasor está relacionado con las características de la cuenca (alta invasibilidad y elevada regulación hidrológica), pero también con la colonización constante a través del trasvase Tajo-Segura y con las introducciones relacionadas con la pesca deportiva. El efecto de la mayoría de peces exóticos apenas ha sido estudiado y, probablemente, su impacto es superior al descrito. Así, resulta prioritaria una gestión preventiva y constante ante el escenario actual de dominio de estas EEI.

ABSTRACT

The updated exotic freshwater fishes if the Segura river basin is showed, the black list of potential species is also established and we analyzed the potential impacts by providing case studies using literature references. At least, 14 species had been introduced showing several and synergic impacts. Their invasiveness are related to the basin characteristics (high invisibility and high flow regulation) but also with a permanent colonization through the Tajo-Segura inter-basin transfer and with the introductions related to sport fishing. The effect of exotic freshwater fishes has hardly been studied and its impact is probably greater than that described. In fact, a preventive and permanent management will be a priority.

1. INTRODUCCIÓN Y ANTECEDENTES

Una de las principales amenazas sobre la biodiversidad es sin duda la introducción de especies exóticas invasoras (EEIs) (Clavero & García-Berthou, 2005). Los ecosistemas acuáticos continentales se encuentran entre los más intensamente afectados por la introducción de EEIs y, en el caso de sus comunidades de peces, la afección es particularmente elevada (Chucherousset & Olden, 2011).

En la actualidad, la mayor parte de la cuencas fluviales del mediterráneo ibérico albergan más especies foráneas que nativas (Carta Piscícola, 2015), siendo la Cuenca del río Segura un ejemplo paradigmático (Oliva-Paterna *et al.*, 2007 y 2014). En el caso del componente faunístico aludido, los patrones observados en la Península Ibérica son preocupantes, gran parte de las EEIs de peces establecidas están ampliando sus áreas de distribución y, de forma casi constante, se producen nuevas introducciones de peces que nunca habían sido citados en la Península (Leunda, 2010).

En muchos casos la dificultad de detectar, cuantificar o establecer evidencias sobre los impactos de las EEIs radica en la no existencia de datos previos a la invasión y en la ausencia de seguimientos específicos posteriores. Aunque existen casos de peces introducidos que no tienen efectos impactantes en sus nuevos ecosistemas, la mayoría de especies establecidas ejercen importantes impactos ecológicos que pueden tener consecuencias de carácter ambiental, sanitario y socioeconómico. En el marco de la conservación y gestión de la biodiversidad acuática resulta muy importante entender la magnitud y alcance de los impactos potenciales de estos peces exóticos invasores (Cucherousset & Olden, 2011).

La comunidad de peces actualmente presente en los sistemas acuáticos de la Cuenca hidrográfica del río Segura refleja una notable degradación y pérdida de integridad zoológica en comparación con datos históricos (Mas, 1986; Torralva *et al.*, 2005; Oliva-Paterna *et al.*, 2014). El número de especies de peces exóticos invasores ha aumentado significativamente, el cambio en dicha comunidad ha sido drástico en un periodo inferior a 25 años, maximizándose en determinados sectores fluviales con mayor impacto antrópico y también en los sistemas artificiales (embalses y balsas de riego) (Oliva-Paterna *et al.*, 2014) que son reservorios óptimos para muchas EEIs. Sin embargo, existe una ausencia notoria de información sobre los impactos reales y potenciales que este tipo de fauna está ejerciendo a nivel regional. En el presente trabajo se presenta el inventario actualizado de peces exóticos invasores detectados en tramos fluviales junto con un listado de especies potenciales con mayor riesgo de invasión futura (= *Lista negra*). Además se complementa con una revisión actualizada de literatura científica sobre impactos ecológicos que pueden estar provocando estas EEIs sobre la fauna nativa, con un enfoque prioritario en los efectos sobre otras especies de peces. El objetivo principal de esta revisión es proveer de una aproximación esquemática a los impactos confirmados con estudios científicos recientes, al igual que aquellos sugeridos como impactos potenciales. Este tipo de trabajo pretende ofrecer un enfoque necesario dirigido al desarrollo de herramientas en la gestión y conservación de la biodiversidad regional a escala de cuenca hidrográfica.

2. INVENTARIO ACTUAL DE PECES EXÓTICOS INVASORES

El inventario más reciente sobre la ictiofauna de la Cuenca del río Segura (Oliva-Paterna *et al.*, 2014) muestra la presencia confirmada de 14 especies alóctonas todas ellas con efectos invasores potenciales (Tabla 1). Con la excepción de la tenca y el samaruc, todas presentan poblaciones viables en tramos fluviales de los cauces principales de la cuenca, ríos Segura y Mundo (Tabla 1). La mayoría

también presentan poblaciones en ambientes lénticos artificiales (embalses, balsas, etc.) (Tabla 1), si bien, especies como el gobio seleccionan ambientes lóticos y presentan un mejor estatus de sus poblaciones en tramos fluviales (Amat-Trigo *et al.*, 2013). La ausencia de datos actualizados sobre las comunidades de peces presentes en estos sistemas artificiales es notable y, en consecuencia, no se dispone de una descripción precisa sobre su composición.

Tabla 1. Inventario actualizado de peces exóticos invasores de la Cuenca del río Segura (CHS). Se presenta el nombre común, origen, fecha de introducción en la Península Ibérica, hábitats y vías de entrada principales.

Especies introducidas	Nombre común	Origen	Introducción P. Ibérica	Hábitat CHS*	Vía de entrada CHS**
Cyprinidae					
<i>Alburnus alburnus</i> (L.)	Alburno	Europa	1992	SM,E	Pesca deportiva; Tajo-Segura (4)
<i>Carassius auratus</i> (L.)	Carpín dorado	Asia	s.XVII	SM,E	Tajo-Segura (1 y 2)
<i>Cyprinus carpio</i> L.	Carpa común	Eurasia	<s.XVI	SM,T,E	Histórica; Pesca deportiva (1)
<i>Tinca tinca</i> (L.)	Tenca	Eurasia	--	SM(?)	Pesca deportiva (4)
<i>Gobio lozanoi</i> Doadrio & Madeira	Gobio	P.Ibérica	--	SM,T,E	Pesca deportiva; Tajo-Segura (1) y (2)
<i>Pseudochondrostoma polylepis</i> (Steindachner)	Boga del Tajo	P.Ibérica	--	SM,E	Tajo-Segura (3)
Cobitidae					
<i>Cobitis paludica</i> (de Buen)	Colmilleja	P.Ibérica	--	SM	Pesca deportiva; Tajo-Segura (7)
Salmonidae					
<i>Onchorhynchus mykiss</i> (Walbaum)	Trucha arco-iris	América	s.XIX	SM,E	Pesca deportiva (1)
Centrarchidae					
<i>Micropterus salmoides</i> (Lacèpede)	Black-bass	América	1955	SM,E	Pesca deportiva (1)
<i>Lepomis gibbosus</i> (L.)	Perca americana Perca sol	América	1910	SM,E	Pesca deportiva; Tajo-Segura; Ornamental (5)
Esocidae					
<i>Esox lucius</i> L.	Lucio	Europa	1949	SM,E	Pesca deportiva (1)
Percidae					
<i>Sander lucioperca</i> (L.)	Lucioperca	Europa	1975	SM,E	Pesca deportiva; Tajo-Segura (6)
Cyprinodontidae					
<i>Valencia hispanica</i> (Valenciennes)	Samaruc	P.Ibérica	--	T(?)	Ornamental, Acuariología
Poeciliidae					
<i>Gambusia hobbrooki</i> Girard	Gambusia	América	1920	SM,T,E	Biocontrol; Tajo-Segura (1)

(*) Hábitats o sistemas acuáticos con stocks naturalizados confirmados por muestreos del equipo investigador: (SM) Río Segura y Río Mundo, (T) Tributarios y ramblas, (E) Embalses, canales y balsas de riego, (?) Stocks con dudosa viabilidad; (**) Vías de entrada principales en sistemas acuáticos de la Cuenca del río Segura y referencia bibliográfica justificativa: (1) Mas (1986), (2) García de Jalón *et al.* (1992), (3) Torralva & Oliva-Paterna (1997), (4) Andreu-Soler *et al.* (2004), (5) Oliva-Paterna *et al.* (2005), (6) Miñano *et al.* (2002), Verdiell-Cubedo *et al.* (2012).

La dominancia, en términos de presencia y frecuencia de aparición, de algunas de estas especies iguala la observada en el barbo del Sur (*Luciobarbus sclateri*) en tramos de la parte media del río Segura. Así por ejemplo, entre Calasparra y Archena, la frecuencia de aparición de gobio, alburno y perca sol superó el 80% en muestreos realizados entre 2008 y 2010, siendo en la actualidad ligeramente inferior (Zamora-Marín *et al.*, 2015). La alteración de los regímenes naturales del caudal que caracteriza este tramo del río Segura facilita el establecimiento y expansión de estas EEI.

3. SITUACIÓN FUTURA: LISTA NEGRA DE PECES EXÓTICOS INVASORES

En la Tabla 2 se presenta una *Lista negra* de peces exóticos entendida como un listado de las especies potenciales con riesgo alto de invasión futura de los sistemas acuáticos de la Cuenca del río Segura.

Tabla 2. Lista negra de peces exóticos invasores con riesgo de invasión futura en la Cuenca del río Segura. Se presenta su origen, categoría de riesgo invasor [FISK según Almeida *et al.* (2013)] y amplitud de presencia en relación a su potencial de invasión.

Especie con riesgo futuro	Familia	Origen	FISK P. Ibérica	Amplitud *
<i>Blicca bjoerkna</i> (L.)	Cyprinidae	Eurasia	Medio	1
<i>Carassius gibelio</i> (Bloch)	Cyprinidae	Eurasia	Muy Alto	1
<i>Carassius carassius</i> (L.)	Cyprinidae	Eurasia	Muy Alto	2,3
<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes)	Cyprinidae	Asia	Muy Alto	2,3
<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck & Schleg.)	Cyprinidae	Asia	Muy Alto	1
<i>Rutilus rutilus</i> (L.)	Cyprinidae	Eurasia	Alto	1
<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (L.)	Cyprinidae	Eurasia	Alto	1
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor)	Cobitidae	Asia	Alto	1
<i>Perca fluviatilis</i> (L.)	Percidae	Eurasia	Medio-Alto	1
<i>Silurus glanis</i> (L.)	Siluridae	Eurasia	Alto	1
<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque)	Ictaluridae	América (N)	Muy Alto	1
<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque)	Ictaluridae	América (N)	Muy Alto	1
<i>Gambusia affinis</i> (Baird & Girard)	Poeciliidae	América (N)	Alto	2
<i>Poecilia reticulata</i> (Peters)	Poeciliidae	América (S)	Medio-Alto	1,3
<i>Neogobius melanostomus</i> (Pallas)	Gobiidae	Europa (E)	Alto	3
<i>Australoheros facetus</i> (Jenyns)	Cichlidae	América (S)	Medio	1,3
<i>Oreochromis aureus</i> (Steindachner)	Cichlidae	África, Asia	Muy Alto	2,3
<i>Oreochromis mossambicus</i> (Peters)	Cichlidae	África	Alto	2,3
<i>Oreochromis niloticus</i> (L.)	Cichlidae	África	Muy Alto	2,3
<i>Tilapia zillii</i> (Gervais)	Cichlidae	África, Asia	Muy Alto	3

(*) Amplitud en la distribución: (1) Presente en otras cuencas de la Península Ibérica, (2) Presente en el corredor de Perpignan (Francia) y/o en el Norte de África, (3) Presente en el Sureste ibérico, Península Ibérica, Europa y/o Norte de África siendo una especie muy común en Acuicultura y/o Acuariología.

El FISK (Freshwater Fish Invasiveness Scoring Kit) consiste en un protocolo de identificación de riesgo útil para identificar especies con potencial invasor que ha sido aplicado a nivel peninsular (Almeida *et al.*, 2013). Se entiende como una herramienta para facilitar las normativas y estrategias relativas a la prevención de invasiones por EEIs. Las 20 especies incluidas en la lista negra han sido seleccionadas en función de su valor FISK para la Península Ibérica y su amplitud de presencia relacionada con el potencial de invasión (Tabla 2). No obstante, la lista puede ser variable ya que continuamente se detectan nuevas introducciones a nivel peninsular.

4. IMPACTOS ECOLÓGICOS CONFIRMADOS Y POTENCIALES

La introducción de peces exóticos cambia la composición de las comunidades y puede reducir la abundancia de especies nativas a través, básicamente, de 5 mecanismos principales (García-Berthou *et al.*, 2015): la hibridación y alteración genética, la introducción de parásitos y enfermedades infecciosas, la depredación, otras interacciones competitivas y cambios a nivel ecosistémico.

En la Tabla 3 se presenta una clasificación de los impactos confirmados y potenciales para los peces exóticos invasores de la Cuenca del río Segura. Se reflejan referencias bibliográficas relevantes sobre la demostración y/o sugerencia de los impactos para cada especie. Entre los criterios de selección de estas referencias han estado el geográfico y el taxonómico, así se ha priorizado en referenciar trabajos publicados sobre poblaciones en la Península Ibérica que reflejan un efecto sobre la especie en cuestión o sobre sistemas acuáticos similares. Con la base de la información presente en Leunda (2010) y Leunda & Ribeiro (2012), los impactos referenciados son básicamente relativos a las interacciones de estas EEIs con otras especies de peces nativos, con la excepción de los impactos relativos a cambios a nivel ecosistémico.

5. ¿QUÉ EXPLICA EL ÉXITO DE LOS PECES EXÓTICOS INVASORES Y CÓMO SE HAN INTRODUCIDO?

La biología y ecología de estas especies invasoras, es decir sus características intrínsecas, explican parcialmente su éxito en el proceso de invasión, expansión y establecimiento en nuestras cuencas hidrográficas. También las características del ecosistema receptor son básicas en la colonización de estas especies de peces invasores. Así, el nivel de alteración de los sistemas acuáticos (ej. alta regulación de caudales, etc.) y la baja invasibilidad (= grado de resistencia de una comunidad al establecimiento de una especie de origen externo) que caracteriza a las comunidades nativas de peces mediterráneos facilitan el establecimiento de otros peces exóticos.

Además, la presión de introducción constante a través de los dos principales vectores o vías de entrada de peces alóctonos en nuestra cuenca, el trasvase Tajo-Segura y las actividades derivadas de la pesca deportiva, favorece aún más el establecimiento de las especies ya detectadas y la colonización de nuevos peces exóticos invasores. Es decir, resulta prioritario actuar sobre esta entrada constante de individuos introducidos de forma intencionada o negligentemente.

Tabla 3. Revisión de literatura sobre impactos ecológicos de los peces no nativos sobre la ictiofauna nativa de la Cuenca del río Segura. Categorías de impactos: (P) Predación; (CT) Competencia trófica; (CH) Competencia por hábitat; (Ci) Competencia inespecífica; (H) Hibridación y alteración genética; (EP) Parasitismo y transmisión de enfermedades; (AE) Alteración ecosistémica.

Especie	Impactos confirmados	Referencias	Impactos potenciales	Referencias
<i>A. alburnus</i> (Alborno)	H,CT	Almodóvar <i>et al.</i> (2012); Attou & Arab (2013)	P,CT,CH,Ci,EP,AE	Ordóñez <i>et al.</i> (2010); Vinyoles <i>et al.</i> , (2007); Pérez-Bote <i>et al.</i> , (2004); Blanc (1997)
<i>C. auratus</i> (Carpín dorado)	H,EP	Mahmoud <i>et al.</i> (2009); Smartt (2007); Hänfling <i>et al.</i> , (2005); Blanc (1997)	P,CT,Ci,CH,AE	Lusk <i>et al.</i> (2010); Richardson <i>et al.</i> (1995)
<i>C. carpio</i> (Carpa común)	EP,AE	Skov <i>et al.</i> (2010); Blanco & Romo (2006); Encina <i>et al.</i> (2004); Angeler <i>et al.</i> (2002a y 2002b)	P,CT,Ci,CH	Vilizzi (2012); Leunda (2010)
<i>G. lozanoi</i> (Gobio)		(sin datos)	P,CT,CH,Ci,EP	Weber & Traunsperger (2014) Saraiva <i>et al.</i> (2008)
<i>P. polylepis</i> (Boga del Tajo)	H,CH,Ci	Alcaraz <i>et al.</i> (2015) Pereira <i>et al.</i> (2013)	CT,CH,Ci,EP	Leunda (2010); Doadrio & Aldegue (2007); Elvira (1997)
<i>T. tinca</i> (Tenca)		(sin datos)	P,Ci,CT,CH	Leunda (2010); Doadrio & Aldegue (2007);
<i>C. paludica</i> (Colmilleja)		(sin datos)	H,P	Leunda (2010); Doadrio & Aldegue (2007);
<i>O. mykiss</i> (Trucha arco-iris)	P,Ci,EP,AE	Vicenzi <i>et al.</i> (2011); Osoz <i>et al.</i> (2005)	Ci,CT,CH,EP	Osoz <i>et al.</i> (2005) Matthews, (2005)
<i>M. salmoides</i> (Black-bass)	P	Almedida <i>et al.</i> (2013); Nicola <i>et al.</i> , (1996); Godinho <i>et al.</i> (1997)	Ci; CH; EP	Blanco-Garrido <i>et al.</i> (2009)
<i>L. gibbosus</i> (Perca sol)	P,CT,AE	Almeida <i>et al.</i> (2014); Godinho <i>et al.</i> (1997); Angeler <i>et al.</i> (2002a y 2002b)	Ci; CH	Almeida <i>et al.</i> (2014); Fox (1994)
<i>E. lucius</i> (Lucio)	P	Domínguez & Pena (2000)	CH; EP	Leunda (2010); Doadrio & Aldegue (2007);
<i>S. lucioperca</i> (Lucioperca)	P	Pérez-Bote (2014); Pérez-Bote & Roso (2012); Balik <i>et al.</i> (2006); Pérez-Bote <i>et al.</i> (2004)	EP	Doadrio & Aldegue (2007) Walter (1988)
<i>V. hispanica</i> (Samaruc)		(sin datos)	P,CH	Rincón <i>et al.</i> (2002)
<i>G. hobsrooki</i> (Gambusia)	P,CT,CH,Ci,AE	Magellan & García-Berthou (2015); Ruiz-Navarro <i>et al.</i> (2013a); Caiola & De Sostoa (2005); Angeler <i>et al.</i> (2002a y 2002b); Rincón <i>et al.</i> (2002)	Ci,EP	Ruiz-Navarro <i>et al.</i> (2013b); Rincón <i>et al.</i> (2002)

Al igual que ocurre en el conjunto de la Península Ibérica (Leunda, 2010), una de las principales vías de entrada y dispersión de peces exóticos en los sistemas acuáticos de la Cuenca del río Segura es la pesca deportiva. Al menos, la introducción de 10 de las especies inventariadas está relacionada con su interés en pesca deportiva (Tabla 1). La suelta de forma legal e ilegal de especies objetivo, la utilización de cebo vivo y la liberación masiva de especies de forraje para las ictiófagas introducidas, son los mecanismos más comunes de entrada de EEIs directamente relacionadas con la pesca deportiva. El Catálogo Español de Especies Exóticas Españolas se presentaba como una buena herramienta y excelente oportunidad para la gestión de esta problemática, no obstante, sus modificaciones y su escasa aplicación práctica (ej. escasez de recursos económicos, humanos, etc.) son un problema sustancial. En relación con otros efectos derivados de la pesca deportiva, la contaminación por poblaciones alóctonas de especies nativas (ej. introducción de stocks europeos de trucha común) es otro factor negativo a tener en cuenta.

El eje río Mundo – río Segura es receptor y regulador del Trasvase Tajo-Segura. Los inventarios realizados hasta la fecha destacan la importancia de este eje como vector de colonización para la

cuenca de especies que, en su mayoría, deben haber entrado en el embalse del Talave a través del trasvase Tajo-Segura. Esta importancia ha sido puesta de manifiesto en diversos trabajos relativos a la detección de especies en las últimas décadas (Tabla 1). Un dato adicional, que también resalta la importancia del trasvase en la entrada de especies foráneas, es la observación reciente en tramos fluviales próximos a las colas del Talave de individuos cuyos caracteres morfológicos apuntan hacia una posible contaminación genética por hibridación en poblaciones nativas de *Squalius pyrenaicus* y *Luciobarbus sclateri*. Esta posible introgresión genética estaría relacionada con la entrada de *stocks* alóctonos a la cuenca a través del trasvase. No obstante, estos indicios deben ser confirmados con los estudios pertinentes.

La comunidad de peces presente actualmente en la Cuenca del río Segura refleja un elevado nivel de degradación que se manifiesta por dominio de EEIs. Aunque la evidencia obtenida es considerable, el impacto ecológico de la mayoría de los peces exóticos invasores presentes en la cuenca apenas ha sido estudiado y, probablemente, es superior al referenciado. Consecuentemente, resulta prioritaria una gestión preventiva, constante y más activa con estudios aplicados a la solución del problema.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCARAZ, C. CARMONA-CATOT, G. RISUEÑO, P. PEREA, S. PÉREZ, C. DOADRIO, I. Y APARICIO, E. (2015): "Assessing population status of *Parachondrostoma arrigonis* (Steindachner, 1866), threats and conservation perspectives". *Environmental Biology of Fishes*, 2015, vol 98, nº 1, pp. 443-455.
- ALMEIDA, D. RIBEIRO, F. LEUNDA, P.M. VILIZZI, L. Y COPP, G.H. (2013): "Effectiveness of FISK, an Invasiveness Screening Tool for Non-Native Freshwater Fishes, to Perform Risk Identification Assessments in the Iberian Peninsula". *Risk Analysis*, 2013, vol. 33, nº 8, pp. 10.
- ALMEIDA, D. MERINO-AGUIRRE, R. VILIZZI, L. Y COPP, G.H. (2014): "Interspecific aggressive behaviour of invasive pumpkinseed *Lepomis gibbosus* in iberian fresh waters". *PLoS ONE*, 2014, vol 9, nº 2, pp. 7. Doi:10.1371/journal.pone.0088038.
- ALMODÓVAR, A. NICOLA, G.G. LEAL, S. TORRALVA, M. Y ELVIRA, B. (2012): "Natural hybridization with invasive bleak, *Alburnus alburnus* threatens the survival of Iberian endemic calandino, *Squalius alburnoides* complex and South Iberian chub *Squalius pyrenaicus*". *Biological Invasions*, 2012, nº 14, pp. 2237-2242.
- AMAT-TRIGO, F. (2013): "Variación poblacional de *Gobio lozanoi* Doadrio & Madeira, 2004 (Cypriniformes: Cyprinidae) en gradientes longitudinales de la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)". Tesis de Licenciatura. Murcia (España): Universidad de Murcia.
- ANDREU-SOLER, A. OLIVA-PATERNA, F.J. VERDIELL, D. Y TORRALVA, M. (2004): "Primeras citas de *Alburnus alburnus* (L., 1758) y *Tinta tinca* (L., 1758) en la cuenca del río Segura (SE Península Ibérica)". *Anales de Biología*, 2004, nº 26, pp. 222-224.
- ANGELER, D.G. ÁLVAREZ-COBELAS, M. SÁNCHEZ-CARRILLO, S. Y RODRIGO, M.A. (2002a): "Assessment of exotic fish impacts on water quality and zooplankton in a degraded semi-arid floodplain wetland". *Aquatic Sciences - Research Across Boundaries*, 2002, nº 64, pp. 76-86.
- ANGELER, D.G. RODRIGO, M.A. SÁNCHEZ-CARRILLO, S. Y ALVAREZ- COBELAS, M. (2002b): "Effects of hydrologically confined fishes on bacterioplankton and autotrophic picoplankton in a semiarid marsh". *Aquatic Microbial Ecology*, 2002, nº 29, pp. 307-312.

- ATTOU Y ARAB. (2013): "Impact of the introduced *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1759) on the autochthonous *Barbus setivimensis* (Valenciennes, 1842) (Cyprinidae) in Keddara dam (Algeria)". *Revue d'écologie-la terre et la vie*, 2013, vol 68, n° 2, pp. 193-202.
- BALIK, İ. ÇUBUK, H. KARAŞAHİN, B. ÖZKÖK, R. UYSAL, R. Y ALP, A. (2006): "Food and feeding habits of the pikeperch, *Sander lucioperca* (Linnaeus, 1758) population from Lake Eğirdir (Turkey)". *Turkish Journal of Zoology*, 2006, n° 30, pp. 19-26.
- BLANC, G. (1997): "L'introduction des agents pathogènes dans les écosystèmes aquatiques: aspects théoriques et réalités". *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 1997, n° 344/345, pp. 489-513.
- BLANCHET, S. LOOT, G. GRENOUILLET, G. Y BROSSE, S. (2007): "Competitive interactions between native and exotic salmonids: a combined field and laboratory demonstration". *Ecology of Freshwater Fish*, 2007, n° 16, pp. 133-143.
- BLANCO, S. Y ROMO, S. (2006): "Ictiofauna del Lago de la Albufera de Valencia: Evolución histórica y situación actual". *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Biología)*, 2006, n° 101, pp. 45-56.
- BLANCO-GARRIDO, F. CLAVERO, M. Y PRENDA, J. (2009): "Jarabugo (*Anaocypris hispanica*) and freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*): habitat preferences and relationship with exotic fish species in the middle Guadiana basin". *Limnetica*, 2009, n° 28, pp. 139-148.
- CAIOLA, N. Y 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*, 2005, n° 21, pp. 358-363.
- CARTA PISCÍCOLA ESPAÑOLA (2015). <www.cartapiscicola.es> [consulta: 13/09/2015].
- CLAVERO, M. Y GARCÍA-BERTHOU, E. (2005): "Invasive species are a leading cause of animal extinctions". *Trends in Ecology and Evolution*, 2005, n° 20, pp. 1.
- UCHEROUSSET, J. Y OLDEN, J.D. (2011): "Ecological impacts of non-native freshwater fishes". *Fisheries*, 2011, n° 36, pp. 215-230.
- DOADRIO, I. Y ALDEGUER, M. (eds) (2007): "La invasión de especies exóticas en los ríos". Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, 124 pp.
- DOMÍNGUEZ, J. Y PENA, J.C. (2000): "Spatio-temporal variation in the diet of northern pike (*Esox lucius*) in a colonised area (Esla Basin, NW Spain)". *Limnetica*, 2000, n° 19, pp. 1-20.
- ELVIRA, B. (1997): "Impacto y control de los peces exóticos introducidos en España", en Granado-Lorencio, C. (ed): *Conservación, Recuperación y Gestión de la Ictiofauna Continental Ibérica*, vol 1. Publicaciones de la Estación de Ecología Acuática, Sevilla, pp 139-151.
- ENCINA, L. RODRÍGUEZ-RUIZ, A. Y GRANADO-LORENCIO, C. (2004): "Trophic habits of the fish assemblage in an artificial freshwater ecosystem: the Joaquín Costa reservoir, Spain". *Folia Zoologica*, 2004, n° 53, pp. 437-449.
- FOX, M.G. (1994): "Growth, density, and interspecific influences on pumpkinseed sunfish life-histories". *Ecology*, 1994, vol 75, n° 4, pp. 1157-1171.
- GARCÍA-BERTHOU, E. ALMEIDA, D. BENEJAM, L. MAGELLAN, K. BAE, M.J. CASALS, F. Y MERCIAL, R. (2015): "Impacto ecológico de los peces continentales introducidos en la Península Ibérica". *Ecosistemas*, 2015, vol 24, n° 1, pp. 36-42.
- GARCÍA DE JALÓN, D. GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. Y CASADO, C. (1992): "Ecology of regulated streams in Spain: An overview". *Limnética*, 1992, n° 8, pp. 161-166.
- GODINHO, F.N. FERREIRA, M.T. Y CORTES, R.V. (1997): "The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin". *Environmental Biology of Fishes*, 1997, vol 50, n° 1, pp. 105-115.

- HANFLING, B. BOLTON, P. HARLEY, M. Y CARVALHO, G.R. (2005): "A molecular approach to detect hybridisation between crucian carp (*Carassius carassius*) and non-indigenous carp species (*Carassius spp.* and *Cyprinus carpio*)". *Freshwater Biology*, 2005, vol 50, nº 3, pp. 403-417.
- LEUNDA, P.M. (2010): "Impacts of non-native fishes on Iberian freshwater ichthyofauna: current knowledge and gaps". *Aquatic Invasions*, 2010, vol 5, nº 3, pp. 239-262.
- LUSK, S. LUSKOVA, V. Y HANEL, L. (2010): "Alien fish species in the Czech Republic and their impact on the native fish fauna". *Folia Zoologica*, 2010, vol 59, nº 1, pp. 57-72.
- MAGELLAN, K. Y GARCÍA-BERTHOU, E. (2015): "Influences of size and sex on invasive species aggression and native species vulnerability: a case for modern regression techniques". *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 2015, nº 25, pp. 537-549.
- MAHMOUD, M.A. ALY, S.M. DIAB, A.S. Y JOHN, G. (2009): "The role of ornamental goldfish *Carassius auratus* in transfer of some viruses and ectoparasites to cultured fish in Egypt: comparative ultra-pathological studies". *African Journal of Aquatic Science*, 2009, vol 34, nº 2, pp. 111-121.
- MAS, J. (1986): "La ictiofauna continental de la Cuenca del Río Segura. Evolución histórica y estado actual". *Anales de Biología*, 1986, nº 8, pp. 3-17.
- MATTHEWS, R.A. (2005): "*Ichthyophthirius multifiliis* Fouquet and ichthyophthiriosis in freshwater teleosts". *Advances in Parasitology*, 2005, nº 59, pp. 159-241.
- MIÑANO, P.A. OLIVA-PATERNA, F.J. Y TORRALVA, M. (2002): "Primera cita de *Sander lucioperca* (L.) (Actinopterygii, Percidae) en la cuenca del río Segura, SE de España". *Anales de Biología*, 2002, nº 24, pp. 77-79.
- NICOLA, G.G. ALMODÓVAR, A. Y ELVIRA, B. (1996): "The diet of introduced largemouth bass, *Micropterus salmoides*, in the Natural Park of the Ruidera Lakes, central Spain". *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 1996, nº 43, pp.179-184.
- OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A. VERDIELL, D. Y TORRALVA, M. (2005): "First occurrence of *Lepomis gibbosus* (L., 1758) in the Segura river basin (SE, Spain)". *Limnetica*, 2005, vol 24, nº 3-4, pp. 199-202.
- OLIVA-PATERNA, F.J., ANDREU, A. Y TORRALVA, M. (2007): "Especies Invasoras colonizan la Cuenca del río Segura: el efecto Frankenstein". *Dugastella*, 2007, nº 4, pp. 63-68.
- OLIVA-PATERNA, F.J. VERDIELL, D. RUIZ-NAVARRRO, A. Y TORRALVA, M. (2014): "La ictiofauna continental de la Cuenca del río Segura (S.E. Península Ibérica): décadas después de Mas (1986)". *Anales de Biología*, 2014, nº 36, pp. 37-45.
- ORDONEZ, J. ARMENGOL, J. MORENO-OSTOS, CAPUTO, L. GARCÍA, J.C. Y MARCÉ, R. (2010): "On non-Eltonian methods of hunting Cladocera, or impacts of the introduction of planktivorous fish on zooplankton composition and clear-water phase occurrence in a Mediterranean reservoir". *Hydrobiologia*, vol 653, nº 1, pp. 119-129.
- OSCOZ, J. LEUNDA, P.M. CAMPOS, F. ESCALA, M.C. GARCÍA-FRESCA, C. Y MIRANDA, R. (2005): "Spring diet composition of Rainbow Trout, *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792) in the Urederra River (Spain)". *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 2005, nº 41, pp. 27-34.
- PEREIRA, C.S.A. ABOIM, M.A. RÁB, P. Y COLLARES-PEREIRA, M.J. (2013): "Introgressive hybridization as a promoter of genome reshuffling in natural homoploid fish hybrids (Cyprinidae, Leuciscinae)". *Heredity (Edinb)*, vol 112, nº 3, pp. 343-50.
- PÉREZ-BOTE, J.L. ROSO, R. PULA, H.J. DÍAZ, F. Y LÓPEZ, M.T. (2004): "Primeras citas de la lucioperca, *Sander* (= *Stizostedion*) *lucioperca* (Linnaeus, 1758) y del alburno, *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) en las cuencas extremeñas de los ríos Tajo y Guadiana, SO de la Península Ibérica". *Anales de Biología*, 2004, nº 26, pp. 93-100.

- PÉREZ-BOTE, J.L. Y ROSO, R. (2012): "Diet of the introduced pikeperch *Sander lucioperca* (L.) (Osteichthyes, Percidae) in a recent colonised reservoir in south-western Iberian Peninsula". *Italian Journal of Zoology*, 2012, vol 79, nº 4, pp. 617-626.
- PÉREZ-BOTE, J.L. (2014). *Lucioperca – Sander lucioperca*. En: Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador, A. y Elvira, B. (eds.). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>.
- RICHARDSON, M.J. WHORISKEY, F.G. Y ROY, H. (1995): "Turbidity generation and biological impacts of an exotic *Carassius auratus*, introduced into shallow seasonally anoxic pounds". *Journal of Fish Biology*, 1995, nº 47, pp. 576-585.
- RIBEIRO, F. Y LEUNDA, P.M. (2012): "Non-native fish impacts on Mediterranean freshwater ecosystems: current knowledge and research needs". *Fisheries Management and Ecology*, 2012, nº 19, pp.142-156.
- RINCÓN, P.A. CORREAS, A.M. MORCILLO, F. RISUEÑO, P. Y LOBÓN-CERVIÁ, J. (2002): "Interaction between the introduced eastern mosquitofish and two autochthonous Spanish toothcarps". *Journal of Fish Biology*, nº 61, pp. 1560-1585.
- RUIZ-NAVARRO, A. VERDIELL-CUBEDO, D. TORRALVA, M. Y OLIVA-PATERNA, F.J. (2013a): "Removal control of the highly invasive fish *Gambusia holbrooki* and effects on its population biology: learning by doing". *Wildlife Research*, vol 40, nº 1, pp. 82-89.
- RUIZ-NAVARRO, A. TORRALVA, M. Y OLIVA-PATERNA, F.J. (2013b): "Trophic overlap between cohabiting populations of invasive mosquitofish and an endangered toothcarp at changing salinity conditions". *Aquatic Biology*, 2013, nº 19, pp. 1-11.
- SARAIVA, A. HERMIDA, M. COSTA, M.J. MAIA, C. REIS, A.R. CRUZ, C. Y VALENTE, A. (2008): "First record of *Philometra ovate* (Nematoda) infection in *Gobio lozanoi* in Portugal". *Journal of Fish Biology*, 2008, vol 73, nº 9, pp. 2288-2292.
- SKOV, T. BUCHACA, T. AMSINCK, S.L. LANDKILDEHUS, F., ODGAARD, B.V. AZEVEDO, J. GONCALVES, V. RAPOSEIRO, P.M. ANDERSEN, T.J. Y JEPPESEN, E. (2010): "Using invertebrate remains and pigments in the sediment to infer changes in trophic structure after fish introduction in Lake Fogo: a crater lake in the Azores". *Hydrobiologia*, 2010, vol 654, nº 1, pp. 13-25.
- SMARTT, J. (2007): "A possible genetic basis for species replacement: preliminary results of interspecific hybridisation between native crucian carp *Carassius carassius* (L.) and introduced goldfish *Carassius auratus* (L.)". *Aquatic Invasions*, 2007, vol 2, nº 1, pp. 59-62.
- TORRALVA, M. Y OLIVA-PATERNA, F.J. (1997): "Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachner, 1865 (Ostariophysi, Cyprinidae) en la cuenca del río Segura, S.E. de España". *Limnetica*, 1997, vol 13, nº 1, pp. 1-3.
- TORRALVA, M. Y OLIVA-PATERNA, F.J. ANDREU, A. VERDIELL, D. MIÑANO, P.A. Y EGEA, A. (2005): "Atlas de Distribución de los Peces Continentales de la Región de Murcia". Dirección General del Medio Natural. CARM. Murcia.
- VERDIELL-CUBEDO, D. OLIVA-PATERNA, F.J. RUIZ-NAVARRO, A. Y TORRALVA, M. (2012): "First occurrence of *Cobitis paludica* (De Buen, 1930) in the Segura river basin (SE Iberian Peninsula)". *Limnetica*, 2012, vol 31, nº 2, pp. 323-326.
- VINYOLES, D. ROBALO, J.I. SOSTOA, A.D. ALMODÓVAR, A. ELVIRA, B. NICOLA, G.G. FERNÁNDEZ-DELGADO, SANTOS, C.S. DOADRIO, I. SARDÀ-PALOMERA, F. Y ALMADA, V.C. (2007): "Spread of the alien bleak *Alburnus alburnus* (Linnaeus, 1758) (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula: the role of reservoirs". *Graellsia*, 2007, nº 63, pp. 101-110.

- VILIZZI, L. (2012): "The common carp, *Cyprinus carpio*, in the Mediterranean region: origin, distribution, economic benefits, impacts and management". *Fisheries Management and Ecology*, 2012, vol 19, n° 2, pp. 93-110.
- VINCENZI, S. CRIVELLI, A.J. JESENSEK, D. ROSSI, G. Y DE LEO, G.A. (2011): "Innocent until proven guilty? Stable coexistence of alien rainbow trout and native arble trout in a Slovenian stream". *Naturwissenschaften*, 2011, n° 98, pp. 57-66.
- WALTER, U. (1988): "The parasite fauna of *Stizostedion lucioperca* from the bay waters of the Baltic coast of East Germany". *Angewandte Parasitologie*, 1988, vol 29, n° 4, pp. 215-9.
- WEBER, S. Y TRAUNSPURGER, W. (2014): "Top-down control of a meiobenthic community by two juvenile freshwater fish species". *Aquatic Ecology*, 2014, vol 48, n° 4, pp. 465-480.
- ZAMORA-MARÍN J.M., SÁNCHEZ-PÉREZ, A. AMAT-TRIGO, F. VERDIELL, D. RUIZ-NAVARRO, A. TORRALVA, M. Y OLIVA-PATERNA, F.J. (2015): "Los peces continentales del río segura a su paso por el valle de ricote: amenazas y actuaciones de conservación". *Actas III Jornadas de Investigación y Divulgación sobre Abarán y Valle de Ricote*, 2015.

Capítulo 31

Evolución de las poblaciones de aves acuáticas en los espacios protegidos del Mar Menor y humedales asociados

Antonio Zamora López^{1,3*}, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín^{2,3}, Ángel Pérez-Ruzafa¹,
Concepción Marcos Diego¹

¹Departamento de Ecología e Hidrología, Universidad de Murcia; ²Departamento de Geografía, Universidad de Murcia; ³Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE).

* Antonio.zamora@um.es

RESUMEN

La laguna del Mar Menor, situada en el sureste de la península ibérica, es uno de los enclaves naturales de mayor importancia y singularidad del Mediterráneo. El estudio de las aves es una herramienta de gran utilidad a la hora de valorar el estado de un ecosistema, debido a su sensibilidad ante cambios o perturbaciones en el entorno. Por otro lado, las figuras designadas a nivel internacional para la protección de la avifauna establecen una serie de criterios a cumplir por determinadas especies. Este trabajo tiene como objetivo detectar posibles alteraciones en el cumplimiento de estos criterios en el humedal RAMSAR Mar Menor, y en las Zonas de Especial Protección para las Aves, ZEPA Mar Menor y ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

Tras la recopilación y análisis de los censos de aves ligadas a ecosistemas acuáticos realizados en el Mar Menor y sus humedales asociados, invernantes durante el periodo 2000-2014 y nidificantes en 2000-2013, se observan alteraciones en el cumplimiento de los criterios de ciertas especies. Del mismo modo, se han detectado variaciones en la diversidad de las poblaciones, existiendo diferencias entre áreas protegidas. Ante la actual degradación que evidencian los resultados obtenidos, se concluye la necesidad de plantear una gestión más activa e integrada del entorno del Mar Menor.

ABSTRACT

The Mar Menor lagoon, located in the south-east of the Iberian peninsula, is one of the most important and unique natural sites of the Mediterranean. Bird research is a useful tool to measure ecosystems health, due to the sensitivity that these animals show to any change or disturbance in the environment. The international policy to protect this wildlife fauna, establishes a set of criteria to be met by certain species. The objective of this study is to detect changes on these criteria in the RAMSAR Mar Menor Wetland and the Special Protection Areas for Birds, Mar Menor SPA and Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar SPA.

After bird census compilation and analysis in aquatic ecosystems at the Mar Menor area and its associated wetlands (overwintering for 2000-2014 period, and nesting for 2000-2013 period), we have

observed changes in compliance certain species criteria. Variation in population diversity has been detected too, showing differences between protected areas. Results show an ecosystem degradation that could be handled by a more active and integrated management of the environment at the Mar Menor wetlands.

1. INTRODUCCIÓN

La gran cantidad y heterogeneidad de problemas ambientales que afectan al mundo actual, así como a la biodiversidad que este alberga, hacen indispensable el establecimiento de figuras de protección y gestión destinadas a la conservación de una naturaleza cada vez menos “natural”.

El estudio de las aves es una herramienta reconocida para valorar la diversidad e integridad de los ecosistemas a nivel global (Canterbury *et al.*, 2000). Este grupo de fauna es un indicador de la conservación y salud ambiental del entorno, sirviendo también de testigo frente a su posible alteración o deterioro. Es por ello, por lo que muchos de los criterios y medidas adoptadas para la protección general de un hábitat se centran en este grupo o dirigen sus esfuerzos a preservarlo.

La laguna del Mar Menor y sus humedales asociados conforman uno de los enclaves naturales más importantes de la Región de Murcia. Su emplazamiento geográfico, así como sus peculiares características de profundidad, calidad de las aguas, salinidad, temperatura, etc., permiten que en este lugar se establezca una compleja red ecológica (García *et al.*, 2009; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2009).

El valor ecológico del Mar Menor es de gran relevancia a nivel mundial, como así lo demuestra su inclusión en 1994 en la Lista de Humedales de Importancia Internacional del Convenio Ramsar (RAMSAR *Mar Menor*). En cuanto a su protección en el ámbito europeo, se han designado dos Zonas de Especial Protección para las Aves; en 1998 se declaró la ZEPA *Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar* y, posteriormente, en 2001 la laguna del Mar Menor y sus humedales asociados fueron englobados en la ZEPA *Mar Menor*.

El establecimiento de estas figuras de protección implica necesariamente el cumplimiento de unos criterios específicos, previos y posteriores a su designación. Éstos se fundamentan en datos cuantitativos de las poblaciones de especies de interés o protegidas, ya sean residentes, nidificantes, invernantes o que durante su migración utilicen la zona en cuestión como área de descanso.

2. OBJETIVOS

El presente trabajo está orientado a la consecución de los siguientes objetivos:

1. Detectar cambios poblacionales que puedan haber alterado, el cumplimiento de los criterios fijados en las figuras de protección y conservación de aves establecidas en el Mar Menor y su área de influencia.
2. Identificar y caracterizar las variaciones que han tenido lugar desde el establecimiento de estas figuras hasta la actualidad. La dinámica poblacional de las especies objetivo nos permitirá valorar la efectividad de estos distintivos.

3. Definir y describir la capacidad de solapamiento existente entre la designación mundial de Humedal Ramsar y las figuras de protección europeas (ZEPAs). Este último objetivo pretende demostrar correlaciones en los criterios utilizados, así como en las especies que permiten su designación.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1.- Descripción del área de estudio: Mar Menor y humedales asociados.

El Mar Menor es una laguna litoral semicerrada, situada en el sudeste de la Región de Murcia y de la península ibérica, con una extensión aproximada de 135 km² de superficie y una profundidad media y máxima de 3,6 y de 6 m, respectivamente. La comunicación entre el Mar Menor y el Mediterráneo se produce a través de 5 canales someros, conocidos localmente como “golas”, que atraviesan La Manga, un cordón arenoso de 24 Km de longitud y con una anchura que oscila entre 100 - 1200 m, la cual separa ambos mares. Esta situación permite un continuo y restringido intercambio de agua entre la laguna y el Mediterráneo, hecho que condicionan las características y el poblamiento lagunar (Pérez-Ruzafa & Marcos, 2003; García *et al.*, 2009).

Presenta en su interior 5 islas de origen volcánico, y en su periferia pueden identificarse diversos humedales asociados (véase figura 1), formados por salinas activas (salinas de San Pedro del Pinatar, Rasall y Marchamalo), saladares y estepas salinas (playa de la Hita, Las Encañizadas, humedal del Rame, Lo Poyo y marina del Carmolí) (Ballesteros, 2001).

3.2. Recopilación de datos y métodos de análisis

Los datos recogidos en los Censos Invernales de Aves Acuáticas de la Región de Murcia, realizados por miembros y voluntarios de la Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE) (Fernández-Caro, 2013), han sido de gran importancia a la hora de estudiar las dinámicas poblacionales y la riqueza específica en cada momento. Por otro lado, las publicaciones de la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia nos han permitido disponer de información sobre la reproducción de la avifauna en la zona de estudio durante el periodo 2000-2013.

Han sido seleccionadas como especies objetivo todas aquellas incluidas en el Anexo I de la Directiva Aves, siempre y cuando su presencia en la zona sea de forma regular. Este criterio permite centrarse en aquellas especies cuya situación es más desfavorable y para las cuales se hace indispensable la adopción de medidas de protección y/o conservación.

Para lograr los objetivos planteados en el presente trabajo, se ha recurrido a la utilización de indicadores que nos permiten comparar fluctuaciones en las poblaciones y especies a lo largo de una serie temporal:

1. Tamaño poblacional (nº individuos).
2. Nº de parejas nidificantes.

3. Riqueza específica (nº de especies).
4. Índice de Shannon(H'), refleja la estructura y la heterogeneidad de una comunidad sobre la base de dos factores; el número de especies presentes y su abundancia relativa.

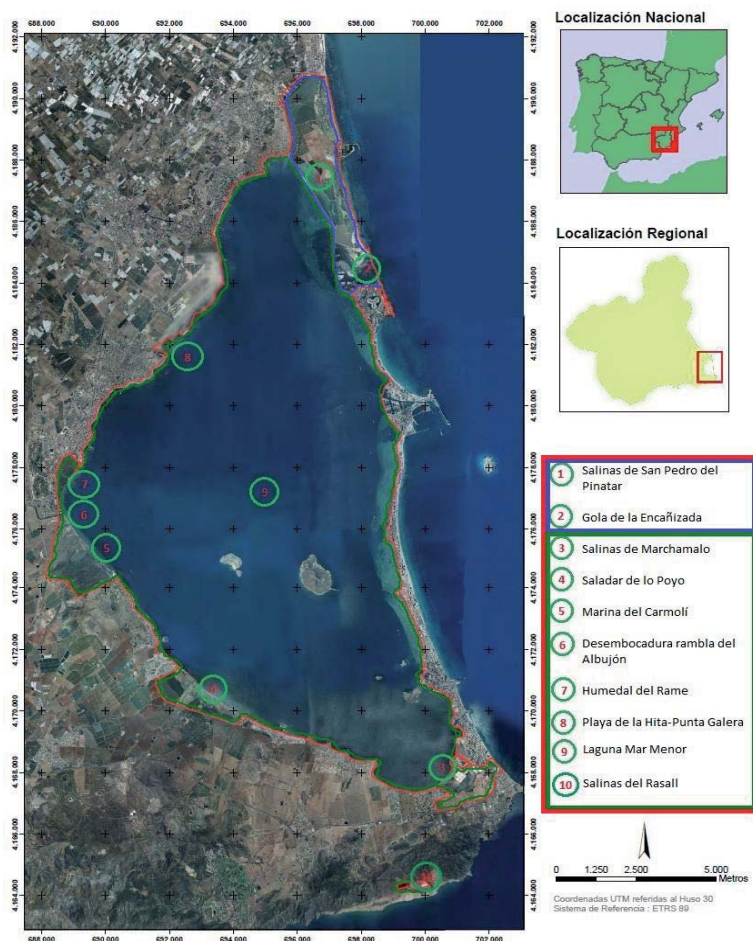


Figura 1. Localidades de censo. Laguna del Mar Menor y humedales asociados

Fuente: Elaboración propia tomando como base las coordenadas UTM referidas al Huso 30, sistema de referencia ETRS 89 y de fondo la Ortoimagen del vuelo Natmur 2008.

4. ANÁLISIS DE DATOS Y EXPOSICIÓN DE RESULTADOS

2.1.- Seguimiento de aves invernantes ligadas a ecosistemas acuáticos en las ZEPAs del Mar Menor y humedales asociados durante el periodo 2000-2014.

La figura 2 representa el número de individuos que utilizan el Mar Menor y sus humedales asociados como zona de invernada. Como puede apreciarse, en ambas Zonas de Especial Protección para las Aves el tamaño de la población experimenta una tendencia positiva, siendo esta mucho más

acusada en la ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar, donde en 2006 llegaron a censarse un máximo de 7.349 individuos.

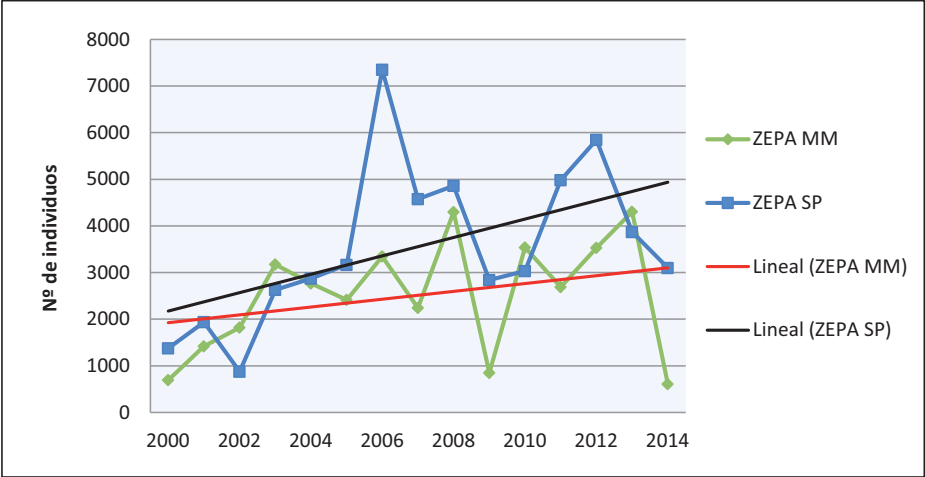


Figura 2. Evolución en la abundancia de aves invernantes ligadas a ecosistemas acuáticos en las ZEPAs del Mar Menor y humedales asociados. Periodo 2000-2014

El número de especies que utilizan el área de estudio como lugar de invernada se mantiene prácticamente constante en el periodo considerado (véase figura 3). A pesar de la supremacía de la ZEPA Mar Menor en cuanto a dimensiones y heterogeneidad de ambientes, los valores de riqueza específica alcanzados en ambas ZEPAS son similares.

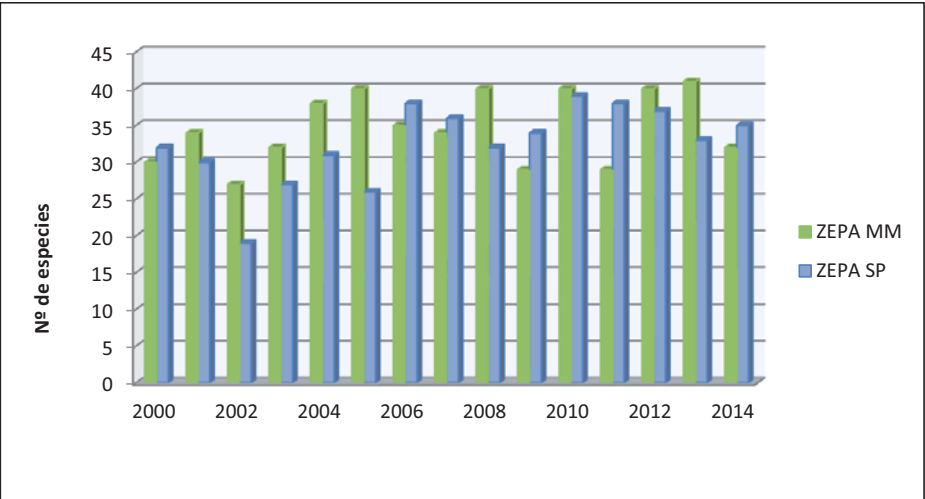


Figura 3. Evolución en la riqueza específica de aves invernantes ligadas a ecosistemas acuáticos en las ZEPAs del Mar Menor y humedales asociados. Periodo 2000-2014.

Los resultados obtenidos tras la aplicación del índice de Shannon desvelan que ambas ZEPAs representan ecosistemas con una comunidad de aves diversa (véase figura 4), ya que ésta alcanza valores cercanos a 3 (límite teórico 5). No obstante, destaca la tendencia negativa de la laguna del Mar Menor, pudiendo verse afectado su equilibrio ecológico.



Figura 4: Evolución de la diversidad en las ZEPAs del Mar Menor y humedales asociados durante el periodo 2000-2014.

La disminución de la diversidad en el Mar Menor puede estar relacionado con el incremento de poblaciones de especies como el zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis*, Brehm 1831) o el somormujo lavanco (*Podiceps cristatus*, Linnaeus 1758), beneficiadas por la progresiva eutrofización de las aguas (Hernández-Gil & Robledano, 1997), alterando así los valores del índice de Shannon.

2.2.- Revisión del cumplimiento de los criterios establecidos para la declaración de espacios protegidos en el Mar Menor y humedales asociados (2000-2014).

Existe cierta correlación en las especies que en su momento cumplieron con los criterios establecidos y que fueron esenciales para la designación de figuras de protección en el Mar Menor. Sin embargo, estas similitudes también aparecen cuando hacemos referencia a la disminución de las poblaciones de estas especies y del actual incumplimiento de los criterios que antes eran superados.

Tras realizar un análisis detallado de las variaciones que han sufrido las poblaciones de aves ligadas a ecosistemas acuáticos del Mar Menor y humedales asociados durante el periodo 2000-2014, se ha podido detectar una serie de alteraciones en el cumplimiento de los criterios ZEPA y RAMSAR, que se exponen a continuación:

Tabla 1. Resumen de las alteraciones en el cumplimiento de los criterios para la declaración de estas figuras.

	ZEPA MM		ZEPA SP		RAMSAR MM	
Especie	2001	2013	1998	2013	1994	2013
Avoceta común						
Charrán común						
Charrán patinegro						
Charrancito común						
Cigüeñuela común						
Chorlitejo patinegro	*	*	*	*		
Flamenco común						
Garceta común						
Gaviota de Audouin						
Gaviota picofina						
Pagaza piconegra						

	No cumple los criterios (alteración de los criterios)
	Cumple los criterios
	Actualmente no cumple los criterios, aunque durante el periodo considerado lo ha hecho en al menos una ocasión
	No cumple los criterios
*	No existen criterios para esta especie

Uno de los factores que condiciona esta situación es la diferencia en la gestión de ambos ZEPAs. Las elevadas dimensiones de la ZEPA Mar Menor constituyen una dificultad adicional para su gestión, viéndose obstaculizadas las labores de actuación sobre el entorno. La laguna del Mar Menor y los humedales asociados a ella deben gestionarse desde un enfoque holístico, considerándose como un único “todo”. Esta postura, junto con la concienciación y el respeto al medio ambiente, puede que sea la clave para conservar este ecosistema altamente degradado.

5. CONCLUSIONES

Los criterios para la selección y el establecimiento de áreas protegidas deben ser revisados y actualizados, ya que las poblaciones de las especies valoradas y las propias condiciones ambientales del medio están sometidas a continuos cambios.

La comparación de estas dos ZEPAs, cercanas y con las mismas poblaciones potenciales de aves, evidencia que la ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar goza de una buena salud ecosistémica, en contra de la ZEPA Mar Menor, la cual se encuentra en un actual y progresivo estado de degradación.

La comunidad de aves del Humedal de Importancia Internacional RAMSAR Mar Menor presenta rasgos típicos de ambas ZEPAs. Los declives que sufren muchas de las especies protegidas del Mar Menor están siendo amortiguados por las poblaciones de la ZEPA Salinas y Arenales de San Pedro del Pinatar.

De todo esto se deduce que es necesaria una gestión integrada y más eficaz, más allá de meras declaraciones sobre el papel, que permita conseguir los objetivos fijados por la designación de espacios protegidos.

6. REFERENCIAS

- BALLESTEROS, G.A. (2001). “*Evaluación ornitológica del sitio Ramsar Mar Menor como Zona de Especial Protección para las Aves*”. Dirección General del Medio Natural de la Región de Murcia. Inédito.
- CANTERBURY, G.E., MARTIN, T.E., PETIT, D.R., PETIT, L.J. Y BRADFORD, D.F. (2000). “*Bird communities and habitat as ecological indicators of forest condition in regional monitoring*”. *Conservation Biology*, 14 (2): 544-558.
- FERNÁNDEZ-CARO, A. (2013). “*Evolución de los resultados del censo invernal de aves acuáticas de la Región de Murcia 2003-2013*”, Asociación de Naturalistas del Sureste (ANSE). Murcia.
- GARCÍA, J., BALLESTEROS, G. Y FERNÁNDEZ, M. (2009). “*Estudios faunísticos en el Mar Menor*”. En: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. IEA, Murcia: 480-496.
- HERNÁNDEZ-GIL, V. Y ROBLEDANO, F. (1997). “*La comunidad de aves acuáticas del Mar Menor (Murcia, SE de España): aproximación a su respuesta a las modificaciones ambientales de la laguna*”. Instituto de Estudios Almerienses.
- PÉREZ-RUZAFA, A. Y MARCOS, C. (2003). “*El Mar Menor*”. En: Esteve, M.A., Llorens, M. & Martínez-Gallur, C. (Eds.), *Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia: 404-417.
- PÉREZ-RUZAFA, A., MARCOS, C. & PÉREZ-RUZAFA, I.M. (2009). “*30 años de estudios en la laguna costera del Mar Menor: de la descripción del ecosistema a la comprensión de los procesos y la solución de los problemas ambientales*”. En: Instituto Euromediterráneo del Agua (Ed.), *El Mar Menor. Estado actual del conocimiento científico*. IEA, Murcia: 17-46.

Capítulo 32

Estudio de las comunidades de aves del río Segura en zonas con diferente grado de presencia del cañaveral.

Ana Jara^{1*}, Jorge Sánchez Balibrea², Francisco A. García-Castellanos², Jacinto M. Ródenas², José Antonio Barba², Mónica González Candela¹ & Ángel Sallent².

1: Universidad de Murcia, 2: Asociación de Naturalistas del Sureste.

*ajnaqua@gmail.com

RESUMEN

Entre las acciones del proyecto LIFE + Segura Riverlink está la del seguimiento de la comunidad de aves mediante el anillamiento científico de aves en 5 zonas del río con distinto nivel de degradación por presencia de la caña (*Arundo donax*), una especie invasora. En todas ellas se prevé eliminar la caña y sustituirla por vegetación de ribera autóctona. Se calculó la media de capturas, riqueza de especies y el índice de biodiversidad de Shannon para cada una de las zonas. El resultado muestra que las comunidades de aves en las zonas menos degradadas que aún conservan algo de vegetación de ribera son más ricas y diversas que las de localidades donde predomina el cañaveral. Se puede concluir que las zonas de cañaveral provocan un empobrecimiento de la comunidad de aves asociada al río.

ABSTRACT

One of the actions of the LIFE + Segura Riverlink Project is the bird monitoring through bird ringing in 5 different stations in a gradient of presence of sugar cane (*Arundo donax*), an invasive species. In all of them, the cane will be replaced by native river vegetation. We calculated the average of captures, species richness and Shannon index of biodiversity for every station. Results show that values of richness and Shannon index for the avian community in places that still preserve some native vegetation and a lower level of presence of sugar cane are higher than those from the places where sugar cane is dominant. Therefore, we conclude that the presence of sugar cane induce a degradation of the avian community associated with the river.

1. INTRODUCCIÓN

Uno de los problemas más importantes a los que se enfrentan los ríos localizados en la vertiente mediterránea es la presencia de especies animales y vegetales alóctonas (Camero y Velasco 2008). Entre las especies vegetales, la caña común (*Arundo donax*) es una de las consideradas invasoras y una de las plantas alóctonas más peligrosas y nocivas, según documenta el grupo de especialistas de las especies invasoras (ISSG) de la UICN. Los cañaverales se encuentran ampliamente extendidos en las riberas de la Región de Murcia, ya que han sido potenciados por el uso que se les ha

dado a lo largo de la historia, llegando en muchos casos a sustituir al bosque de ribera original. (Sanz *et al.*, 2004).

Actualmente existen en marcha proyectos que, como LIFE + Segura Riverlink, trabajan para mejorar los ecosistemas riparios realizando, entre otras cosas, actuaciones de restauración ecológica de la vegetación de ribera. Las acciones del proyecto citado incluyen además el seguimiento de la avifauna, considerando a esta como uno de los indicadores que permiten evaluar la calidad de los cambios que sufre el ecosistema.

Las aves son consideradas un indicador muy útil del estado de los ecosistemas ribereños, ya que sus poblaciones responden muy rápido a los cambios que se producen en el hábitat, sobre todo aquellas especies menos generalistas y que dependen de recursos específicos para su alimentación o reproducción (Serrano *et al.*, 1994).

La información sobre los cambios de tamaño de población a lo largo del tiempo es esencial para identificar problemas de conservación. Los cambios ambientales influyen directamente en la demografía e indirectamente en el tamaño población (Peach *et al.*, 1999). Algunos de los métodos para poder caracterizar una comunidad son: establecer un recuento o una lista de las especies existentes en ella, riqueza específica o índices de biodiversidad, como el índice de Shannon, que tienen en cuenta las especies raras y comunes (Begon, 1999).

Gracias a los anillamientos científicos realizados dentro del proyecto LIFE + Segura Riverlink se han podido calcular toda una serie de parámetros para poder realizar una estimación de la estructura de la comunidad de passeriformes en los ambientes con predominio de caña y en los que aun conservan vegetación de ribera.

El objetivo de este trabajo es comparar las comunidades de aves riparias en varios puntos del Río Segura, desde zonas muy degradadas con dominio del cañaveral hasta zonas en las que aún se conserva algo de bosque de ribera.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio consta de 5 zonas de muestreo ubicadas geográficamente en los municipios de Cieza y Calasparra (Murcia), pertenecientes a la cuenca del Río Segura y situadas en el área de ribera de este río. Aunque en todas ellas existe presencia de cañaverales y están previstas acciones de restauración de la vegetación de ribera, el grado de degradación no es igual en todas ellas. En las estaciones de Rotas y La Parra únicamente existen cañaverales habiendo desaparecido por completo el bosque de ribera. En cambio en las otras 3 localidades aún se conservan pequeñas manchas de vegetación autóctona siendo Hoya García donde mejor conservado está seguido por el Menjú y el Esparragal.

En cada una de las zonas de muestreo mencionadas fueron realizadas doce sesiones de anillamiento científico. Las sesiones se realizaron en los inviernos de 2013/2014 y 2014/2015 en los que se realizó un anillamiento por estación en diciembre y en enero así como en las primaveras de

2014 y 2015 en los que se realizó un anillamiento por mes y estación entre marzo y junio. . En cada visita fueron colocadas 8 redes de niebla (redes verticales de 12 metros de longitud y 2,5 metros de altura y una malla de 16 mm) que fueron ubicadas siempre en los mismos lugares y estando operativas 5 horas desde el amanecer como modo de control del esfuerzo de captura. No se utilizó ningún tipo de reclamo que pudiera provocar sesgo de sexo o edad.

Las redes se ubicaron tanto en hábitat de caña como de vegetación de ribera. En cada una de las distintas zonas de muestreo la cantidad de redes colocadas en ambos hábitats varía desde cinco redes en vegetación autóctona de ribera a zonas donde todas las redes fueron montadas únicamente en cañaveral. Esto ha permitido crear un gradiente de localidades en función de la cantidad de redes en cañaveral y en vegetación de ribera. Para cada ave capturada se anotó la red en que fue encontrada (numeradas de 1 a 8 en cada localidad) para posteriormente diferenciar las aves capturadas en cañaveral de las halladas en vegetación de ribera. Siguiendo el gradiente de presencia de redes en uno u otro hábitat, las zonas de muestreo se han ordenado de forma que de izquierda a derecha se produzca un aumento de las redes ubicadas en vegetación autóctona de ribera cuando los resultados sean representados gráficamente.

Cálculo de parámetros

Las variables utilizadas fueron especie de cada ave capturada, la zona de muestreo, tipo de hábitat donde estaba ubicada la red, mes y estación climática. Analizando estos datos fueron calculados parámetros ecológicos necesarios para medir la diversidad de la comunidad de aves y describir el ecosistema; los parámetros más sencillos fueron la frecuencia y media de capturas (por especie, hábitat, meses y estación climática) y la riqueza de especies (por hábitat, meses y estación climática). La riqueza de especies es el número de especies diferentes de una comunidad. Como parámetro que aporta más información sobre la diversidad de especies de la comunidad se utilizó el índice de Shannon (H').

El número medio mensual tanto de capturas como de riqueza de especies ha sido calculado para cada hábitat sumando el número de aves capturadas/número total de especies por las redes situadas en cada hábitat (cañaveral o vegetación de ribera) dividido por el número total de redes que se encuentran en cada hábitat (27 en cañaverales y 13 en vegetación de ribera) a lo largo de los diferentes meses en los que realizaron los anillamientos. Los datos se presentan con la desviación típica. A diferencia de la riqueza específica, la fórmula del índice de Shannon tiene en cuenta, a la hora de medir la biodiversidad, las especies muy frecuentes y las especies raras, es decir, el peso específico de cada especie en el cómputo general de la riqueza de especies, por lo que incorpora información a la riqueza de especies sobre la abundancia relativa de cada especie en la comunidad:

$$H = - \sum_{i=1}^S P_i \log_2 P_i$$

Donde H es el índice de Shannon y P_i es la proporción de individuos de cada especie con la que contribuye al total de la muestra (abundancia relativa de la especie i). Los animales recapturados en la misma unidad temporal (invierno o primavera) no fueron tenidos en cuenta.

3. RESULTADOS

En total, de todas las zonas de muestreo la que presentó un mayor número de capturas fue El Menjú, con el 43, 47 % de las capturas totales (Tabla 1).

Tabla 1. Anillamientos y recapturas encada zona de muestreo

Localización	Anillamiento	Recaptura	Total	%
Hoya García	226	59	285	18.80
El Menjú	481	178	659	43.47
El Esparragal	151	26	177	11.68
La Parra	153	22	175	11.54
Rotas	198	22	220	14.51
Total	1209	307	1516	100

Las figuras 1 y 2 muestran la media de capturas y de riqueza de especies de las redes colocadas en caña frente a las ubicadas en vegetación de ribera a lo largo de los meses que duró el estudio.

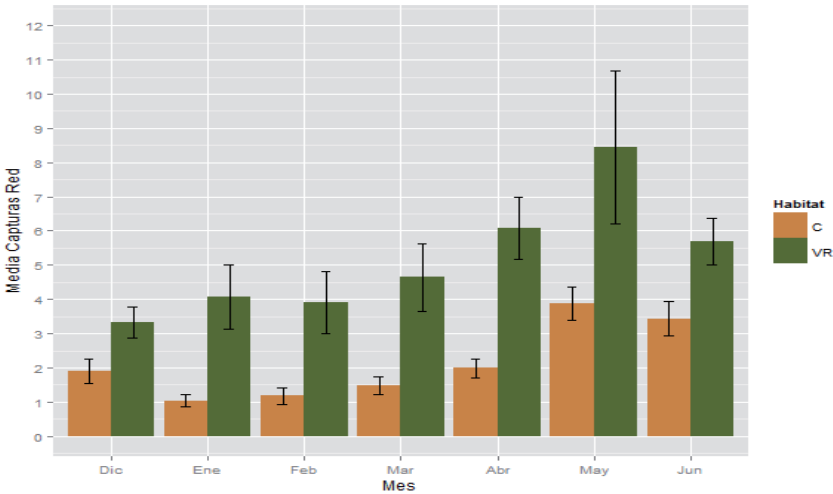


Figura 1. Media mensual de capturas por red en función del hábitat

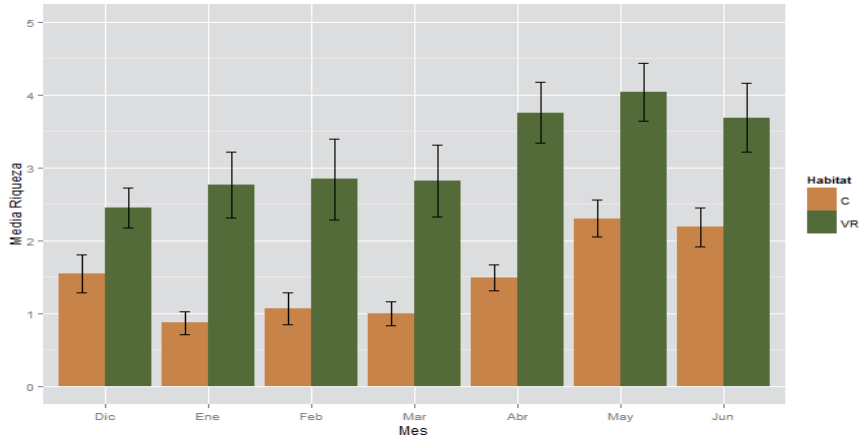


Figura 2. Media mensual de riqueza de especies por red en función del hábitat.

A la hora de comparar los datos se han generado dos tipos de gráficos distintos, uno donde se comparan directamente los datos de las redes ubicadas en los distintos hábitats y otro donde se ha generado un gradiente de las zonas de muestreo, estando las más degradadas a la izquierda y las que menos presencia de caña tienen a la derecha.

En las figuras 3, 4 y 5, colocadas de izquierda a derecha según su grado de presencia de caña, se pueden observar las distintas zonas de muestreo y su total de capturas, riqueza de especies e índice de biodiversidad en invierno y primavera.

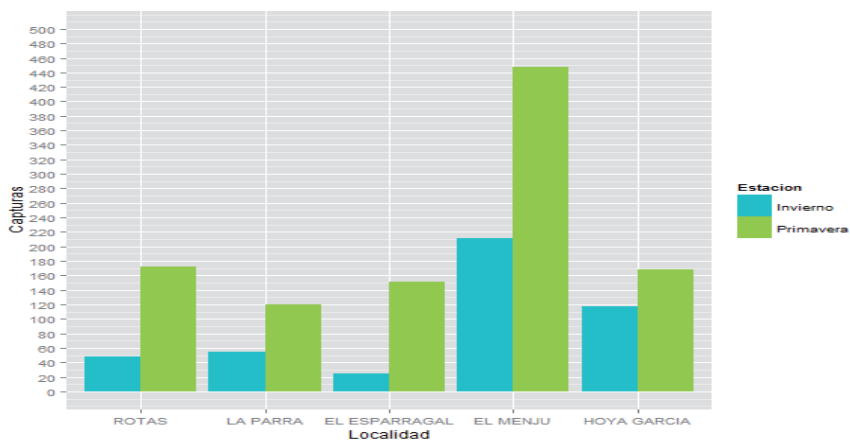


Figura 8. Número de captura de aves según la zona de muestreo y estación del año

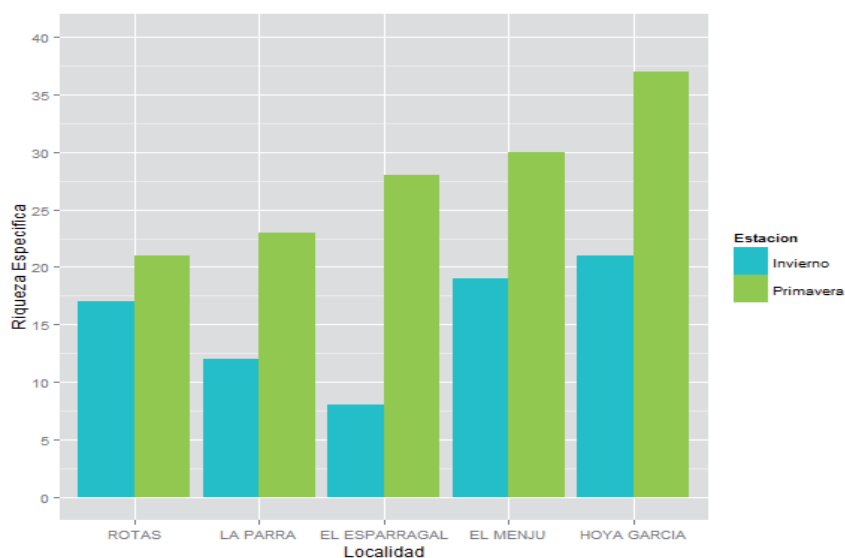


Figura 4. Riqueza de especies por zona de muestreo y estación del año

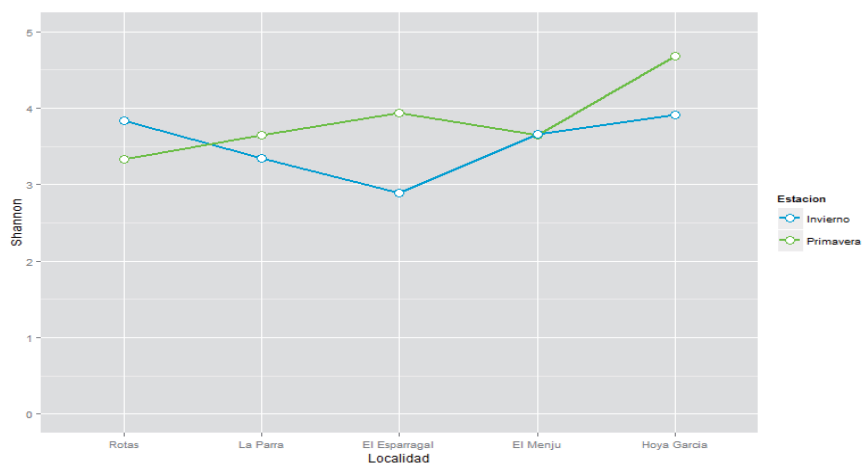


Figura 5. Índice de biodiversidad de Shannon por zona de muestreo y estación del año

4. DISCUSIÓN

En todos los meses en los que se ha desarrollado el proyecto, y durante los que se han realizado sesiones de anillamiento, la media de capturas y la riqueza específica de aves que fueron capturadas han sido superiores en aquellos hábitats con vegetación autóctona de ribera (ver figuras 1 y 2).

Las figuras 3, 4 y 5 muestran los resultados de las capturas, la riqueza de especies y el índice de Shannon, respectivamente, en cada una de las zonas de muestreo durante el invierno y la primavera. Si se observan las gráficas de capturas y riqueza de especies, se puede apreciar que aunque El Menjú tiene un número de capturas considerablemente superior durante la primavera al del resto de las localidades. Hoya García, que es la zona de muestreo con la vegetación de ribera mejor conservada, es la que presenta una mayor riqueza de especies tanto en invierno como en primavera. También muestra un mayor índice de diversidad biológica (figura 5) tanto en primavera como en invierno.

El número medio de capturas en primavera es claramente superior en El Menjú mientras que no se aprecia un patrón claro en el gradiente con las otras estaciones que tienen valores parecidos. Durante el invierno sí que se aprecia que en las dos estaciones donde hay más vegetación de ribera las el número de capturas es mayor.

Al analizar la riqueza sí se ve una tendencia clara a aumentar en las estaciones que conservan vegetación de ribera, lo cual es especialmente patente durante la primavera mientras que en invierno de nuevo no se aprecia un patrón claro (probablemente por el bajo número de capturas en todas las estaciones) si bien los valores más altos se dan también en las estaciones de Hoya García y El Menjú. Normalmente se acepta que cuanto más estructuradas están las comunidades, mas riqueza específica y mas densidad de individuos pueden mantener (Vicente, 1991). Un patrón ascendente de biodiversidad a mayor número de redes situadas en bosque de ribera, indica que la vegetación autóctona de ribera actúa como un factor potenciador de la biodiversidad, ya que ofrece características aptas para el asentamiento de especies nidificantes.

Al analizar el índice de Shannon se observa que en primavera hay una tendencia a aumentar en el gradiente hacia las estaciones con vegetación de ribera si bien, se aprecia un acusado descenso en la estación del El Menjú. Este empobrecimiento en la biodiversidad se debe a la dominancia de dos especies, por un lado la gran cantidad de Curruca capirotada, que durante el invierno se concentra en los sectores mas térmicos del arco mediterráneo y del valle del Guadalquivir, donde sus poblaciones reproductoras son escasas y fragmentadas (Carrascal y Palomino, 2012), capturada durante el mes de marzo en migración y, por otro lado, la gran cantidad de Gorrión común capturada debido a la presencia de un área recreativa en la zona. No obstante, los valores siguen siendo superiores a los de Rotas. En invierno, no encontramos un patrón claro si bien, el número de capturas fue muy bajo en todas las estaciones y las especies invernantes son muchas menos que las reproductoras por lo que es difícil encontrar diferencias en esta estación. El bajo número de capturas puede deberse a factores climatológicos al haber sido precedidos ambos inviernos de otoños poco lluviosos ya que en las zonas mediterráneas, las lluvias otoñales tienen un papel importante en la productividad vegetal invernal (Santos y Tellería, 1985).

El aumento de la biodiversidad en zonas de vegetación de ribera es la presencia de especies con hábitos forestales o típicas de la ribera bien conservada del río, un ejemplo es el agateador europeo (*Certhia brachydactyla*), una especie típicamente forestal, debido a sus requerimientos y

peculiaridades biológicas, se capturó mas en zonas con bosques de ribera a causa de su especialización en trepar troncos para buscar alimento (Martí y del Moral, 2002).

5. CONCLUSIONES

Las comunidades de aves son diferentes en hábitats degradados, como los cañaverales, y en zonas con vegetación autóctona. Los valores más elevados de riqueza específica y biodiversidad (índice de Shannon) se dan en áreas donde aún quedan manchas de bosque autóctono de ribera. Una restauración vegetal de las ubicaciones invadidas por los cañaverales en el río Segura podría dar lugar a un aumento de la riqueza y diversidad de especies de aves y una comunidad más estructurada.

6. BIBLIOGRAFÍA

- BEGON M., HARPER J.L., TOWNSEND C.R., 1988. Ecología. Omega. Barcelona.
- CAMERO IRIARTE F., VELASCO GARCÍA J., 2008. Restauración de riberas. Manual para la restauración de riberas del río Segura. Edita: Conferencia Hidrográfica del Segura.
- CARRASCAL L. M., PALOMINO, D., 2012. Variación geográfica de la riqueza de especies invernantes en la península Ibérica. Estacionalidad y determinismo ambiental. SEO/BirdLife: Atlas de las aves en invierno en España 2007- 2010. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente- SEO/BirdLife. Madrid.
- MARTÍ, R. y MORAL, J.C.D. (Eds.), 2003. Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- PEACH W.J., FURNESS R.W., BRENCHLEY A., 1999. The use of ringin to monitor changes in the numbers and demography of birds. Ringin and Migration 19: 57-66
- SANTOS T., TELLERÍA J.L., 1985. Patrones generales de la distribución invernal de paseriformes en la península Ibérica. Adeola 32:17-30
- SANZ M., SÁNCHEZ E., SOBRINO E., (eds.) 2004. Atlas de las Plantas Alóctonas Invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad, Madrid.
- SERRANO M. C., GARNICA R., GARCÍA J.A., 1994. Estudio de la comunidad de aves a lo largo de la ribera del río Torío (León NW de España). Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas. Almerimar (El Ejido-Almería): 245-254
- VICENTE A.M., 1991. Algunos aspectos sinecológicos de los sistemas avifauna-vegetación. Caso de un gradiente estructural simplificado. Orsis 6:167-190

Capítulo 33

Odonatos en la Región de Murcia: actualización del inventario

José Miguel Henarejos González¹, Carmen M. Martínez Saura^{2*}, Irene Arnaldos Giner², Marcos Fernández Sempere², Pedro López Barquero², Pedro Martínez López, Jacobo Ramos², Conrado Requena Aznar², Celia López Cañizares², Jorge Sánchez Balibrea^{2**}, Gustavo A. Ballesteros Pelegrín¹

¹Universidad de Murcia; ²Asociación de Naturalistas del Sureste; ³Amigos de los Humedales del Sur de Alicante
*c.martinez@asociacionanse.org, **araar@asociacionanse.org

RESUMEN

En este trabajo se estudia la situación del orden *Odonata* en la Región de Murcia. Este estudio se ha planteado como una revisión del trabajo previamente realizado en los años 50 del pasado siglo (Andreu Rubio, 1953). La metodología ha consistido en la recopilación de citas procedentes de distintas fuentes en una base de datos. Una vez recolectados todos los datos se hace una comparativa para evaluar los cambios acaecidos en la comunidad de odonatos. El resultado indica que algunas especies parecen haber desaparecido de la Región, mientras que se han incorporado nuevas especies a la fauna regional. La mayor parte de estas nuevas especies son de origen africano y/o oriental, y la ampliación del área de distribución puede estar relacionada con el proceso de cambio climático actual.

ABSTRACT

In this paper the presence and distribution of *Odonata* order in Region de Murcia is studied. This study has been designed as an update of previous work in the 1950 decade (Andreu Rubio, 1953). The methodology followed involves collecting quotes from various sources through a database. Once the data were collected, we compare the paper published on the decade of 1950 with current information, and we assess whether there has been a change in the situation. The results shows that there are species that seem to have been disappeared in the region and these are replaced by others, of which some species are from Africa, whose presence may be due to the process of climate change.

1. INTRODUCCIÓN

Los Odonatos engloban a un orden de la subclase insectos y se dividen en los subórdenes Epiproctos y Zigópteros, y dentro de los Epipróctos están los Anisópteros y los Anisozigópteros. Son insectos de vida anfibia que durante su fase larval se encuentran dentro de los cuerpos de agua y cuando alcanzan la fase adulto pasan a una fase voladora, en la que, después de cópula y puesta, mueren (Ortega *et al.*, 1991; Suhling *et al.*, 2015).

El orden Odonata tiene una distribución amplia, encontrándose en multitud de regiones biogeográficas (Suhling *et al.*, 2015), y, por lo general, son fáciles de identificar, salvo contadas excepciones donde hay que valerse de instrumentos para ello.

Conocer la distribución y abundancia de las distintas especies de odonatos es un factor clave para su conservación. Además, los odonatos son utilizados en índices como el IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002) para estimar la calidad biológica en una masa de agua mediterránea debido a su relación intrínseca con el agua.

A pesar de todo, el orden Odonata es un grupo muy poco estudiado, tanto en distribución como fisiología y nivel de amenaza. Tanto, que la mayoría de las especies de odonatos tienen la consideración de “Data Deficient” (DD; UICN, 2015).

El presente inventario parte como estudio previo o de referencia el realizado por Andreu Rubio en 1953 (Andreu-Rubio, 1953) que ha sido actualizado con citas posteriores a 1991. La comparación de la diversidad y la abundancia detectada en ambos momentos permite evaluar cómo han evolucionado las poblaciones de odonatos en la Región de Murcia.

2. OBJETIVOS

Los objetivos propuestos en este trabajo son:

- Actualizar el conocimiento sobre la diversidad y distribución de los Odonatos en la Región de Murcia.
- Aumentar la visibilidad de los invertebrados en la sociedad.
- Fomentar la participación ciudadana ("*citizen science*") en el inventariado de la biodiversidad.

3. METODOLOGÍA

3.1. Recogida de datos

En primer lugar, se ha realizado una recopilación bibliográfica de las citas disponibles de odonatos que contaran con localidad y fecha (Andreu Rubio, 1953; MARM, 2006; MAGRAMA, 2015). Además se han aportado datos obtenidos en muestreos específicos de odonatos en el marco de diversos proyectos (Estudio de la Biodiversidad y Mejora del Estado Ecológico de los Ecosistemas de la Cuenca del Segura, Agricultores por la Naturaleza, LIFE+ SEGURA RIVERLINK). La mayoría de los datos proceden de citas suministrada por naturalistas voluntarios a partir de sus notas de campo.

3.2. Tratamiento de datos

Los datos obtenidos alimentaron una base de datos de cuyo análisis deriva el presente trabajo. Los datos han sido georeferenciados y representados gráficamente mediante un sistema de información geográfica Qgis (Qgis Development Team, 2015).

4. RESULTADOS

Se ha obtenido un total de 1.396 citas de odonatos pertenecientes a 51 especies, incluyendo tanto los datos de Andreu-Rubio (1953) como las citas actuales. Mientras Andreu-Rubio (1953) sólo citó 40 especies, en la actualización se han detectado hasta 47 especies, 11 de ellas nuevas especies para la Región de Murcia (Tabla 1). De las 51 especies citadas en algún momento para la Región de Murcia, 30 corresponden a anisópteros y 21 a zigópteros.

- En cuanto a la abundancia de cada especie, las especies con mayor número de citas son
- o *Sympetrum fonscolombii*: 156 citas (11%)
 - o *Crocothemis erythraea*: 92 citas (7%)
 - o *Orthetrum chrysostigma*: 81 citas (6%)

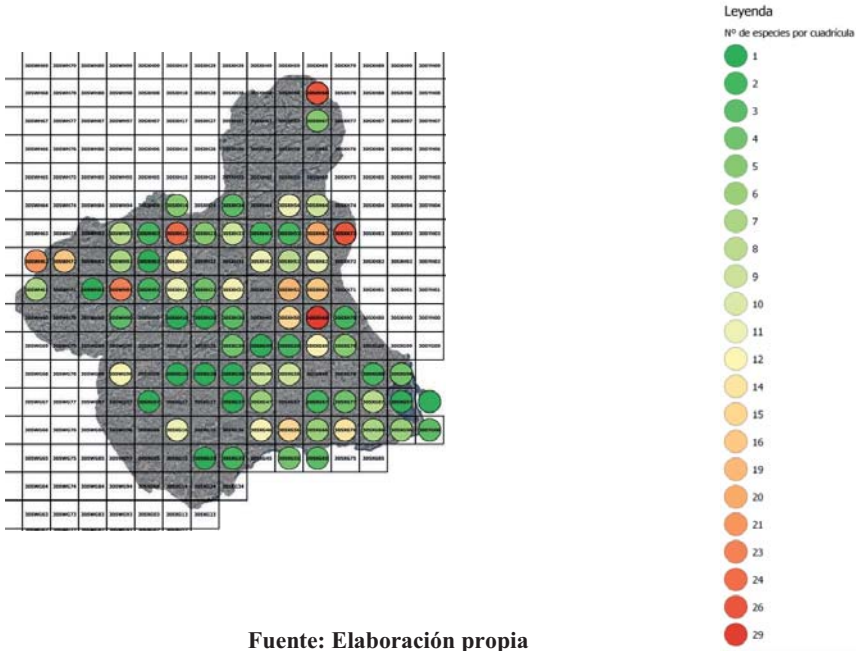
Las especies menos citadas, con una única cita son *Orthetrum nitidinerve*, *Aeshna cyanea*, *Brachythemis leucosticta*, *Libellula depressa*, *Anax ephippiger*, y *Platycnemis acutipennis*.

La aparición de nuevas especies ha supuesto un importante cambio en la composición de la odonatofauna de la Región de Murcia. En total, se han encontrado 11 especies que no habían sido detectadas anteriormente (Andreu-Rubio, 1953): *Lestes virens*, *Coenagrion scitulum*, *Erythromma viridulum*, *Diplacodes lefebvrei**, *Orthetrum trinacria**, *Sympetrum meridionale*, *Sympetrum sinaiticum**, *Brachythemis impartita**, *Trithemis annulata** y *Trithemis kirbyi**. (* Especies de procedencia africana y/o oriental). Mientras que otras especies aparentemente abundantes en el pasado han reducido de forma notable su área de distribución. Así, *Anax ephippiger* que estaba citada en varios puntos de la región (Andreu Rubio, 1953) sólo ha sido detectada en un humedal en el municipio de Ojós. Mientras que; *Orthetrum nitidinerve* que podía observarse en distintos puntos de la región como el Palmar, Caravaca o Abanilla (Andreu-Rubio, 1953) sólo ha sido detectado recientemente en la cabecera del Chícamo.

Tabla 1: Comparación de especies entre este estudio y Andreu Rubio (1953).
Fuente: Elaboración propia.

Andreu Rubio, 1953 No detectadas desde 1991	Comunes		Actualidad No detectadas por Andreu
4 especies	36 especies		11 especies
<i>Calopteryx virgo</i>	<i>Calopteryx</i>	<i>Anax ephippiger</i>	<i>Lestes virens</i>
<i>meridionalis</i>	<i>haemorrhoidalis</i>	<i>Anax imperator</i>	<i>Coenagrion scitulum</i>
<i>Lestes</i>	<i>Calopteryx</i>	<i>Anax parthenope</i>	<i>Erythromma viridulum</i>
<i>macrostigma</i>	<i>xanthostoma</i>	<i>Boyeria irene</i>	<i>Erythromma lindenii</i>
<i>Sympetrum</i>	<i>Charcolestes viridis</i>	<i>Cordulegaster</i>	<i>Diplacodes lefebvrei</i>
<i>sanguineum</i>	<i>Lestes barbarus</i>	<i>boltonii</i>	<i>Orthetrum trinacria</i>
<i>Zygonyx torridus</i>	<i>Sympecma fusca</i>	<i>Gomphus</i>	<i>Sympetrum meridionale</i>
	<i>Ceriagrion tenellum</i>	<i>simillimus</i>	<i>Sympetrum sinaiticum</i>
	<i>Coenagrion</i>	<i>Onychogomphus</i>	<i>Brachythemis impartita</i>
	<i>caerulescens</i>	<i>costae</i>	<i>Trithemis annulata</i>
	<i>Coenagrion</i>	<i>Onychogomphus</i>	<i>Trithemis kirbyi</i>

<i>mercuriale</i>	<i>forcipatus</i>
<i>Enallagma</i>	<i>Onychogomphus</i>
<i>cyathigerum</i>	<i>uncatus</i>
<i>Ischnura elegans</i>	<i>Crocothemis</i>
<i>Ischnura graellsii</i>	<i>erythraea</i>
<i>Ischnura pumilio</i>	<i>Libellula depressa</i>
<i>Pyrrhosoma</i>	<i>Orthetrum</i>
<i>nymphula</i>	<i>brunneum</i>
<i>Platycnemis</i>	<i>Orthetrum</i>
<i>acutipennis</i>	<i>cancellatum</i>
<i>Platycnemis latipes</i>	<i>Orthetrum</i>
<i>Aeshna cyanea</i>	<i>chrysostigma</i>
<i>Aeshna mixta</i>	<i>Orthetrum</i>
	<i>coerulescens</i>
	<i>Orthetrum</i>
	<i>nitidinerve</i>
	<i>Sympetrum</i>
	<i>fonscolombii</i>
	<i>Sympetrum</i>
	<i>striolatum</i>
	<i>Selysiothemis nigra</i>



Fuente: Elaboración propia

Figura 1: Número de especies por cuadrícula UTM 10x10.

También se contabiliza el número de especies que se encuentran por cuadrícula UTM para conocer gráficamente los puntos con mayor cantidad de especies encontradas.

5. DISCUSIÓN

El presente trabajo supone una actualización del inventario de la odonatofauna de la Región de Murcia medio siglo después de la publicación del primer listado. Sin embargo, se carece de datos de algunas zonas de la Región de Murcia (caso de Jumilla, Torre Pacheco y gran parte de Lorca) que deberían ser muestreadas con el objetivo de completar la información regional sobre este grupo.

La incorporación al listado regional de nuevas especies termófilas de origen africano y oriental parece tener su origen en el proceso de cambio climático (Cano-Villegas, 2011; Márquez, 2011, Prunier *et al.*, 2013, Kalkman *et al.*, 2010; UICN, 2015).

En cuanto a la rarefacción de determinadas especies, su pérdida puede deberse a una pérdida de la calidad de las aguas en la Región de Murcia, ya que todas son consideradas de aguas con baja velocidad de corriente y como bio-indicadoras de buenas condiciones ecológicas dentro de un ecosistema acuático según el índice IBMWP (Alba-Tercedor *et al.*, 2002; Suhling *et al.*, 2015).

Tabla 2: Comparación del número de especies y superficie de tres provincias del SE Ibérico
Fuente: Elaboración propia a partir de Prunier *et al.*, 2015.

	Almería	Murcia	Alicante
Nº de sp.	31	47	47
Superficie (km ²)	8.775	11.313	5.817
Sp./km ²	0,0035	0,0042	0,0080

Se considera de interés ampliar el esfuerzo realizado para el muestreo de las áreas con escasez de datos, así como las localizadas en las que se han detectado las especies menos comunes o supuestamente desaparecidas, para determinar si se trata de sesgos en la detección o de un proceso de declive y/o desaparición.

6. CONCLUSIONES

- 1.El presente trabajo ha permitido actualizar el conocimiento de la comunidad de Odonatos, pero aún quedan importantes lagunas por la existencia de amplias zonas apenas muestreadas o por la no detección en fechas recientes de especies citadas.
- 2.Se han producido cambios en la distribución, rarificándose algunas especies y aumentando la distribución de otras, generalmente especies termófilas de procedencia africana y/o oriental.
- 3.La participación ciudadana se ha mostrado como una herramienta útil para avanzar en el conocimiento de este grupo.

7. BIBLIOGRAFÍA

- ALBA-TERCEDOR, J., JÁIMEZ-CUÉLLAR, P., ÁLVAREZ, M., AVILÉS, J., BONADA, N., CASAS, J., MELLADO, A., ORTEGA, M., PARDO, I., PRAT, N., RIERADEVALL, M., ROBLES, S., SÁINZ-CANTERO, C.E., SÁNCHEZ-ORTEGA, A., SUÁREZ, M.L. TORO, M., VIDAL-ABARCA, M.R., VIVAS, S., ZAMORA-MUÑOZ, C. (2002): “Caracterización del estado ecológico de ríos mediterráneos ibéricos mediante el índice IBMWP”. *Limnética*, nº 21, pp. 175-185.
- ANDREU-RUBIO, J.M. (1953): “Los insectos “odonatos” en la provincia de Murcia”. *Anales de la Universidad de Murcia*, 1953, nº9, pp. 755-776.
- CANO-VILLEGAS, F.J. (2011). “Actualización del catálogo odonitológico de la provincia de Córdoba (Andalucía, España) (Insecta: Odonata)”. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, nº48, pp.479-483.
- KALKMAN, V.J., BOUDOT, J.P., BERNARD, R., CONZE, K.J., DE KNIJF, G., DYATLOVA, E., FERREIRA, S., JOVID, M., OTT, J., E. RISERVATOAND E., SAHLÉN, G. (2010): “European Red List of Dragonflies”. Office of the European Union Publication's. Luxembourg.
- MÁRQUEZ, J. (2011). “*Trithemis kirbyi ardens* (Gerstaecker, 1891) (Odonata: Libellulidae); datos de campo sobre su ecología en el Sur de España y primeros registros para la provincia de Sevilla (España)”. *Métodos en Ecología y Sistemática*, nº 6, pp. 10-20.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA, ALIMENTACIÓN Y MEDIO AMBIENTE (MAGRAMA). (2015). “Atlas y Libro Rojo de los invertebrados amenazados de España, Volumen I: Artrópodos”. Disponible en red: [consulta: 14/10/2015]
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, MEDIO RURAL Y MARINO (MARM). (2006). “Coenagrion mercuriale”.
- ORTEGA, M., SUÁREZ, M.L., VIDAL-ABARCA, M.R. Y RAMÍREZ-DÍAZ, L. (1991): “Aspectos dinámicos de la composición y estructura de la comunidad de invertebrados acuáticos de la rambla del Moro después de una riada (Cuenca del río segura: SE de España)”. *Limnética*, nº7, pp. 11-24.
- PRUNIER, F., RIPOLL, J., SCHORR, M. (2013). “Citas bibliográficas de Odonatos en Andalucía”. *Boletín Rola* nº3, pp. 43-76.
- PRUNIER, F. , BROTONS, M., CABANA, M., CAMPOS, F., CASANUEVA, P., CHELMICK, D., CORDERO RIVERA A., DÍAZ MARTÍNEZ, C., EVANGELIO, J. M., GAINZARAIN, J.A., GARCÍA-MORENO, J., LOCKWOOD, M., DE LOS REYES, L., MAÑANI, J., MEZQUITA-ARAMBURU, I., MUDDERMAN, J., OCHARAN, F.J., OTERO PÉREZ, F., PRIETO LILLO, E REQUENA, C RIPOLL, J RODRÍGUEZ LUQUE,F RODRÍGUEZ,P ROMEO,A SALCEDO,J SALVADOR VILARIÑO, V., SÁNCHEZ BALIBREA, J., TAMAJÓN GÓMEZ, R., TORRALBA-BURRIAL, A., TOVAR, C., WINTER, P., ZALDÍVAR, R. (2015) “Actualización del inventario provincial de Odonatos de España peninsular e Islas Baleares”. *Boletín Rola* nº 6, pp. 59-84.
- QGIS Development Team. (2015). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- SUHLING, F., SAHLÉN, G., GORB, S., KALKMAN, V.J., DIJKSTRA, K-D.B., VAN TOL, J. (2015): “Thorpe and Covich's Freshwater Invertebrates”. Cap 35, pp. 893-932.
- IUCN (2015): “IUCN Red List of Threatened Species”. Disponible en red: www.iucnredlist.org. [consulta: 27/11/2015]

Capítulo 34

LIFE+SEGURARIVERLINK: aplicación del concepto de infraestructura verde a una cuenca semiárida

Eduardo Lafuente Sacristán¹ ; Javier Sanz-Ronda² ; ; Mar Torralva Forero, M.³ ;
Francisco José Oliva Paterna³ ; Francisco Corbalán Martínez⁴ ; Jorge M. Sánchez Balibrea^{5*} ;
Rosa Olivo del Amo⁶

¹Confederación Hidrográfica del Segura, ²ITAGRA, ³Universidad de Murcia. ⁴Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. ⁵ANSE. ⁶TYPSA
araar@asociacionanse.org

Resumen

Un nuevo concepto en la planificación territorial, la infraestructura verde, es la solución planteada para conectar una serie de espacios naturales y reducir el riesgo de fragmentación de hábitats. Con ello se mejora la salud de los ecosistemas, su resiliencia y se incrementa su biodiversidad..

El proyecto SEGURA RIVERLINK (LIFE12 ENV/1140) se define como un proyecto integrador, resultado del conocimiento adquirido durante los últimos años de la aplicación de la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos tanto en la cuenca del Segura como en otras cuencas españolas.

Su objetivo es recuperar la conectividad fluvial en un tramo del Río Segura comprendido entre los azudes de Cañaverosa (T.M. Calasparra) y Soto Damian (T.M. Abarán), aplicando de forma novedosa en la cuenca el concepto de "infraestructura verde". Para ello, las actuaciones previstas son la demolición de un azud en el tramo final del Río Moratalla (ya realizada), la construcción de ocho pasos para peces en azudes (en ejecución) y la sustitución de cañaverales por bosque de ribera autóctono (en ejecución). La idoneidad de las actuaciones está siendo evaluada a través del seguimiento del uso de las escalas de peces, de las comunidades faunísticas (peces, aves, odonatos, nutria, galápagos), del éxito de las restauraciones y de la evolución del estado ecológico de las aguas.

Además, el proyecto concede una relevancia capital a la implicación ciudadana, de modo que plantea la participación de propietarios y ONG's en una red de Custodia del Territorio, permite la colaboración de los ciudadanos a través del un Programa de voluntariado y garantiza la divulgación a la población a través de acciones de una Campaña de Educación Ambiental.

Abstract

A new concept in territorial planning, green infrastructure, is the proposed solution to connect a series of natural spaces and reduce the risk of fragmentation of habitats. This ecosystem health improves, their resilience and biodiversity increases.

The SEGURA RIVERLINK (LIFE12 ENV/1140) project is defined as an integrated project, the result of knowledge acquired during the last years of the implementation of the National Strategy for River Restoration both in the Segura basin and in other Spanish basins.

Its aim is to restore river connectivity in a stretch of the River Segura between the weirs of Cañaverosa (T. M. Calasparra) and Soto Damian (T. M. Abarán), applying a novel way in the basin of the concept of "green infrastructure". To do this, the planned actions are the demolition of a dam on the final stretch of the River Moratalla (already done), the construction of eight steps for fish weirs (running) and replacement of reedbeds by riverbank wooded (running). The appropriateness of the actions being evaluated by monitoring the use of fish ladders, the faunal communities (fish, birds, dragonflies, otters, terrapins), the success of the restoration and development of ecological status water.

In addition, the project attaches great importance to citizen involvement, so that raises the participation of owners and NGOs in a network of Land Stewardship, allows collaboration of citizens through a volunteer program and ensures the disclosure the population through actions of Environmental Education Campaign.

1. INTRODUCCIÓN

La pérdida de conectividad longitudinal como consecuencia de los obstáculos en los ríos es un fenómeno conocido desde tiempos históricos en diversos puntos del planeta (Graf, 1999; Naiman *et al.*, 2005; Nilsson *et al.*, 2000, 2005).

El problema parece especialmente preocupante en España al ser el país con mayor número de presas per cápita del mundo. El número de dispositivos de pasos para peces instalados en los obstáculos resulta muy escaso (Nicola *et al.*, 1996) y un gran número de obstáculos se encuentran abandonados o en desuso.

En el caso concreto del Río Segura, incluso se conocen referencias históricas (Nota técnica, 1914) que mencionan la afección de los azudes a los movimientos migratorios del barbo del sur o barbo gitano (*Luciobarbus sclateri*) a pesar de los cual no existía ninguna escala en funcionamiento (CHS, 2012):

“Una prueba de la necesidad de las escalas salmoneras.- El vecindario de Murcia tiene ocasión de observar un hecho que prueba la fuerza del instinto de algunos peces para ir á desovar á la parte alta de los ríos. Los que á la caída de la tarde van al Malecón y se asoman al parapeto del Segura, pueden ver cómo por la delgada capa que agua que desciende por la presa de los molinos pululan muchos peces qué, dando un salto inverosímil, van á caer hacia la mitad del azud, y luego, con admirable vigor, remontan la rápida corriente, hasta que la mayor parte, perdidas las fuerzas, vuelven á caer al pié de la presa, para intentar la subida muchas veces más, hasta que se declaran vencidos”.

A pesar de la pérdida de conectividad longitudinal anteriormente mencionada, los ríos constituyen vías de conectividad ecológica del territorio (Ward & Stanford, 1995; Ward *et al.*, 1999) y resulta necesaria su implementación como *“infraestructuras verdes para mitigar la fragmentación y el uso insostenible de la tierra, tanto dentro como fuera de la Red Natura 2000, y para hacer frente a la necesidad de mantener y restablecer los múltiples beneficios de los servicios del ecosistema”* (Karhu, 2011).

Con el objeto de revertir esta situación, se promovió, desde la Confederación Hidrográfica del Segura, el desarrollo del proyecto LIFE+SEGURARIVERLINK.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

Se planteó el desarrollo de un proyecto LIFE que tuviera como objetivos básicos:

- Mejorar la conectividad longitudinal mediante la demolición de un azud en desuso y la construcción de diversos pasos para peces.
- Recuperar la funcionalidad del río como corredor ecológico a través de la sustitución del cañaveral por bosque de ribera nativo.

El proyecto dispone de un presupuesto de 3,4 millones de Euros para el periodo comprendido de Agosto 2013 a de Julio 2017, siendo su ámbito de actuación el tramo medio del río Segura (unos 56 km comprendidos entre Abarán y Cañaverosa) y el tramo final del río Moratalla.

Los socios del proyecto son la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, la Universidad de Murcia, la Universidad de Valladolid y ANSE, recayendo la coordinación en la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Segura.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El proyecto incluye tanto acciones de conservación directas del sistema ripario, como acciones de seguimiento. No resultan menos importantes resultan las acciones de divulgación y comunicación.

Acciones de conservación

Demolición de azud en desuso: Se ha demolido un azud sin concesión en el tramo final del Río Moratalla, al considerar la demolición con una de las alternativas más interesantes para la restauración de ríos (Bednarek, 2001).

Construcción de 8 escalas para peces: En marzo de 2016 se encontraban ejecutadas 3 escalas de artesas (Jarral, Esparragal, Elevación Post-trasvase), dos ríos artificiales (Menjú y Hoya García) y una rampa de piedras (Los Charcos). Está prevista la construcción de una escala de artesas en el azud de “Manterola” justo en el tramo urbano de la ciudad y otro en Cañaverosa.

Restauración del bosque de ribera. Desarrollado durante la temporada 2015/2016 se han actuado en casi 9 ha mediante la implantación de 6.416 plántones de especies nativas. Las restauraciones incluyen el mantenimiento (riegos y desbroces sucesivos del cañaveral). En determinados lugares, han sido los propietarios o las organizaciones locales las que han asumido el

mantenimiento o ejecución de las restauraciones, lográndose un elevado éxito allí donde la participación local ha sido intensa.

Acciones de divulgación y participación social.

Desde el inicio del proyecto, se han venido realizando reuniones informativas y encuentros individuales con propietarios colindantes al río, concesionarios de los azudes y organizaciones sociales del ámbito del proyecto, para establecer un canal de intercambio de información directo (evitando el riesgo de difusión de información inexacta, sesgada o manipulada) y para promover su implicación en el desarrollo y toma de decisiones del proyecto (por ejemplo, selección de especies o elección de lugares de restauración). El programa de voluntariado ambiental se ha desarrollado con periodicidad quincenal en colaboración con diversas entidades actuantes en el ámbito del proyecto LIFE desde organizaciones excursionistas a organizaciones ambientalistas, pasando por arroceros o pescadores fluviales.

En paralelo, se ha desarrollado un programa de Educación ambiental en centros de todos los niveles particularmente en el ámbito del proyecto que ha incluido charlas, exposición divulgativa, visitas guiadas e incluso implicación directa en las acciones de conservación del proyecto de cerca de 4.000 alumnos. El programa ha incluido todos los niveles educativos de la educación desde Infantil hasta la formación universitaria postgrado y se ha participado en el desarrollo de dos Trabajos de Final de Máster.

Programa de seguimiento de indicadores

Viabilidad de los pasos para peces. La Universidad de Valladolid, a través de ITRAGRA, realiza la evaluación del franqueo que realizan los peces, habiéndose demostrado el uso por parte de los peces de las escalas tan sólo 15 días de haberse finalizado la construcción de la obra.

Seguimiento de la comunidad de peces. A través de la participación de la Universidad de Murcia se realiza una evaluación de la comunidad de peces con especial interés a la evolución de 4 especies centinelas (*Luciobarbus sclateri*, *Gobio lozanoi*, *Pseudochondrostoma polylepis*, *Alburnus alburnus*) incluyendo el marcaje de peces (más de 500 individuos) (Oliva *et al.*, 2014).

Seguimiento de la comunidad de fauna fluvial. A través del seguimiento de la comunidad de aves para establecer los efectos positivos en términos de riqueza y abundancia que tiene la sustitución del cañaveral por el bosque de ribera de especie nativas (Jara *et al.*, 2015). Además, se realizan controles periódicos de la comunidad de odonatos y nutria.

Seguimiento de la comunidad de flora. En cuanto al seguimiento de la flora y vegetación en las restauraciones forestales efectuadas en el ámbito del LIFE Riverlink, se está procediendo al monitoreo de todas ellas, mediante el conteo pormenorizado de todas las especies plantadas, estableciendo el porcentaje de marras, afortunadamente hasta ahora muy bajo. Al mismo tiempo, utilizando la metodología de seguimiento de hábitats forestales de la Oficina de Impulso Económico del Medio Ambiente de la Región de Murcia, se ha establecido una red de parcelas de seguimiento de la evolución de la biodiversidad vegetal en las distintas zonas restauradas.

4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos hasta la fecha en el desarrollo del proyecto LIFE nos permite alcanzar las siguientes conclusiones:

- Los proyectos LIFE constituyen una herramienta adecuada para mejorar la gestión y recuperación del Dominio Público Hidráulico, particularmente en escenarios de limitaciones presupuestarias, obligando además a demostrar los resultados de las acciones desarrolladas.
- El apoyo social (propietarios, organizaciones, usuarios del río) se configura como un elemento clave para facilitar la intervención de las administraciones incluso en el dominio público, y especialmente para garantizar el mantenimiento de las actuaciones más allá del calendario de ejecución del proyecto LIFE (Custodia del Territorio).
- La educación ambiental ha resultado muy rentable en términos de difusión del proyecto y de implicación de la sociedad, pero requiere de inversión económica acorde al esfuerzo realizado.

5. AGRADECIMIENTOS

A todas las personas y organismos que están haciendo posible el desarrollo del LIFE+SEGURARIVERLINK y especialmente a los Ayuntamientos de Abarán, Cieza y Calasparra, a las organizaciones sociales (ACPES, EPlan, RíoRie, Ecologistas en Acción, Grupo Excursionista El Portazgo, Club Atalaya, Cruz Roja, VEDEMA, Federación de Pesca, APF Ciezana del Segura), a las organizaciones relacionadas con el sector agrícola (Cooperativa Virgen de la Esperanza, Flor de Calasparra, Denominación de Origen Arroz de Calasparra), a los centros educativos que han participado en las acciones de divulgación y muy especialmente a los propietarios que se han implicado en la conservación del río como Salvador, Gabriel, Paco, Arturo, Luis, Mariano, Ángel, Pepe, Manuel y Antonio. Este proyecto no hubiera sido igual sin la colaboración e implicación de Rafa Partera.

6. BIBLIOGRAFÍA

- BEDNAREK, A.T. (2001). Undamming rivers: A review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental Management*, 27 (6): 803 – 814.
- CHS (2012). *Inventariado e identificación de obstáculos a la continuidad longitudinal del río Segura y sus afluentes. Análisis, propuesta y valoración de soluciones*. URL <http://www.chsegura.es/chs/cuenca/restauracionderios/jornadatecnica/>
- GRAF WL (1999) Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts: *Water Resources Research* 3:1305–1311.
- JARA, A. SÁNCHEZ BALIBREA, J., GARCÍA-CASTELLANOS, F.A. RÓDENAS, J.M. BARBA, J.A. GONZÁLEZ CANDELA, M. & SALLENT, A. (2015). Estudio de las comunidades de aves del río Segura en zonas con diferente grado de presencia del cañaver. *V Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y II del Sureste Ibérico*.

- KARHU, J. (2011) *Green Infrastructure Implementation*. Proceedings of the European Commission Conference 19 November 2010, Brussels, Belgium. URL: http://ec.europa.eu/environment/nature/ecosystems/docs/Green_Infrastructure_Conference_Proceedings191110.pdf
- NAIMAN RJ, DÉCAMPS H, MCCLAIN ME (2005) *Riparia - Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities*. Elsevier Acad. Pr., Amsterdam, 430 pp.
- NILSSON C, BERGGREN K (2000) Alteration of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience* 50:783–792
- NILSSON C, REIDY CA, DYNESIUS M, REVENGA C (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 308:405–408 [PubMed]
- NICOLA, G. G.; ELVIRA, B.; ALMÓDOVAR, A. (1996). Dams and fish passage facilities in the large rivers of Spain: effects on migratory species. *Large Rivers* 10 No. 1-4, p. 375–379.
- NOTA TÉCNICA (1914). Una prueba de la necesidad de escalas salmoneras. Montes, 901: 536
- OLIVA PATERNA, F.J.; TORRALVA FORERO, M., VERDIELL CUBEDO, D.; RUIZ NAVARRO, A. ; AMAT TRIGO, F. (2014) Evaluación inicial de las comunidades y poblaciones de peces. LIFE+SEGURARIVERLINK (informe inédito).
- WARD, J.V. & STANFORD, J.A. (1995). Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated rivers: research & management*, vol. II, 105-119.
- WARD, J.V. TOCKNER, K. AND SCHIEMER, F. (1999) Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *regulated rivers: Research & Management* 15: 125–139 (1999)

BIODIVERSIDAD Y PROCESOS ECOLÓGICOS EN EL SURESTE IBÉRICO

En estas últimas décadas se han producido cambios radicales en la situación socioeconómica de nuestro territorio. Estos cambios, sin duda, han influido de forma decisiva en la investigación, en la conservación y sobre todo en la gestión de la biodiversidad del Sureste Ibérico.

Además, nuevos enfoques en la gestión de los recursos naturales como la Custodia del Territorio, las Infraestructuras Verdes y los avances en Restauración Ambiental, unidos a la aplicación del desarrollo de la legislación ambiental comunitaria (Directiva Marco del Agua, Directiva Hábitats y Directiva Aves) y estatal (Ley 42/2007) se abren hueco entre las tradicionales políticas de protección de espacios y especies, cuya aplicación y desarrollo aún resultan incompletas en el ámbito del Sureste Ibérico.

Esta nueva realidad dibuja un panorama cambiante y diferente, donde gestores, investigadores, organizaciones ambientales y la sociedad en su conjunto deben adaptarse para abordar con soluciones reales y concretas la crisis de biodiversidad, uno de los síntomas del Cambio Global.

Este libro recoge treinta y cuatro trabajos seleccionados presentados al V Congreso de la Naturaleza de la Región de Murcia y II Congreso de la Naturaleza del Sureste Ibérico, que tratan de diferentes aspectos sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos en el medio terrestre como acuático, la gestión y la conservación de la naturaleza en el Sureste Peninsular, que ponen de manifiesto la rica biodiversidad que proporciona la adaptación a estas condiciones ambientales.

