

Sierra Norte de Sevilla: valores naturales, investigación científica y conservación

Arturo Menor

*Asistencia Técnica para el seguimiento de las Medidas Compensatorias y Correctoras del embalse de Los Melonares.
Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.
Consejería de Medio Ambiente.
Avda. Innovación, s/n. Edificio Minister
41020 Sevilla.*

Palabras Clave: investigación científica, biología de la conservación, flora, fauna, geología, Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.

Keywords: scientific research, conservation biology, flora, fauna, geology, Sierra Norte of Seville Natural Park.

Sierra Norte de Sevilla: valores naturales, investigación científica y conservación

RESUMEN

En este artículo se recopilan una serie de datos sobre el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Se ponen de manifiesto sus importantes valores naturales, tanto desde un punto de vista biológico como geológico. Por otra parte, en el periodo 2002-2007 se han desarrollado cuarenta y cinco proyectos de investigación científica y conservación de los valores naturales de este espacio natural. El organismo que ha aportado la mayor parte del dinero para estas actuaciones ha sido el Ministerio de Medio Ambiente, que

ha financiado el 48,8% de los proyectos. Respecto a la temática, el 51,1% de estos estudios están dedicados al conocimiento de la fauna, el 24,4% a la flora, el 2,2% a la geología y el 22,2% restante, a diversos aspectos. Las instituciones que han desarrollado un mayor número de proyectos son el CSIC y la Universidad de Huelva, con seis trabajos cada una. De todos estos estudios han emanado una serie de directrices de conservación, para cuya ejecución se han implicado investigadores, gestores y habitantes del espacio natural.



Rafael Pérez de Guzmán

Sierra Norte of Seville: natural values, scientific research and conservation

ABSTRACT

In this article, a series of data on the Sierra Norte of Seville Natural Park are compiled. Its important natural values are revealed both, from a biological point of view or from a geological point of view. On the other hand, in the period 2002-2007 forty five projects of scientific research and conservation of the natural values of this natural space have been developed. The principal economic contributor has been the Department of Environment, which has financed 48,8% of the

projects. With regards to the subjects of research, 51,1% of these studies are dedicated to the knowledge of the fauna, 24,4% to the flora, 2,2% to the geology and 22,2% to diverse aspects. The institutions that have developed a major number of projects are the CSIC and the University of Huelva, with six works respectively. From all these studies a series of directives for conservation have resulted, whose execution have implied researchers, managers and inhabitants of this nature reserve.



Rafael Pérez de Guzmán

INTRODUCCIÓN

A día de hoy, el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla es uno de los espacios naturales más sobresalientes, dentro del ámbito del bosque y matorral mediterráneo, que existen en España. Si hay una palabra que define a Sierra Norte es heterogeneidad. Y la heterogeneidad implica diversidad. Esta se debe, desde nuestro punto de vista, a dos factores claves: su posición geográfica y su medio físico. El resto de los valores le vienen dados como consecuencia de estas dos características particulares y de la acción del hombre.

Este Parque Natural se ubica a caballo entre la meseta ibérica y la depresión del Guadalquivir, con alturas que van desde los cincuenta metros sobre el nivel del mar en su límite sur, hasta cerca de los mil metros en Sierra Padrona, La Capitana y Cerro Negrilla. Esto crea un gradiente altitudinal muy marcado que permite la existencia de tres pisos bioclimáticos, en una distancia lineal muy corta, con la diversidad biológica que llevan aparejados. A esto, hay que añadir que se distinguen dos áreas climatológicas muy claras; una caracterizada por tener unas temperaturas suaves y mayores precipitaciones, y otra más seca y con temperaturas más elevadas.

El medio físico, desde un punto de vista geológico, a su vez, también es muy diverso, siendo uno de sus principales valores las formaciones carbonatadas karsificadas, que actúan como auténticos depósitos dosificadores del líquido elemento, permitiendo que éste no falte en verano. Todo ello ha posibilitado el desarrollo de una comunidad biológica muy destacada en el contexto de la península Ibérica.

La adecuada gestión de estos valores naturales, implica hacer un esfuerzo en investigación destinado a la redacción de planes o estrategias que permitan la programación en el tiempo de las necesarias actuaciones de conservación.

Conscientes de la importancia que tiene la investigación científica, como herramienta para ordenar y planificar la conservación del medio natural, este artículo tiene como objetivo dar a conocer, de una manera somera, las enormes potencialidades que tiene el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, como espacio idóneo para el desarrollo de proyectos de investigación que posteriormente puedan ser aplicados para su conservación. Finalmente, se exponen los principales datos sobre la investigación científica en esta comarca en los últimos seis años.

EL MEDIO FÍSICO

En relación a su geología, el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla se ubica, principalmente, en la Zona de Ossa Morena (ZOM) del Macizo Hespérico, aunque una pequeña parte pertenece también a la Zona Surportuguesa (ZSP) (Lotze, 1945; Julivert *et al.*, 1974).



Conservación y explotación van de la mano en la Sierra Norte.

No deseamos extendernos mucho en su descripción, puesto que ya existe abundante bibliografía al respecto, pero sí queremos destacar la gran complejidad estructural y la diversidad petrográfica de la zona. Ésta se halla compartimentada por diversas fracturas, aflorando materiales metamórficos, con intercalaciones plutónicas y otras rocas de origen volcánico. En este contexto geológico, se sitúan los numerosos yacimientos paleontológicos que podemos encontrar en esta comarca, algunos de gran importancia a nivel mundial, como los de la cuenca Pérmica de Almadén de la Plata o el de medusas del Cámbrico Inferior de Constantina (Wagner y Mayoral, 2007; Mayoral *et al.*, 2008). También hay que señalar, por su exclusividad dentro del dominio de Ossa Morena, la karstificación de los materiales carbonatados Precámbricos y Paleozoicos (Díaz del Olmo *et al.*, 1998).

Esa compartimentación geológica a la que hacíamos referencia, unida a la complejidad tectónica, dan como resultado la proliferación de diversos acuíferos en la zona, que originan varias unidades hidrogeológicas fundamentales entre las que destacan la de Guadalcanal-San Nico-

las, con un caudal medio de 292 l/s, y la de Constantina-Cazalla, con 114 l/s (IGME, 1986). Las dos grandes cuencas hidrográficas del Parque Natural son las del río Viar y la rivera del Huéznar; ocupando el extremo oriental la cuenca del Retortillo y el occidental la de rivera de Cala.

La mayor parte de los tipos de suelos que hallamos son de escasa madurez, pobres y de carácter ácido. Prácticamente, su vocación es el sostenimiento de formaciones forestales o el aprovechamiento silvopastoral, ya que no son muy adecuados para el desarrollo de la agricultura.

Respecto a la climatología, a pesar de la marcada estacionalidad y la rigidez que impone el clima mediterráneo, resulta fácil apreciar importantes diferencias entre localidades. Así, por ejemplo, podemos hallar cambios de temperatura de cuatro o cinco grados entre algunas zonas de solana y umbría. Asimismo, existe un gradiente pluviométrico que aumenta con la altitud y que va desde los 500 mm de las zonas más secas, como el valle del Viar, a los más de 900 mm del Cerro del Hierro, Sierra Padrona o la Sierra del Pimpollar.

En definitiva, lo que queremos destacar es que se trata de un medio físico con diversidad de ambientes que permiten el desarrollo de una rica biocenosis.

EL MEDIO BIÓTICO

FLORA

No vamos a hablar de cosas obvias acerca de la flora del Parque Natural. Un resumen de las características de la vegetación de este espacio natural se puede encontrar en el texto de su Plan de Ordenación de los Recursos Naturales (Consejería de Medio Ambiente 2003). Lo que sí que nos parece interesante es comentar ciertos aspectos de la vegetación de la comarca que son menos conocidos.



La vegetación del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla se encuadra en la provincia Luso Extremadurensis, sector Marianico Monchiquense. Oficialmente, los pisos bioclimáticos presentes son el Termomediterráneo y el Mesomediterráneo (Rivas Martínez, 1987), aunque en las umbrías de las zonas más altas existen algunos elementos que denotan la presencia del piso Supramediterráneo. Lejos de querer entrar en polémicas acerca de si lo que hallamos realmente es el piso Supramediterráneo inferior o es un Mesomediterráneo frío, lo que sí que queremos destacar es la presencia de especies vegetales que pueden ser consideradas muy raras en la provincia de Sevilla, como son el roble melojo (*Quercus pyrenaica*) o el ciruelo silvestre

(*Prunus insititia*). Llama mucho la atención de los visitantes del Parque Natural el contraste tan grande que observan entre la vegetación de las zonas secas, dominadas por acebuches, encinas y palmitos, junto a otras muchas especies, y la vegetación presente en los melojares de umbría donde hallamos castaños, avellanos, cerezos silvestres, etc, conformando formaciones vegetales que tradicionalmente el visitante asocia al centro y norte peninsular.

Por otro lado, en el Parque Natural, no existe ningún taxón incluido en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, pero sí habitan once especies que se encuentran recogidas en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, Ley 8/2003 de la flora y fauna silvestres. Estas son:

☞ **En Peligro de Extinción:** *Gyrocarium oppositifolium*.

☞ **Vulnerables:** *Asplenium billotii*, *Loeflingia baetica* var. *micrantha*, *Narcissus fernandesii*, *Prunus avium*, *Prunus insititia*, *Silene mariana*.

☞ **De interés especial:** *Acer monspessulanum*, *Celtis australis*, *Corylus avellana*, *Quercus pyrenaica*.

De todas ellas, la especie que está atravesando una situación más crítica es la boraginácea *Gyrocarium oppositifolium*. Esta planta fue descubierta para la ciencia en Sierra Norte, concretamente en el municipio de Constantina. Posteriormente, se localizaron dos subpoblaciones más, una en Madrid y otra en León, lo que puso de manifiesto la importancia de la transhumancia para la dispersión y conservación de ciertas especies.

HÁBITATS DE INTERÉS COMUNITARIO

Por otra parte, Sierra Norte de Sevilla forma parte de la red Natura 2000, ya que está declarada como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) y, por tanto, está considerada como Zona de Especial Conservación (ZEC).



Imagen de un alcornocal con su vegetación asociada.

José Manuel Fernández

En el Parque Natural se han localizado diecisiete hábitats de interés comunitario incluidos en el Anexo I, de la Directiva 92/43/CEE, de los cuales dos están considerados como hábitats prioritarios. Estos son:

- ⇒ 4030. Brezales secos europeos.
- ⇒ 5210 Matorrales arborescentes con *Juniperus* spp. acompañantes.
- ⇒ 5211 Matorral arborescente de *Juniperus oxycedrus*.
- ⇒ 5333 Matorral de palmito.
- ⇒ 5335 Retamares termomediterráneos.
- ⇒ 6220 Zonas subestépicas de gramíneas y anuales del *Thero-Brachypodietea* (Hábitat prioritario)
- ⇒ 6310 Dehesas perennifolias de *Quercus* spp.
- ⇒ 6420 Prados húmedos mediterráneos de hierbas altas del *Molinion-Holoschoenion*.
- ⇒ 8211 Pendientes rocosas calcícolas eu-mediterráneas y oroibéricas occidentales con vegetación casmofítica.
- ⇒ 91B0 Fresnedas termófilas de *Fraxinus angustifolia*
- ⇒ 91E0 Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* (Hábitat prioritario)
- ⇒ 9230 Robledales galaico-portugueses con *Quercus robur* y *Quercus faginea*.
- ⇒ 9240 Robledales ibéricos de *Quercus fa-*

ginea y *Quercus canariensis*.

⇒ 92A4 Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*.

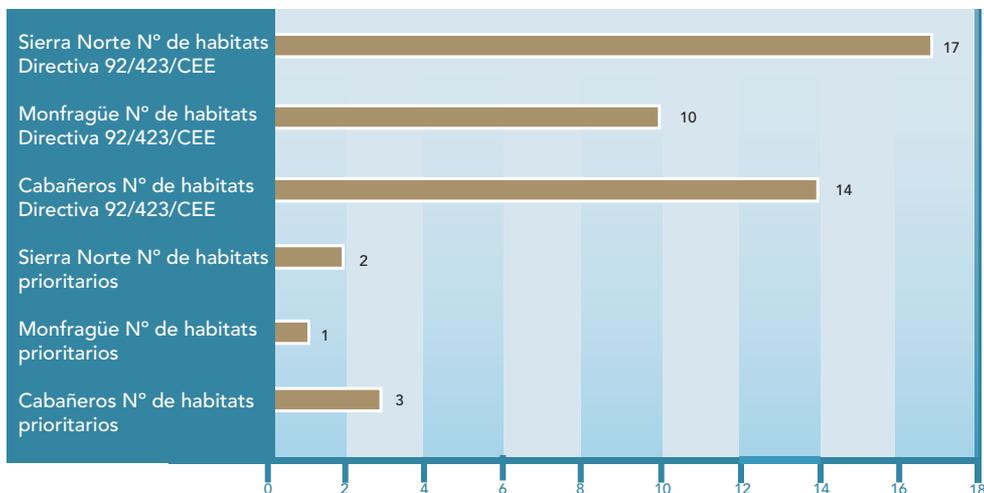
⇒ 92D0 Galería y matorrales ribereños termomediterráneos (*Nerio-Tamaricetea* y *Securigenion tinctoriae*)

⇒ 9330 Alcornocales de *Quercus suber*

⇒ 9340 Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*.

Fuente: Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Natural Sierra Norte (Consejería de Medio Ambiente 2003).

Si comparamos estos datos con los del Parque Nacional de Cabañeros y el Parque Nacional de Monfragüe, los dos espacios naturales más emblemáticos del bosque y matorral mediterráneo en España, observamos que Sierra Norte de Sevilla tiene una posición destacada respecto a los mismos. Según sendos informes publicados por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino (2008), en Monfragüe podemos encontrar diez hábitats de interés comunitario, estando uno de ellos catalogado como de interés prioritario. En lo que respecta a Cabañeros, este Parque Nacional cuenta con catorce hábitats de interés comunitario, de los que tres tienen la categoría de hábitats prioritarios.



Fot. 1. Representación del número de hábitats de interés comunitario y de hábitats prioritarios presentes en el Parque Nacional de Cabañeros, el Parque Nacional de Monfragüe y el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.

FAUNA

El Parque Natural Sierra Norte de Sevilla cuenta con una de las comunidades faunísticas más diversas de la península ibérica.

En lo que respecta a los invertebrados, todavía hay mucho por investigar, con la finalidad de completar los catálogos de especies presentes para poder establecer medidas de conservación. El desconocimiento sobre este grupo es todavía muy grande. No obstante, en los últimos años se ha avanzado mucho en el conocimiento de las comunidades de invertebrados cavernícolas. En el periodo 2002-2004 se han encontrado un total de sesenta y cinco taxones, siendo la mayor parte nuevos para la provincia de Sevilla (Tinaut *et al.*, 2008). Como dato más destacado hay que señalar el descubrimiento para la ciencia de una nueva especie de crustáceo: *Hexabathynella sevillaensis* (Camacho, 2005). Se trata de una especie endémica de Sierra Norte que habita en las aguas de un complejo de cuevas de esta comarca. Aunque este taxón no se encuentra en peligro de extinción, sí que es muy sensible a la alteración de su hábitat, por lo que urge su inclusión en el Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas, siendo muy necesario redactar un Plan de Manejo de su Hábitat, tal y como establece la Ley 8/2003 de la Flora y Fauna silvestre.

Respecto a la fauna vertebrada, Sierra Norte de Sevilla despunta una vez más dentro del panorama ibérico. Esto es debido, entre otros factores, a la ya mencionada diversidad de ambientes, a la relativa “disponibilidad” de agua en verano, y a un aspecto hasta ahora no divulgado: la ruta migratoria del Viar. El valle del río Viar, constituye un auténtico pasillo por el que grandes bandadas de aves atraviesan Sierra Morena en sus desplazamientos migratorios. Esto trae aparejado la presencia periódica de rarezas ornitológicas en esta zona en determinadas épocas del año. Entre noviembre de 2001 y febrero de 2008 hemos visitado el valle del Viar con una

periodicidad semanal, habiendo avistado un total de ciento noventa y nueve especies de aves diferentes.

El segundo grupo de vertebrados más numeroso es el de los mamíferos, con un total de cincuenta y dos especies, donde sobresalen la variada comunidad de murciélagos y los carnívoros. De este último grupo hay que destacar los avistamientos de lobo y de lince ibérico, que se han producido en los últimos años.

El tercer grupo en importancia, por el número de taxones, es el de los reptiles, con veintiuna especies, seguido de los peces, con quince y finalizando con los anfibios, que cuenta con trece especies.

En total, se ha constatado la presencia de al menos doscientas noventa y ocho especies de vertebrados en este espacio natural. Cifra que queda por encima de los doscientos noventa y dos taxones identificados en el Parque Nacional de Monfragüe y de los doscientos setenta y cinco del Parque Nacional de Cabañeros (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008).

De todos estos taxones faunísticos,



José Manuel Fernández

Rana perezi, el anfibio más abundante de Sierra Norte.

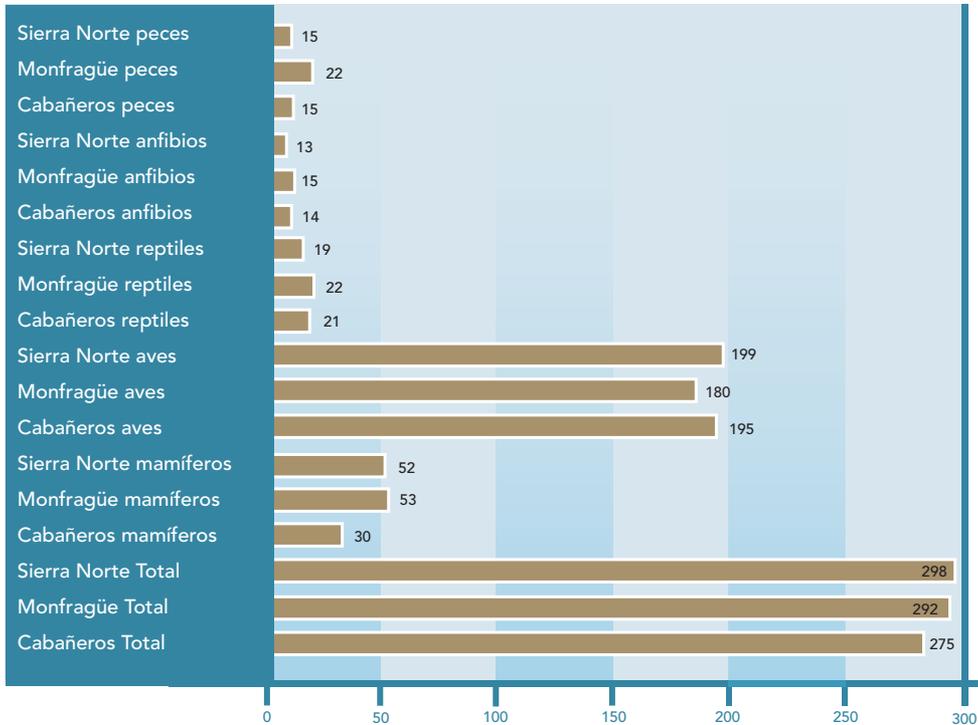


Fig 2. Representación gráfica del número de especies de cada grupo de vertebrados y del total presentes en el Parque Nacional de Cabañeros, Parque Nacional de Monfragüe y Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (Datos propios y del Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008).

catorce se encuentran incluidos en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Estos son:

➤ Especies en Peligro de Extinción:

- *Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758)
Cigüeña negra
- *Aquila adalberti* (Brehm, 1861)
Águila imperial ibérica
- *Milvus milvus* (Linnaeus, 1758)
Milano real
- *Neophron percnopterus* (Linnaeus, 1758)
Alimoche común
- *Lynx pardinus* (Temminck, 1827)
Lince ibérico

➤ Especies Vulnerables

- *Hieraaetus fasciatus* (Vieillot, 1882)
Águila perdicera
- *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758)
Águila pescadora

- *Rhinolophus ferrumequinum* (Schreber, 1774) Murciélago grande de herradura
- *Rhinolophus euryale* Blasius, 1853 Murciélago de herradura mediterráneo
- *Rhinolophus mehelyi* Matschie, 1901 Murciélago mediano de herradura
- *Myotis emarginata* (E. Geoffroy, 1806) Murciélago de oreja partida o de Geoffroy
- *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797) Murciélago ratonero grande
- *Myotis blythii* (Tomes, 1857) Murciélago ratonero mediano
- *Miniopterus schreibersi* (Kuhl, 1817) Murciélago de cueva

Hay que señalar la recuperación que están experimentando las poblaciones de murciélagos en el Parque Natural desde la puesta en marcha de las recomendaciones de conservación establecidas por la Estación Biológica de Doñana. También



Adecuación de la entrada de una mina para permitir su utilización por las poblaciones de murciélagos.

es importante el aumento observado en el número de parejas reproductoras de águila imperial que nidifican en el Parque Natural y su área de influencia, y que ha pasado de cuatro parejas en el año 2000 a once parejas en el año 2007. Por su parte, tanto la cigüeña negra como el águila perdicera, mantienen poblaciones estables en los últimos años. Mientras que el milano real y

el alimoche se hallan con un alto riesgo de extinción en el Parque. Por otro lado, hay que apuntar la presencia estable, a lo largo del año, de águila pescadora en los embalses de esta comarca. Finalmente, esperamos que el lince ibérico incremente en un futuro próximo el número de individuos, tanto por las acciones emprendidas para la recuperación del conejo de monte, como por las actuaciones que puedan ejecutarse por parte del programa de reintroducción de la especie.

Una vez más, si comparamos estos datos con los de Cabañeros y Monfragüe, vemos que Sierra Norte sobresale respecto a ambos Parque Nacionales. Así, según el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008, Cabañeros cuenta con nueve especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, mientras que en Monfragüe sólo hallamos tres.

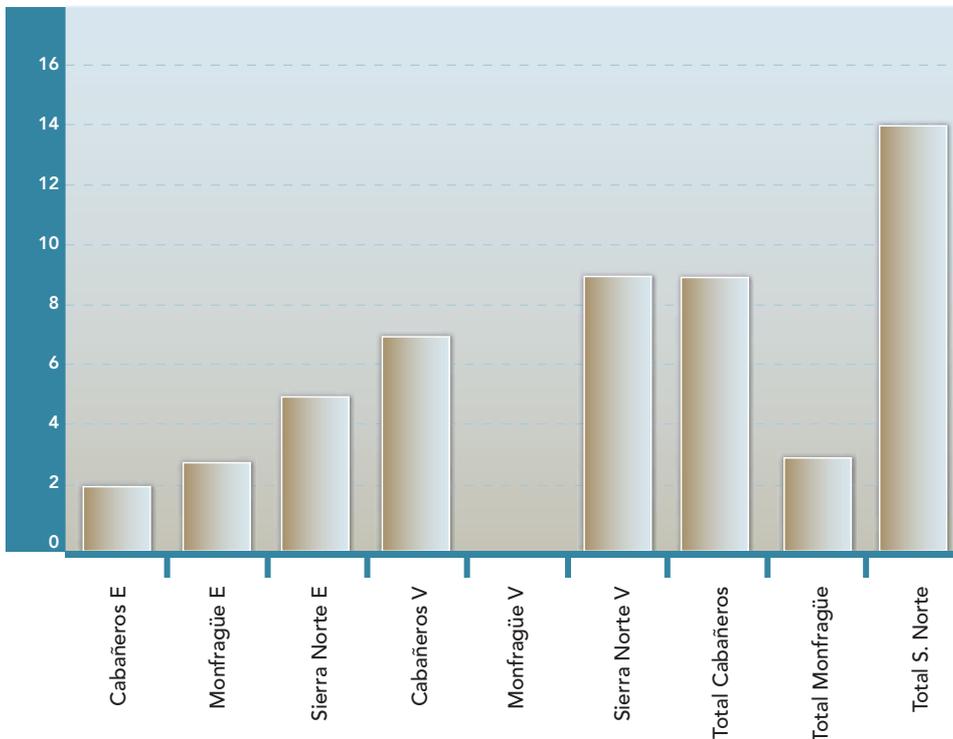


Fig 3. Representación gráfica de número de especies "en peligro de extinción" (E), "vulnerables" (V), y del total de especie incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, que se hallan presentes en el Parque Nacional de Cabañeros, el Parque Nacional de Monfragüe y el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, respectivamente.

INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y CONSERVACIÓN

Todos estos valores y elementos naturales a los que hemos hecho referencia, son uno de los puntos determinantes del origen de la larga tradición investigadora que existe en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. A esto habría que sumar la gran disponibilidad de terrenos públicos, más de catorce mil hectáreas, y la buena disposición de la Consejería de Medio Ambiente, para facilitar las actividades de investigación. Así iniciaron los primeros trabajos científicos investigadores de la Estación Biológica de Doñana, de la Universidad de Sevilla y del Museo Nacional de Ciencias Naturales, dando lugar a la redacción de varias tesis doctorales.

Posteriormente, con la puesta en marcha de las Medidas Compensatorias y Correctoras del embalse de Los Melonares se dio un nuevo impulso a los trabajos de investigación en esta comarca. Las mismas estaban financiadas por el Ministerio de Medio Ambiente, a través de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, y eran supervisadas por la Consejería de Medio Ambiente, quien nos encomendó a nosotros las tareas de revisión de proyecto original y redefinición de las necesidades de investigación y conservación en el Parque Natural. Dichas medidas serían ejecutadas por el adjudicatario de la obra del embalse de Los Melonares, que era la Unión Temporal de Empresas Melonares. Dada la insuficiente capacidad científica y técnica de UTE Melonares, para desarrollar algunos de los estudios y medidas propuestas por nosotros, se firmaron una serie de convenios para que fuesen ejecutados por diversas instituciones o empresas de reconocido prestigio en este ámbito. Nos correspondió a nosotros determinar qué instituciones o empresas eran las más adecuadas para llevar a cabo estos trabajos, para lo que tratamos de implicar a algunos de los principales especialistas en biología

de la conservación de España, intentando dar cabida a universidades o centros de investigación que todavía no trabajaban en Sierra Norte. Así es como comenzaron sus labores de investigación en este Parque Natural la Universidad de Huelva, la Universidad de Granada, la Universidad de Córdoba, la Universidad Pablo de Olavide y el Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, junto a la Universidad de Castilla La Mancha.

Más tarde, y por propia iniciativa de estas instituciones científicas, se pusieron en marcha nuevos proyectos y se incorporaron otros grupos de investigación, organizaciones y empresas. En este conjunto de proyectos, la práctica totalidad de la financiación de las investigaciones ha corrido por cuenta de los propios grupos, correspondiendo una parte a cargo de la Consejería de Medio Ambiente.

En total, en el periodo 2002-2007, han sido cuarenta y cinco los proyectos de investigación y conservación que se han desarrollado, total o parcialmente, en el Parque Natural Sierra Norte. De los mismos, prácticamente la mitad, un 48,8%, han sido financiados por el Ministerio de Medio Ambiente (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir), un 40% han tenido una financiación propia y un 11,2% han sido costeados por la Consejería de Medio Ambiente, con cargo a diversos planes y programas.



Cercado perimetral para la conservación de las comunidades de invertebrados cavernícolas.

En cuanto a la temática de estos estudios, el grupo que ha obtenido una mayor atención es el de la fauna, con un total de veintitrés trabajos, lo que supone algo más del 50% de las investigaciones realizadas. Le siguen los estudios dedicados al conocimiento de diversos aspectos relacionados con la flora, con once proyectos desarrollados y un 24,4% respecto al total. Por contrapartida, en la base de datos del Parque Natural Sierra Norte, sólo se ha registrado en este periodo de tiempo un proyecto de investigación relacionado con la geología de la zona, lo que representa el 2,2% de los realizados.

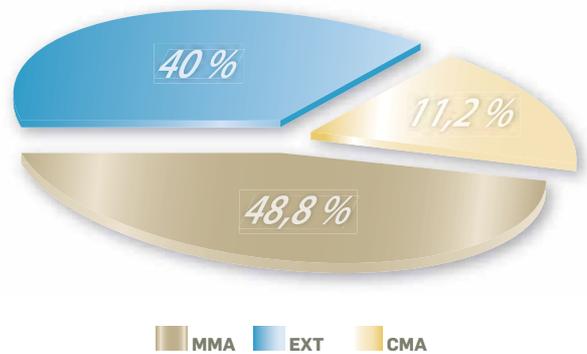


Fig 4. Representación gráfica (en porcentaje) de las fuentes de financiación de los proyectos de investigación desarrollados en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla en el periodo 2002-2007. Ministerio de Medio Ambiente (MMA), Consejería de Medio Ambiente (CMA), financiación propia externa (EXT).



Científicos del IREC (CSIC-UCLM-JCCM) impartiendo un curso de gestión de las poblaciones de conejos.

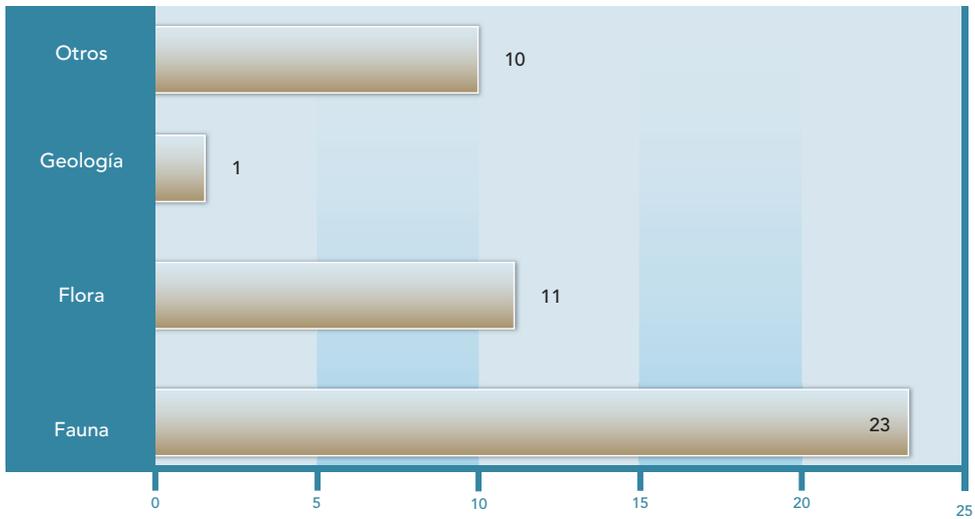


Figura 5. Representación del número de estudios científicos desarrollados en el periodo 2002-2007, para cada una de las temáticas indicadas.

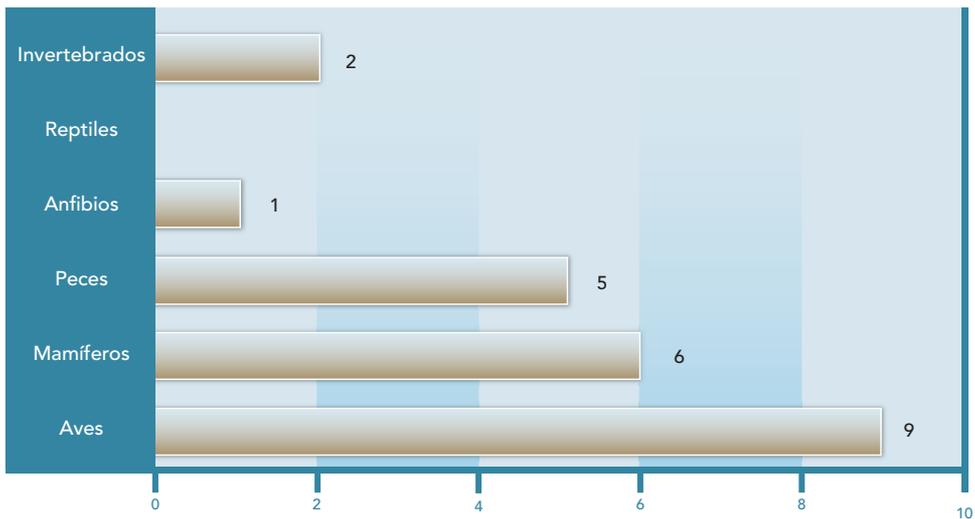


Figura 6. Representación del número de trabajos de investigación desarrollados en el periodo 2002-2007, relacionados con cada uno de los grupos faunísticos mencionados.

Finalmente, el 22,2% restante comprende investigaciones de diversa índole como ecología, bioestratinomía, bioindicadores, etc.

Si desglosamos el conjunto de estudios relacionados con la fauna, obtenemos que continuando con la tónica general que se observa en este país desde hace muchos años, el grupo que acapara una mayor atención es el de las aves, con nueve

trabajos. Le siguen los mamíferos, con seis proyectos de investigación, y los peces con cinco. Para acabar, resulta curioso que de los grupos que menos se sabe, es además de los que menos se investiga. También llama la atención que, de esa gran “división” en la que se encuadran todos los invertebrados de este espacio natural, y que es la más numerosa en cuanto al número de

taxones, con muchísima diferencia sobre la segunda, sólo se han realizado dos trabajos científicos. Mientras que de anfibios solo se ha realizado uno y de reptiles ninguno. Esto debe ser tenido en cuenta de cara a planificar la promoción de futuros proyectos de investigación en el Parque Natural, ya que pone de manifiesto cuales son las principales debilidades.

Respecto al número de proyectos desarrollados por las diversas instituciones, en primer lugar se destacan el CSIC (que aglutina a la Estación Biológica de Doñana, el Instituto de Investigaciones en Recursos Cinegéticos y el Museo Nacional de Ciencias Naturales) y la Universidad de Huelva, con seis estudios respectivamente. Posteriormente se sitúa la Universidad de Granada, con cinco trabajos desarrollados, y las Universidades de Sevilla, Pablo de Olavide y Córdoba, con tres proyectos cada una. Finalmente, el 42,2% de los trabajos de investigación restantes han sido

realizados por diversas empresas y organizaciones, entre las que podemos destacar: Consultores en Biología de la Conservación, Hydraena, Sociedad Española de Ornitología, Egmasa, Tragsatec, Ecolonomía e Igmena.

Lo más importante es que de todos estos trabajos de investigación han emanado una serie de documentos, en los que se establecen recomendaciones y directrices para la conservación de los recursos naturales y la biodiversidad del espacio natural.

El Parque Natural Sierra Norte de Sevilla es el primer espacio natural protegido de Andalucía que establece unas bases sólidas para investigar y trabajar en conservación, implicando a todos los actores que intervienen en los usos y en la gestión de esta comarca. Para ello, se elaboraron dos herramientas fundamentales: el Plan de Educación Ambiental y el Programa de Conservación.



Fig 7. Representación del número de proyectos desarrollados (en porcentaje) por cada una de las instituciones, en el periodo 2002-2007, en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.



Charca permanente, de importancia para las poblaciones de anfibios, dotada de un cercado perimetral para la protección de estos frente a la intrusión de cerdos y jabalíes.

El Programa de Conservación es un compendio de todos los trabajos de investigación que se han llevado a cabo en los últimos años y que nos permite optimizar nuestros esfuerzos en conservación. Asimismo, tiene asociada una aplicación informática en la que se ha agrupado toda la cartografía ambiental que han generado estos estudios. Así, toda la información disponible sobre vegetación, fauna, fragilidad paisajística, riesgo de erosión, etc se encuentra ordenada mediante un sistema de información geográfica que facilita el acceso a ese gran conjunto de datos y permite hacer un rápido análisis de los mismos. Esta herramienta, resulta de gran utilidad para ordenar los distintos usos del espacio natural, así como para evaluar el posible impacto ambiental de algunas actuaciones a desarrollar en el medio natural, permitiendo identificar con precisión la opción menos impactante.

El otro gran pilar es el Plan de Educación Ambiental, que ha permitido acercar a investigadores, gestores y habitantes del espacio natural, e implicar a todos ellos en la conservación de sus valores naturales. Un claro ejemplo de esto son las medidas para la potenciación de las poblaciones de conejo. Las mismas fueron redactadas por

científicos del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos del CSIC, el Ministerio de Medio Ambiente asumió los costes económicos de la ejecución de las obras y la Consejería de Medio Ambiente se encargó de la coordinación y la supervisión de las mismas. Y, tal vez, lo más interesante de todo es que son los propios habitantes del Parque Natural, quienes se hacen cargo de la gestión y el mantenimiento de las infraestructuras de este proyecto. Nos encontramos a las sociedades de cazadores y las asociaciones ecologistas trabajando, codo con codo, para la recuperación del conejo en la sierra.

Igualmente, las sociedades de pescadores, y especialmente los miembros de la asociación ASPEC, se han implicado en el programa de recuperación de la trucha común en la rivera del Huéznar y se han encargado de adecuar los frezaderos existentes en este río, para permitir la recuperación de la especie y que pueda reproducirse en un futuro próximo en su medio natural.

Sin duda, hoy podemos afirmar, después de estos seis años de trabajo, que el Parque Natural Sierra Norte se ha convertido en un referente en cuanto a investigación y conservación, dentro del ámbito regional y nacional.

BIBLIOGRAFÍA

CAMACHO, A. 2005. Expanding the taxonomic conundrum: Three new species of groundwater crustacean (Syncarida, Bathynellacea, Parabathynellidae) endemic to the Iberian Peninsula. *Journal of Natural History* 39(21): 1819-1838.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2003. *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales: Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

DÍAZ DEL OLMO, F.; BAENA, R. y ÁLVAREZ, G. 1998. Karst y paleokarst de Sierra Morena (Sector Ossa-Morena, Hespérico meridional), en DURÁN, J. J. y LÓPEZ, J. (eds.) *Karst en Andalucía*. Pp 87-92. Instituto Tecnológico Geominero de España. Madrid.

IGME. 1986. *Investigación y Evolución de los Recursos hidráulicos subterráneos de los sectores N de las provincias de Huelva, Sevilla y Córdoba*. IGME. Sevilla.

JULIBERT, M.; FONTBOTE, J. M.; RIBEIRO, A. y CONDE, L. 1974. *Mapa Tectónico de la Península Ibérica y Baleares, escala 1:1.000.000*. Instituto Geológico y Minero de España, memoria explicativa, 113 pp.

LOTZE, F. 1945. Zur gliederung der Varisciden der Iberischen Meseta. *Geotekt. Forsch.*, 6:78-92.

MAYORAL, E.; LIÑAN, E.; GÁMEZ, J. A.; MUÑOZ, F. y GOZALO, R. 2008. Medusas del Cámbrico Inferior de Constantina (Sevilla). En MENOR, A. y CUENCA, I. (Eds.) *Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2008. *Parque Nacional de Cabañeros: Indicadores de estado y gestión*. Red de Parques Nacionales. Madrid. 28 pp.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. 2008. *Parque Nacional de Monfragüe: Indicadores de estado y gestión*. Red de Parques Nacionales. Madrid. 26 p.

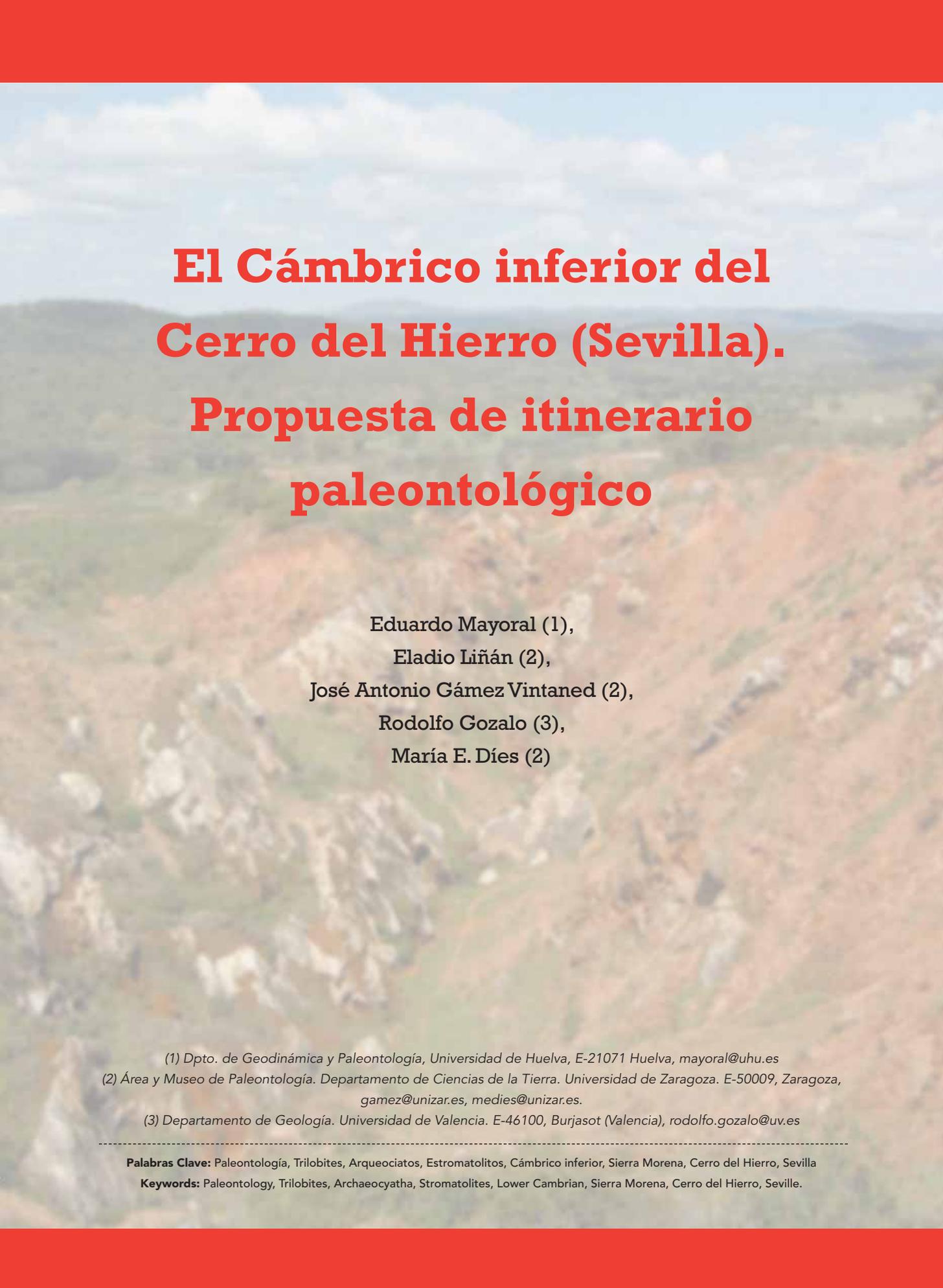
RIVAS MARTÍNEZ, S. 1987. *Memoria y mapa de las series de vegetación de España (1:400.000)*. ICONA. Madrid.

TINAUT, A.; SALAVERT, V. y LARA, M. D. 2008. Estudio de la fauna cavernícola del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. En MENOR, A. y CUENCA, I. (Eds.) *Investigación científica y conservación en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.



José Manuel Fernández

Labores de pesca científica llevadas a cabo por personal de Hydraena para el estudio de las poblaciones de trucha



El Cámbrico inferior del Cerro del Hierro (Sevilla). Propuesta de itinerario paleontológico

Eduardo Mayoral (1),
Eladio Liñán (2),
José Antonio Gámez Vintaned (2),
Rodolfo Gozalo (3),
María E. Díes (2)

(1) Dpto. de Geodinámica y Paleontología, Universidad de Huelva, E-21071 Huelva, mayoral@uhu.es

(2) Área y Museo de Paleontología. Departamento de Ciencias de la Tierra. Universidad de Zaragoza. E-50009, Zaragoza, gamez@unizar.es, medies@unizar.es.

(3) Departamento de Geología. Universidad de Valencia. E-46100, Burjasot (Valencia), rodolfo.gozalo@uv.es

Palabras Clave: Paleontología, Trilobites, Archeocyath, Stromatolites, Cámbrico inferior, Sierra Morena, Cerro del Hierro, Sevilla

Keywords: Paleontology, Trilobites, Archaeocyatha, Stromatolites, Lower Cambrian, Sierra Morena, Cerro del Hierro, Seville.

El Cámbrico inferior del Cerro del Hierro (Sevilla). Propuesta de itinerario paleontológico

Lower Cambrian from Cerro del Hierro (Seville). Proposal of paleontological route

RESUMEN

Se dan a conocer las características geológicas del paraje kárstico del Cerro del Hierro, con especial énfasis en la estratigrafía de los materiales y en su contenido paleontológico. Todas las capas pertenecen al Cámbrico inferior, siendo las más antiguas las correspondientes al piso Ovetiense (- 530 m.a), que contienen una rica fauna de arqueociatos, representados por *Nocheroicyathus?* sp., *Erismacoscinus* sp., *Alconeracyathus andalusicus* (Simon, 1939) y *Protopharetra?* sp., así como construcciones laminares de algas y de estromatolitos. Por encima se sitúan las capas del Marianiense inferior que son las que contienen las faunas de trilobites, que tienen gran valor bioestratigráfico y que están representadas por *Strenuella* sp. A, *Delgadella souzai* (Delgado, 1904), *Micmacca?* sp., *Eops* sp. y *Saukianda andalusiae*. Asociados a éstos también aparecen fósiles de hylólitidos, braquiópodos inarticulados, esponjas y numerosas pistas fósiles (*Sericichnus*, *Planolites*) producidas por animales de cuerpo blando. Todas estas características hacen del Cerro del Hierro un lugar de gran interés para conocer una de las primeras evidencias de vida más antigua del pasado y poder reconstruir las condiciones paleoambientales de este ecosistema marino primitivo. Este valor, unido a la riqueza paisajística y a la historia minera del lugar, hacen que este enclave sea uno de los puntos de mayor interés geológico dentro del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, proponiéndose, en consecuencia, un itinerario que permita reconocer y valorar dicha historia geológica.

ABSTRACT

Geological characteristic of the karstic landscape of Cerro del Hierro is showed with special emphasis in the stratigraphy and paleontology of the materials. These ones belong to the Lower Cambrian, corresponding the oldest to an Ovetian stage age (- 530 m.a), that contain a rich fauna of archaeocyatha represented by *Nocheroicyathus?* sp., *Erismacoscinus* sp., *Alconeracyathus andalusicus* (Simon, 1939) and *Protopharetra?* sp., as well as laminar constructions of algae and stromatolites. Overlying, lower Marianian layers occur with a rich fauna of trilobites of high biostratigraphic interest. These ones are represented by *Strenuella* sp. A, *Delgadella souzai* (Delgado, 1904), *Micmacca?* sp., *Eops* sp. and *Saukianda andalusiae*. Fossil hyloliths, inarticulated brachiopods, sponges and numerous trace fossils (*Sericichnus*, *Planolites*) produced by soft bodies are present too. All these characteristics point out the Cerro del Hierro as a place of great interest to know one of the first evidences of the oldest life in the past and being able to reconstruct the paleoenvironmental conditions of this primitive marine ecosystem. These circumstances, together with the landscaping value and the mining history of the site, convert this enclave is one of the points of greater geologic interest within the Sierra Norte of Seville Natural Park. Consequently, an itinerary that allows to recognize and to value this geologic history is proposed.

INTRODUCCIÓN

El paraje del Cerro del Hierro es un lugar singular dentro del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y es conocido ampliamente por su valor paisajístico, resultado de un modelado kárstico espectacular, por su valor ecológico, tanto a nivel de la fauna como de la flora y por su historia industrial, basada en una intensa explotación minera, que benefició desde la época romana, importantes cantidades de mineral de hierro. Sin embargo, quedan todavía por conocer y sobretodo, por divulgar, bastantes aspectos relacionados con su formación e historia geológica. Sin duda, el aspecto mejor conocido es el ligado al proceso que dio lugar a la constitución del modelado kárstico actual, que abarca una importante etapa dentro de la evolución geológica de esta zona. No obstante, existen otras series de elementos que sirven para explicar algunos apartados más detallados de esta historia, aunque no por ello son menos importantes y extraordinarios, como son los fósiles que albergan sus rocas.

Desde hace varias décadas, el Cerro del Hierro es conocido por los coleccionistas y aficionados, como un lugar donde se pueden encontrar diferentes tipos de fósiles, entre ellos por ser los más llamativos y abundantes, los trilobites. Este tipo de recolección, descontrolada e ilegal, según la Normativa vigente (Ley 16/85 de 25 de Junio, del Patrimonio Histórico Español y Ley 4/89, de 27 de Marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres), ha ocasionado la destrucción de muchos frentes donde afloran los niveles fosilíferos, creando enormes escombreras, y sobretodo y más importante, dando lugar a la pérdida de una gran parte de información científica, ya que la extracción de los fósiles se hace de forma indiscriminada y sin seguir una pauta de muestreo adecuada.

Por este motivo y por el enorme interés que estos yacimientos tienen para una correcta reconstrucción de las faunas y floras que habitaron estos mares hace algo más de 500 millones de años y poder establecer el contexto paleogeográfico en el que evolucionaron, es por lo que se propone la creación de un pequeño itinerario paleontológico. Éste se basa en una información geológica general, que puede servir para comprender mejor esta historia y de paso, proteger los afloramientos y detener el incesante grado de deterioro de los mismos.

BREVE HISTORIA DEL ENCLAVE

La aldea del Cerro del Hierro es una entidad agregada al municipio de San Nicolás del Puerto (prov. de Sevilla) y constituye un lugar vinculado al aprovechamiento minero desde la época romana. En 1838 se solicitó por vez primera el derecho de explotación del Cerro del Hierro, que estuvo ligada a la Compañía Minas de El Pedroso, fundada en 1817. Dificultades con el establecimiento de la línea del ferrocarril impidieron que los lingotes de hierro fundido procedentes de El Cerro pudieran competir con los de las fundiciones del norte de España, por lo que la Compañía de El Pedroso tuvo que cerrar en 1884. Unos años después, en 1893, los derechos mineros fueron transferidos a la sociedad escocesa William Bairds Mining and Co. Ltd., de Glasgow, que inició la explotación en 1895. El poblado, tal y como hoy lo conocemos, fue fundado en 1914, para alojar a los trabajadores de las minas.

Después de la Primera Guerra Mundial la producción de mineral decayó notablemente y fue en 1946 cuando el grupo minero pasó a manos de la Sociedad Nueva Montaña Quijano, que extrajo el hierro hasta 1970. En este año la explotación pasó a otra sociedad, la Com-

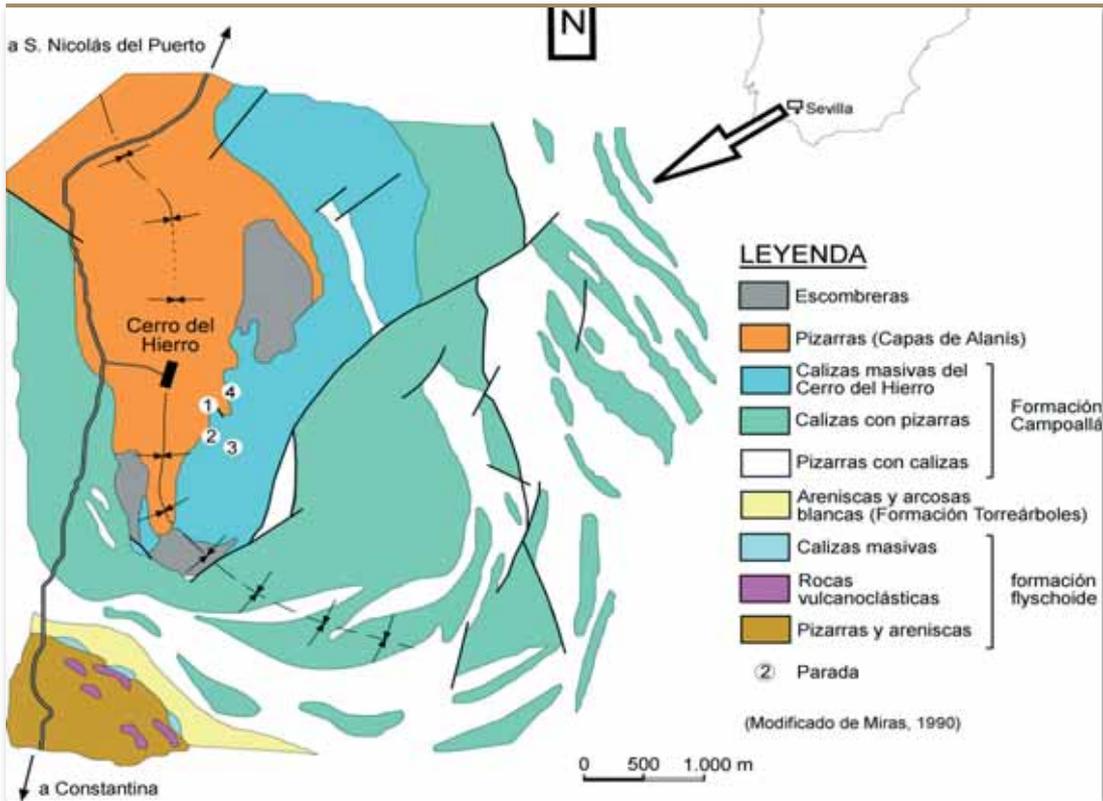


Fig. 1. Cartografía del área de Cerro del Hierro, Sierra Norte de Sevilla. (Según Miras, 1990).

pañía Cerro del Hierro S.A, que se hizo cargo hasta el año 1978. Desde esa fecha, la poca rentabilidad del hierro hizo que se empezara a explotar la barita, primero por una compañía noruega y luego por la Sociedad Cooperativa Cerro del Hierro, en la que los propios trabajadores se hicieron cargo de la explotación hasta los años 80. En 1985 la mina cerró definitivamente.

En 1991 la finca ocupada por la explotación pasó a manos de una empresa privada cordobesa, Promociones San Nicolás S.A, siendo finalmente adquirida hace algunos años por la Junta de Andalucía, que es su actual propietaria.

SITUACIÓN GEOGRÁFICA

El área del Cerro del Hierro pertenece al término municipal de San Nicolás del Puerto. Se encuentra situada unos 6 km al suroeste de San Nicolás y unos 10 km al norte de la localidad de Cons-

tantina (fig. 1), en la denominada Sierra Norte de Sevilla. Ésta ocupa una franja de la zona occidental de Sierra Morena y constituye una de sus comarcas naturales. La mayor parte de esta comarca ha sido declarada Parque Natural, y el Cerro del Hierro, catalogado en su día como Paraje Natural Excepcional sometido a la categoría de Protección Integral (Bona, 1994), es hoy en día Monumento Natural (Decreto 250/2003, BOJA, 188 de 30/09/2003).

GEOLOGÍA DEL CERRO DEL HIERRO

Desde el punto de vista geológico, el área está enclavada en el dominio de Zafra-Alanís-Córdoba, de la Zona de Ossa-Morena, en el Macizo Ibérico. Desde el punto de vista estructural, el Cerro del Hierro constituye la parte oriental de un sinclinal de flancos muy desiguales, cuyo plano axial tiene dirección hercínica (ONO-ESE) en el sector SE y se inflexiona hasta alcanzar dirección N-S en el área alrededor de las explotaciones (Fig. 1).

La sucesión estratigráfica del Cámbrico (Miras, 1990) consta, desde el muro hacia el techo (Fig. 2), de:

1 Una formación de tipo flyschoides, de unos 400 m de potencia, que comienza con un paquete conglomerático basal formado por cantos cuarcíticos orientados (N100°-110° E), sobre el que descansa un potente tramo rítmico de lutitas pizarrosas alternantes con areniscas. En la parte superior de la sucesión pueden aparecer algunas intercalaciones vulcanoclásticas (tobas y aglomerados), estando el techo marcado por un paquete carbonatado masivo que aflora de manera discontinua.

Su litología y posición estratigráfica comparada con la secuencia tipo de la Sierra de Córdoba permite comparar esta sucesión flyschoides con la parte alta del Complejo Vulcanosedimentario de Córdoba (Liñán Guijarro, 1978), situada estratigráficamente por debajo de la Formación San Jerónimo (Neoproterozoico Superior), separadas por una discordancia cartográfica y erosiva (Liñán y Schmitt, 1981). Por eso, asimilamos al Neoproterozoico Superior estas capas. Ello no obstante, ante la ausencia de datos paleontológicos, no podemos descartar fehacientemente una edad Cámbrico Inferior temprano para los últimos estratos.

2 Sobre los materiales anteriores descansa discordantemente una unidad compuesta por areniscas y arcosas blanquecinas, identificable como la Formación

Torreárboles (Liñán Guijarro, 1978), de edad Cordubiense. Esta formación rellena un paleorrelieve cadomiense y falta en muchas localidades de Sierra Morena donde las calizas suprayacentes del Cámbrico se apoyan discordantemente sobre el Neoproterozoico Superior. Las areniscas de la Formación Torreárboles presentan en el Cerro del Hierro una textura blastosammítica heterogranular, con granos de cuarzo, plagioclasa, feldespato potásico, micas y óxidos de hierro (hematites) en una matriz sericítica.

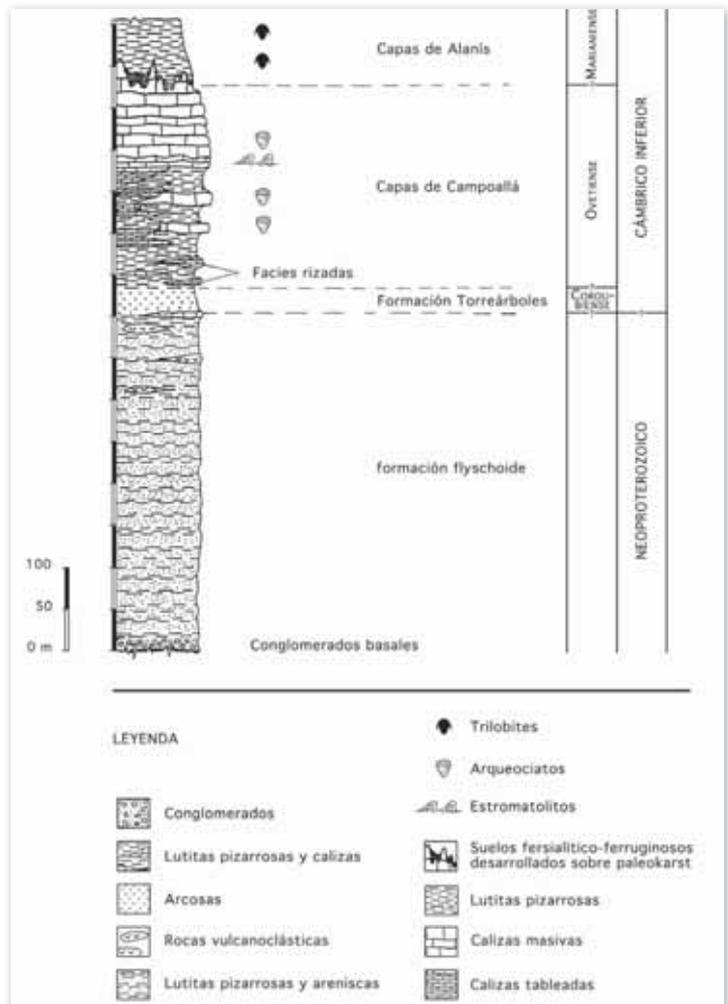


Fig. 2. Columna estratigráfica establecida en el área de Cerro del Hierro, Sierra Norte de Sevilla (ligeramente modificado de Miras, 1990).



Fig. 3. Estromatolitos procedentes de la base del paquete superior de calizas, masivo, de las Capas de Campoallá.

Las dos formaciones anteriores han sido referidas en la bibliografía regional como una sola unidad conocida como “Capas del Tambor” (Simon, 1951).

3 En contacto concordante sobre la Formación Torreárboles, aparece un potente tramo de lutitas pizarrosas con niveles calizos discontinuos (pizarras con calizas) que presenta marcados cambios laterales de facies, manifestando en general una mayor proporción de carbonatos hacia el oeste (calizas con pizarras) y hacia techo de la sucesión (calizas masivas). Este conjunto detrítico-carbonatado es conocido como Capas de Campoallá (Simon, 1951).

En la base de esta formación se ha podido observar algunos niveles carbonatados con estructuras *kramenzel* o calizas de facies rizadas (Liñán, 1984), que forman delgados lechos carbonatados en relación con niveles polítmicos centimétricos alternantes, manifestándose una laminación ondulada que se adapta a la forma de los bancos carbonatados. Esta sucesión es

equivalente a la que aparece en la base de la Formación Pedroche (Ovetiense inferior) en la Sierra de Córdoba.

La parte superior de la formación esta constituida por un tramo de calizas masivas que forman el Cerro del Hierro. Están parcialmente dolomitizadas y presentan espectaculares estromatolitos en la base (Fig. 3). Los bancos de calizas más potentes (de varias decenas de metros de espesor) corresponden a rocas bioconstruidas, con abundantes restos de arqueociatos (Fig. 4) y calcimicrobios. Perejón *et al.* (1999) citan los arqueociatos *Nochoroicyathus?* sp., *Erimacoscinus* sp., *Alconeracyathus andalusicus* (Simon, 1939) y *Protopharetra?* sp., que indican una edad no precisa entre el Ovetiense inferior y el Marianiense inferior (Moreno-Eiris, 1987; Perejón, 1986, 1994).

También existen algunos bancos de calizas dolomíticas y de calizas con nódulos de sílex, cuya posición en la sucesión no se ha podido precisar. El estudio en lámina delgada de algunas muestras carbonatadas, con abundantes oxihidróxi-



Fig. 4. Los arqueociatos son abundantes en las calizas bioconstruidas del tramo superior de las Capas de Campoallá.

dos de hierro, ha mostrado la existencia, asimismo, de microfacies pseudo-oolíticas ferruginosas formadas por restos de arqueociatos (Miras, 1990).

4 El conjunto estratigráfico más superior ocupa el núcleo de la estructura sinclinal y está formado por, al menos, 40 m de lutitas argilíticas pizarrosas abigarradas, intensamente meteorizadas, que suelen presentar una característica disyunción astillosa (**Fig. 5**). Su color cambia desde el muro hacia el techo: amarillento, violáceo rosado, verdoso y, finalmente, grisáceo (en éste aparecen tonos gris-amarillentos, gris-blancuzcos y grises claros). Presentan abundantes restos de trilobites que se figuran aquí por primera vez (**Fig. 6**). Se han determinado *Strenuella* sp. A, *Delgadella souzai* (Delgado, 1904), *Micmacca?* sp., *Eops* sp. y *Saukianda andalusiae* Richter & Richter 1940. La edad de esta asociación corresponde al Marianiense inferior (Liñán y Perejón, 1981; Liñán *et al.*, 1993; Liñán *et al.*, 2002). Esta formación es cono-

cida en el ámbito regional como Capas de Alanís (Simon, 1951).

Las capas de este último conjunto descansan subparalelas sobre los materiales detrítico-carbonatados infrayacentes, fosilizando una superficie de paleokarstificación intracámbrica sobre la que se desarrolló, probablemente, un potente suelo de tipo fersialítico-ferruginoso que, aunque erosionado, se conserva parcialmente en algunos puntos (**Figs. 5 y 10**). El sellado de este paleorrelieve por las lutitas pizarrosas del Marianiense inferior pone de manifiesto una evidente disconformidad entre las dos formaciones (**Fig. 11**) y un hiato en el registro estratigráfico.

La mayor parte de los materiales carbonatados cámbricos de la región presentan algún tipo de estructura geomorfológica en relación con procesos kársticos más o menos recientes, lo que ha dado lugar a que algunos autores nieguen la existencia de una karstificación intracámbrica (Perejón *et al.*, 1999). Sin embargo, allí donde los materiales carbonatados están



Fig. 5. Aspecto de las lutitas pizarrosas abigarradas, con trilobites, de las Capas de Alanís (Marianiense inferior) en el punto 1. Abajo a la izquierda se observa, bajo las lutitas, una masa de mena de hierro dispuesta sobre los carbonatos masivos del techo de las Capas de Campoallá.

cubiertos por las pizarras de las Capas de Alanís puede observarse la existencia de diversos rasgos geomorfológicos que evidencian una etapa de karstificación desarrollada durante el Cámbrico.

Los principales rasgos que pueden reconocerse, en relación con esta etapa de karstificación cámbrica, son:

- a) Desarrollo de un criptokarst con modelados de *chicot* redondeados.
- b) Profundas depresiones rodeadas de torrecillas.
- c) *Pseudoscallops*, oquedades o balsas basales.
- d) Otros tipos de morfologías de superficies curvas y redondeadas (Miras y Rodríguez Vidal, 1990).

Estos caracteres indican que el karst se generó en un clima tropical muy húmedo,

bajo una potente cobertera de suelo (ferriálico-ferruginoso) y abundante vegetación, dando origen a la mena metálica principal.

Para precisar la edad cámbrica de esta karstificación se dispone de niveles con arqueociatos por debajo y de trilobites por encima de la misma. Los géneros de arqueociatos *Nochoroicyathus* y *Protopharetra*, aunque identificados con dudas en el Cerro del Hierro, están presentes, según Perejón (1994), en estratos de edades comprendidas entre la Zona I de arqueociatos (Ovetiense inferior) y la Zona IX (Marianiense inferior). Según este autor, la misma distribución bioestratigráfica tiene el género *Erismacoscinus*. La especie *Alconeracyathus andalusicus* tiene también una amplia distribución entre el Ovetiense más inferior y el Maria-

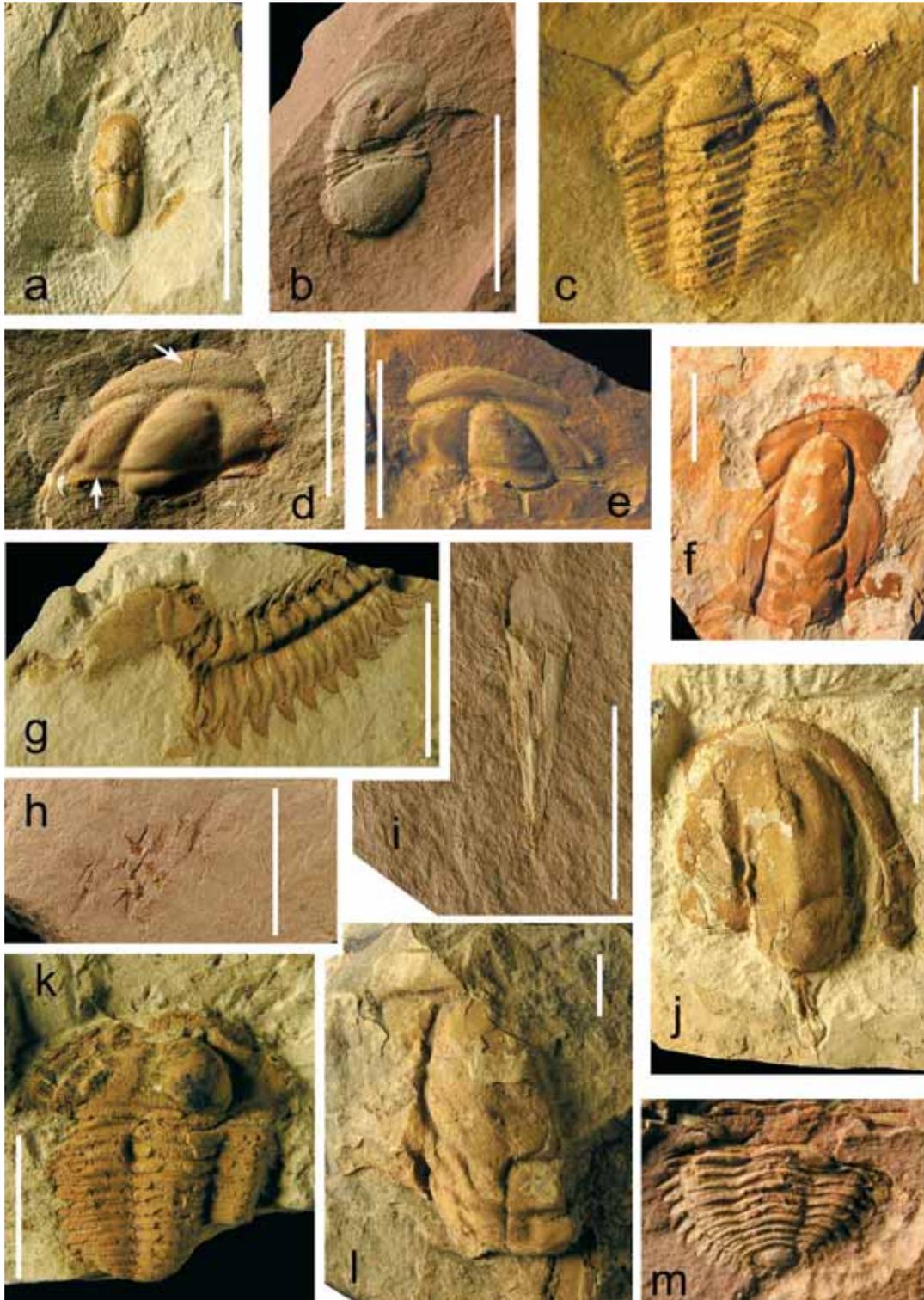


Fig. 6. Trilobites y otros fósiles del Marianiense inferior (Cámbrico Inferior) de las Capas de Alanís en el Cerro del Hierro (Sierra Norte de Sevilla). Barra de escala = 1 cm. a, b. *Delgadella souzai* (Delgado, 1904). c-e, g, k. *Strenuella* sp. A. c: muda; d: cranidio con evidencias de bioerosión (flechas); e: cranidio; g: ejemplar completo con espinas en los segmentos torácicos; k: ejemplar completo. f. Cranidio de *Saukianda andalusiae* Richter & Richter, 1940. h. Escleritos de *Chancelloriidae* indet. i. *Hiolítido* (mostrando el opérculo). j, m. *Micmacca?* sp. j: cranidio; m: segmentos torácicos y pigidio. l. Cranidio incompleto de *Eops* sp.

Serie	Piso/Subpiso	Zonas	Eventos	Géneros de trilobites de Ossa-Morena			
				Miómeros	Polímeros		
C. S.	Sin definir	Sin definir			Corynexochida		
CÁMBRICO MEDIO	Sin Solenopleuropsidae	Sin definir	?	regresión	Condylopyge	<i>Holocephalina</i> , <i>Jincella</i> ? <i>Sao</i> , <i>Ctenocephalus</i> <i>Paradoxides</i> s. l.	
					Caesaraugustense	superior	<i>S. thoralis</i> + <i>S. marginata</i>
	<i>S. simula</i>						
	<i>S. verdiagana</i> + <i>S. rubra</i>						
	<i>S. ribeiroi</i> + <i>S. verdiagana</i>						
	<i>S. ribeiroi</i>						
	<i>Pard. szzyvi</i> + <i>S. ribeiroi</i>						
	medio	<i>Pardailhanian multispinosa</i>					
		<i>Pardailhanian hispanica</i>					
		<i>Pardailhanian hispida</i>					
	inferior	<i>Badulesia granieri</i>			<i>Badulesia paschi</i>		
					<i>Badulesia juliverti</i>		
		<i>Badulesia tenera</i>					
	Leontense	Acadolenus			<i>Eccaparadoxides asturianus</i>	regresión	Peronopsella
<i>Eccaparadoxides szzyvi</i>			<i>Paradoxides</i> s. l., <i>Jincella</i> , <i>Parabailiella</i> <i>Bailiella</i> , <i>Ellipsocephalus</i> , <i>Skreiaspis</i>				
<i>Acadoparadoxides mureoensis</i>			<i>Parasolenopleura</i>				
CÁMBRICO INFERIOR	Bilbi-liense	superior	<i>Protolenus jilocanus</i>	Evento Valdemedes			
		inferior	<i>Protolenus dimarginatus</i>		regresión Daroca		
	Marianense	superior	Sin definir	ARQUEOCIATOS	Serrodiscus	<i>Termierella</i> , <i>Strenuaeva</i> , <i>Triangulaspis</i>	
		medio			Delgadella	<i>Protaldonaia</i> , <i>Hicksia</i> , <i>Atops</i> ?, <i>Strenuaeva</i> <i>Rinconia</i> , <i>Saukianda</i> , <i>Eops</i> ?, <i>Callavia</i> ? <i>Triangulaspis</i> , <i>Andalusiana</i> , <i>Longiandia</i>	
		inferior				<i>Saukianda</i> , <i>Gigantopygus</i> <i>Strenuella</i> , <i>Perrector</i> , <i>Eops</i> , <i>Alanisia</i>	
	Oveñense	superior	IX VIII VII VI V IV	regresión Cerro del Hierro	Evento Pedroche		
		inferior				<i>Lemdadella perejoni</i>	
						<i>Lemdadella linaresae</i>	
						<i>Bigotina bivallata</i>	
		<i>Astropolichnus hispanicus</i>	III				
	Condubiense	superior	<i>Rusophycus avalonensis</i>	Regresión Córdoba			
		inferior	<i>Phycodes pedum</i> - <i>Monomorphichnus lineatus</i>			<i>Lemdadella</i> , <i>Serrania</i> <i>Bigotina</i> , <i>Eoredlichia</i>	

Fig. 7. Bioestratigrafía y eventos del Cámbrico de España, con indicación de los géneros de trilobites presentes en la Zona de Ossa-Morena.

niense (Moreno-Eiris, 1987: 116). La edad de estos taxones no permite, así, mayores precisiones bioestratigráficas dentro del Cámbrico Inferior.

En las pizarras basales de las Capas de Alanís que están sellando la karstificación cámbrica aparecen los trilobites *Strenuella* sp. A, *Saukianda andalusiae* Richter & Richter, 1940, *Eops* sp., *Micmacca?* sp. y *Delgadella souzai* (Delgado, 1904). Los trilobites *Saukianda andalusiae* y *Eops* son parte de la llamada fauna de Alanís (Richter y Richter, 1940), pero que en el Cerro del Hierro aparecen asociados a otros taxones diferentes como *Strenuella* sp. A, *Micmacca?* sp. y *Delgadella souzai*. Estos tres taxones se encuentran también asociados a *Saukianda* y *Eops* en el arroyo Galeón, en niveles donde según Perejón (1994) se encuentra una asociación de arqueociatos correspondiente a la zona IX. El género *Strenuella* se encuentra también asociado a *Saukianda andalusiae*, *Micmacca?* sp. y *Delgadella souzai* en el nivel 10 de la sección Alconera-1 (A1), asociación que es considerada Marianiense inferior y equivalente, al menos, a la Zona IX de arqueociatos. Por todo ello, la edad de la asociación de trilobites de las Capas de Alanís en el Cerro del Hierro es Marianiense inferior (Fig. 7) y, por lo tanto, la edad más probable para la karstificación es Ovetiense superior, tal y como interpretaron Liñán y Gámez-Vintaned (1993) al definir la regresión Cerro del Hierro, un evento reconocible en la península Ibérica y correlacionable con eventos similares de esta edad en Inglaterra (regresión Woodlands; Brasier, 1985, 1995) y Cerdeña (regresión Cerro del Hierro; Pillola *et al.*, 1995).

La orogenia Hercínica dio lugar al plegamiento y posterior fracturación de todos estos materiales, condicionando el desarrollo del desmantelamiento y de nuevos procesos de karstificación, que son los que se evidencian hoy día, de una forma más espectacular. El aspecto de esta

nueva karstificación ha sido inducido en gran parte por la morfología kárstica previa. Los rasgos más significativos que pueden observarse son:

- a) Descenso espectacular del nivel de base, que origina profundas excavaciones.
- b) Desarrollo de formas con aristas y bordes angulosos.
- c) Estructuras de disolución y colapso, en relación con las cuales se hallan las mineralizaciones de barita más importantes de esta zona.
- d) Formación de estalagmitas y/o pequeñas cortinas de calcita, en zonas muy locales (Miras y Rodríguez Vidal, 1990).

Se carece por ahora de datos fiables que nos indiquen la edad de esta moderna karstificación sobrepuesta. El único rasgo significativo que puede observarse está vinculado al desarrollo de una superficie de aplanamiento regional (680-670 m) y otra local (650-640 m), generadas en calizas bajo procesos de criptocorrosión durante el Neógeno (Delannoy *et al.*, 1989). Además de las estructuras de plegamiento ya comentadas, son patentes otras características ligadas a las deformaciones hercínicas. En los materiales pizarrosos se manifiesta una esquistosidad de fractura según un plano que difiere muy pocos grados del de la estratificación, mientras que en las calizas se produce una recristalización generalizada y una ligera esquistosidad de flujo, que localmente se observa asociada a pliegues en esparita.

ITINERARIO

El itinerario propuesto se compone de cuatro recorridos, que pueden realizarse de forma seguida o por separado, en función del grado de observación o complejidad que se quiera alcanzar. La localización de estos puntos y los recorridos seguidos se muestran en las figuras 8 y 9.

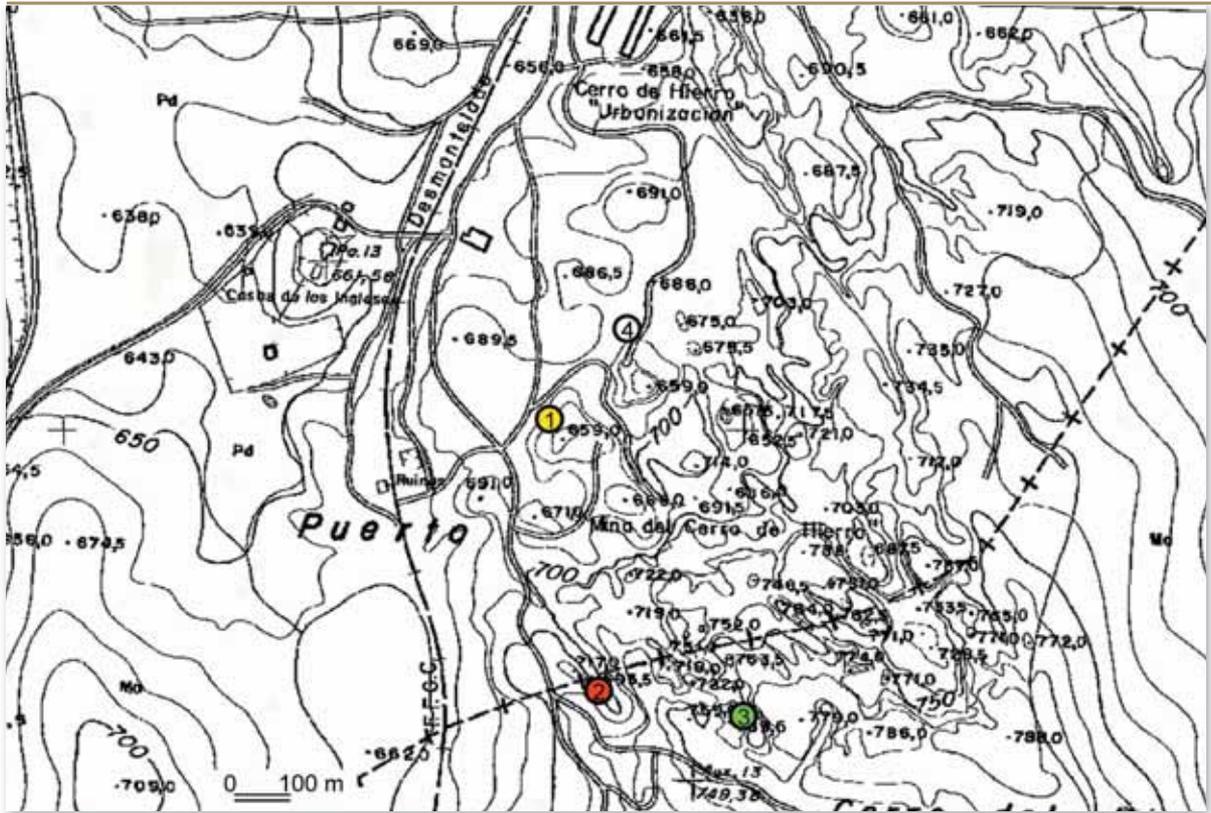


Fig. 8. Mapa topográfico del Cerro del Hierro, con localización de los puntos a observar durante los recorridos.

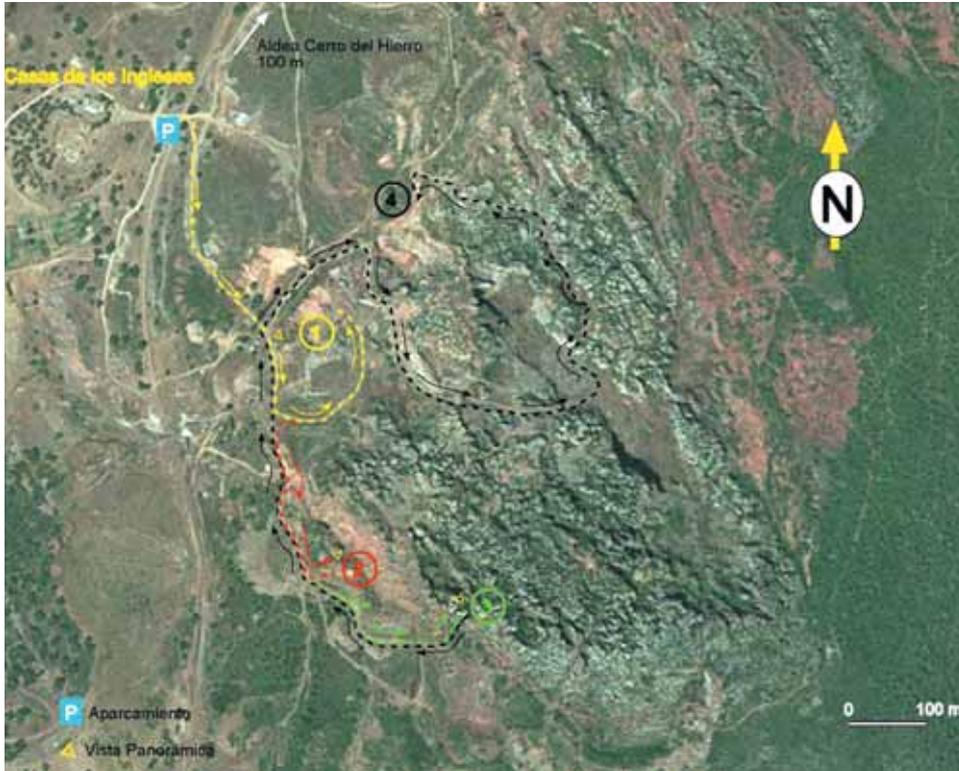


Fig. 9. Fotografía aérea del Cerro del Hierro, con indicación de los recorridos y localización de los puntos.

PUNTO 1. PANORÁMICA. YACIMIENTO DE TRILOBITES; CAPAS DE ALANÍS.

Situación

Este punto se encuentra situado unos 500 m al sur de la aldea del Cerro del Hierro. Se accede a él por un camino que sube desde el aparcamiento situado enfrente de las Casas de los Ingleses. A unos 300 m se llega a un mirador (Fig. 10) donde se puede apreciar una vista general de una de las cortas con afloramientos cámbricos, a cuyo fondo se accede bajando por un pequeño camino después de caminar unos 300 m.

Objetivos

En este punto se pretende observar una vista general del contacto entre la parte superior de las calizas pertenecientes a las Capas de Campoallá con las pizarras fosilíferas suprayacentes, pertenecientes a las Capas de Alanís. También se pretende reconocer *in situ* los fósiles de invertebrados y los icnofósiles característicos de esta última formación.

Descripción

Este punto, que corresponde a un gran socavón originado como resultado de una antigua explotación de mineral de hierro, se sitúa en el flanco oriental del sinclinatorio del Cerro del Hierro, que en esta zona tiene un eje en dirección N-S.

En este flanco se puede observar la disposición del contacto entre las calizas karstificadas (Capas de Campoallá) –que aún albergan en su techo depósitos de mineral de hierro (ocre rojo y hematites)– con la base de las pizarras fosilíferas con trilobites (Capas de Alanís). Estas pizarras, de colores rosáceos y pardo-amarillentos a anaranjados, se presentan bastante alteradas en superficie pero contienen abundantes restos de trilobites (*Strenuella* sp. A, *Saukianda andalusiae* Richter & Richter, 1940, *Eops* sp., *Micmacca?* sp. y *Delgadella souzai* [Delgado, 1904]). Se trata fundamen-



Fig. 10. Panorámica de la antigua corta visitada en el punto 1. A la derecha, las calizas de las Capas de Campoallá; a la izquierda, las pizarras de las Capas de Alanís. Se observan, entre las calizas, restos de los depósitos de mineral de hierro.

talmente de mudas (cranidios, básicamente), que aparecen asociados con hiofítidos, braquiópodos inarticulados, espículas de esponjas y otros restos de afinidad sistemática desconocida hasta el momento. También se encuentran asociados a horizontes (pizarras rosáceas) muy ricos en pistas fósiles (*Sericichnus* y *Planolites*).

PUNTO 2. CONTACTO CAPAS DE CAMPOALLÁ/CAPAS DE ALANÍS.

Situación

Volviendo de nuevo al camino del mirador y siguiendo unos 300 m hacia arriba, se llega a otro punto elevado (Fig. 11) que permite tener de nuevo una panorámica general de la sucesión estratigráfica cámbrica.

Objetivos

Con este punto se persigue observar en mayor detalle el contacto entre las Capas de Campoallá y las Capas de Alanís, y así mismo reconocer una parte de la fauna característica de trilobites del Marianiense.

(1) Descripción

Este punto se sitúa en la continuación hacia el sur del mismo flanco del sinclinal. Constituye un lugar de observación interesante, ya que el afloramiento permite



Fig. 11. Disconformidad entre las Capas de Campoallá, del Ovetiense (dcha.), y las Capas de Alanís, del Marianiense inferior (izda.). Punto 2.

describir de forma excepcional el contacto entre los dos conjuntos litológicos anteriormente citados (Capas de Campoallá y Capas de Alanís). En este punto, y a lo largo del camino de acceso al mismo, se puede observar cómo las pizarras se disponen fosilizando los horizontes karsificados de las calizas ovetienses, cuyas oquedades mantienen, al igual que en el punto anterior, depósitos originales de mena de hierro. Las pizarras marianienses se disponen amoldándose a las oquedades infrayacentes (el sedimento arcilloso se depositó rellenando los huecos; **Figs. 12 a-b**) y en ningún caso muestran estructuras de colapso o de fractura, que pudieran indicar que los materiales pizarrosos estuvieran ya consolidados cuando cayeron en las oquedades.

En estas pizarras, de colores pardo-amarillentos, también se encuentran restos de trilobites, frecuentemente *Saukianda andalusiae* Richter & Richter, 1940, *Strenuella* sp. A y *Micmacca?* sp. Las pistas fósiles, aunque también presentes, son más escasas.

PUNTO 3. CALIZAS DEL CERRO DEL HIERRO (CAPAS DE CAMPOALLÁ). YACIMIENTOS DE ARQUEOCIATOS Y ESTROMATOLITOS.

Situación

De vuelta al camino y en sentido ascendente, se llega, al cabo de unos 250 m, a un pequeño replano que ofrece una vista panorámica general sobre el punto anterior (**Fig. 13**). Desde aquí se emprende una



Fig. 12. Los materiales pizarrosos marianienses se acomodan sobre el paleorrelieve de las calizas infrayacentes del Ovetiense (12 a), rellenando sus oquedades con estratificación inclinada cuyo ángulo disminuye hacia el interior de las mismas (12 b), lo que indica que el sedimento arcilloso se depositó en estado blando.

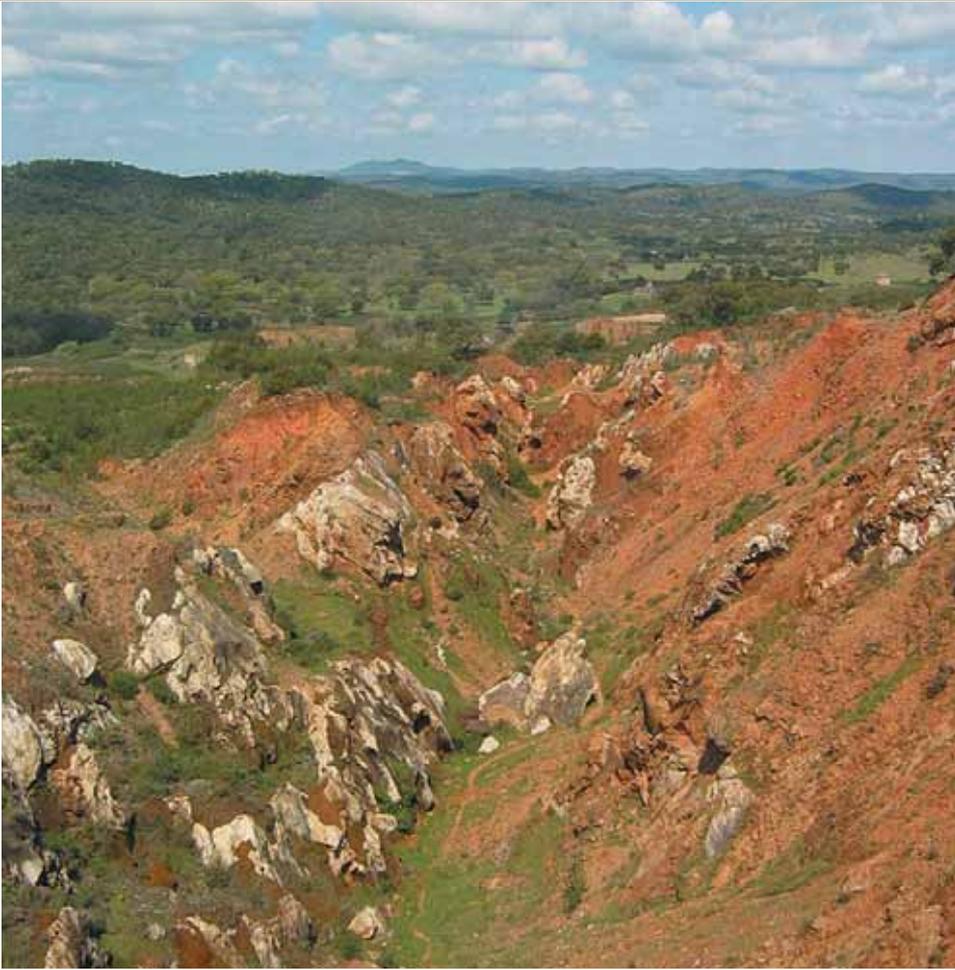


Fig. 13. Panorámica del Cerro del Hierro alrededor de la localidad del punto 2, vista desde el punto 3 hacia el oeste.

pequeña subida hacia los niveles de calizas karstificadas que constituyen el objeto de esta parada.

Objetivos

Se pretende observar algunas de las características típicas de las calizas llamadas del Cerro del Hierro (son las que forman el paisaje kárstico dominante). Concretamente, la finalidad es reconocer en la roca secciones de arqueociatos (**Fig. 14**), laminaciones de algas y estromatolitos. También se pueden apreciar varios modelados kársticos y la relación con los depósitos minerales que albergan.

(1) Descripción

Este punto permite observar espectaculares afloramientos de horizontes calizos, donde queda patente el papel de varios



Fig. 14. Sección de arqueociato en las calizas masivas, bioconstruidas, del techo de las Capas de Campoallá. Punto 3.

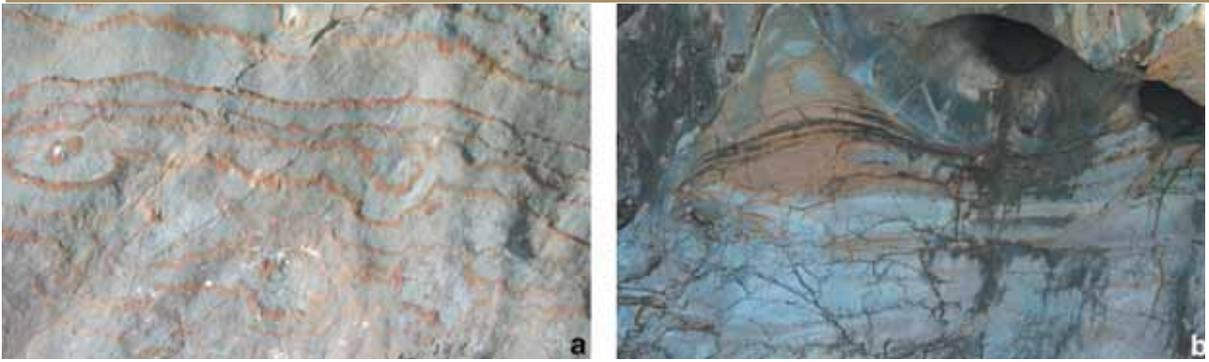


Fig. 15. Laminaciones de algas en las calizas del techo de las Capas de Campoallá. Punto 3. (15 a). Estromatolitos de escala decimétrica en las calizas del techo de las Capas de Campoallá. Punto 3. (15 b).

tipos de organismos como constructores de estas rocas. Así, se identifica una rica fauna de arqueociatos, laminaciones de algas (**Fig. 15 a**) y algunos estromatolitos de escala decimétrica (**Fig. 15 b**).

PUNTO 4. YACIMIENTO DE TRILOBITES. CAPAS DE ALANÍS.

Situación

Este punto se localiza a unos 180 m (en línea recta) al NE del punto 1 (**Fig. 16**).

Al finalizar las observaciones en las calizas del punto 3, se retornará de nuevo por el camino de acceso hasta el punto 1 y desde allí se iniciará un paseo de algo más de 1 km para adentrarse en el núcleo de la formación kárstica y tener una visión global de la estratigrafía y la disposición

estructural de las capas. En el retorno al lugar de partida se pasa por la continuación lateral de los materiales que afloraban en el punto 1, que son el objeto de esta parada.

Objetivos

El objetivo de este último punto es completar las observaciones efectuadas en la primera de nuestras estaciones.

(1) Descripción

En este lugar se puede obtener otra visión de los materiales que afloraban en el punto 1, especialmente en lo concerniente a la base de las pizarras. Aquí se encuentra de nuevo toda la fauna fósil de invertebrados e icnofósiles que aparecían en el afloramiento situado más al sur.



Fig. 16. Otro aspecto del contacto entre las lutitas pizarrosas de las Capas de Alanís y las calizas de las Capas de Campoallá. Punto 4.

BIBLIOGRAFÍA

- BONA, A.B. 1994. *Características medioambientales del Cerro del Hierro. Posibilidades de aprovechamiento*. Tesis de Máster de Medio Ambiente, Universidad de Sevilla. 141 pp. [Inédito].
- BRASIER, M.D. 1985. Evolutionary and geological events across the Precambrian-Cambrian boundary. *Geology Today*, 1: 141-146.
- BRASIER, M.D. 1995. The basal Cambrian transition and Cambrian bio-events. In: *Global Events and Event Stratigraphy*. O.H. Walliser, (ed.): 113-138. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg,
- DELANNOY, J.J., DÍAZ DEL OLMO, F. y PULIDO BOSCH, A. 1989. Geomorfología del Cerro del Hierro. *Reunión Franco-Españole sur le karst Méditerranéen d'Andalousie Occidentale*: 210-213.
- DELGADO, J.F.N. 1904. La faune cambrienne du Haut-Alemtejo (Portugal). *Comunicações Commissão dos Serviços Geológicos de Portugal*, 5: 307-374.
- LIÑÁN GUIJARRO, E. 1978. *Bioestratigrafía de la Sierra de Córdoba*. Tesis Doctorales de la Universidad de Granada, 191, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Granada, Granada. 212 pp.
- LIÑÁN, E. 1984. Introducción al problema de la paleogeografía del Cámbrico de Ossa-Morena. *Cuadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 8: 283-314.
- LIÑÁN, E. & GÁMEZ-VINTANED, J.A. 1993. Lower Cambrian palaeogeography of the Iberian Peninsula and its relations with some neighbouring European areas. *Bulletin de la Société géologique de France*, 164 (6): 831-842.
- LIÑÁN, E., GOZALO, R., PALACIOS, T., GÁMEZ VINTANED, J.A., UGIDOS, J.M. & MAYORAL, E. 2002. 3. Cambrian. In: *The Geology of Spain*. W. Gibbons & T. Moreno (eds.): 17-29. The Geological Society, London,
- LIÑÁN, E. y PEREJÓN, A. 1981. El Cámbrico inferior de la "Unidad de Alconera", Badajoz (SW de España). *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección Geológica)*, 79 (1-2): 125-148.
- LIÑÁN, E., PEREJÓN, A. & SDZUY, K. 1993. The Lower-Middle Cambrian stages and stratotypes from the Iberian Peninsula: a revision. *Geological Magazine*, 130 (6): 817-833.
- LIÑÁN, E. y SCHMITT, M. 1981. Microfósiles de las calizas precámbricas de Córdoba (España). In: 1ª Reunión sobre la Geología de Ossa-Morena, Bélmez (Córdoba), 3-7 julio 1979. *Temas Geológico-Mineros*, 4 (para 1980): 171-194.
- MIRAS, A. 1990. *Geoquímica y mineralizaciones de los depósitos de barita de Badajoz y Sevilla*. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla. 481 pp. [Inédito].
- MIRAS, A. y RODRÍGUEZ VIDAL, J. 1990. Geología y depósitos de barita del Cerro del Hierro (Sevilla). *Boletín de la Sociedad Española de Mineralogía*, 13 (1): 66-67.
- MORENO-EIRIS, E. 1987. Los montículos arrecifales de algas y arqueociatos del Cámbrico Inferior de Sierra Morena. IV: Bioestratigrafía y sistemática de los arqueociatos. *Boletín Geológico y Minero*, XCVIII-VI: 729-779.
- PEREJÓN, A. 1986. Bioestratigrafía de los arqueociatos en España. *Cuadernos de Geología Ibérica*, 9 (para 1984): 213-265.
- PEREJÓN, A. 1994. Palaeogeographic and biostratigraphic distribution of Archaeocyatha in Spain. *Courier Forschungs-Institut Senckenberg*, 172: 341-354.
- PEREJÓN, A., VENNIN, E., MORENO-EIRIS, E. y ÁLVARO, J. 1999. Cronología de los procesos kársticos en los montículos cámbricos del Cerro del Hierro (Zona de Osa-Morena, Sevilla, SO de España). *Boletín Geológico y Minero*, 110 (6): 693-699.
- PILLOLA, G.L., LEONE, F. & LOI, A. 1995. The Lower Cambrian Nebida Group of Sardinia. *Rendiconti del Seminario della Facoltà di Scienze dell'Università di Cagliari*, volumen suplementario 65: 27-60.
- RICHTER, R. & RICHTER, E. 1940. Die Saukian-da-Stufe von Andalusien, eine fremde Fauna im europäischen Ober-Kambrium. *Abhandlungen der senckenbergischen naturforschenden Gesellschaft*, 450: 1-88.
- SIMON, W. 1939. Archaeocyathacea: I. Kritische Sichtung der Superfamilie. II. Die Fauna im Kambrium der Sierra Morena (Spanien). *Adhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gessellschaft*, 448: 1-87.
- SIMON, W. 1951. Untersuchungen im Paläozoikum von Sevilla (Sierra Morena, Spanien). *Adhandlungen der Senckenbergischen Naturforschenden Gessellschaft*, 485: 31-52.

Medusas del Cámbrico inferior de Constantina (Sevilla)

Eduardo Mayoral (1), Eladio Liñán (2), José Antonio Gámez Vintaned (2), Rodolfo Gozalo (3)

(1) Depto. de Geodinámica y Paleontología, Facultad de Ciencias Experimentales, Campus de El Carmen, Universidad de Huelva, Avda. de las Fuerzas Armadas s/n, E-21071 Huelva.

(2) Área y Museo de Paleontología, Depto. de Ciencias de la Tierra, Facultad de Ciencias, Universidad de Zaragoza, E-50009 Zaragoza.

(3) Depto. de Geología, Facultad de Ciencias Biológicas, Universitat de València, C/ Dr. Moliner 50, E-46100 Burjassot.

Palabras Clave: Fósiles de cuerpos blandos, medusas, Formación Torreárboles, España, Cordubiense, Cámbrico Inferior.

Keywords: Soft-bodied fossils, jellyfish, Torreárboles Formation, Spain, Corduban, Lower Cambrian.

Medusas del Cámbrico inferior de Constantina (Sevilla)

Lower Cambrian jellyfish from Constantina (Seville)

RESUMEN

Se describen noventa estructuras discoidales de gran tamaño, registradas en un plano de estratificación de unas grauvacas arcósicas de edad Cordubiense en la escala biocronológica española, procedente del suroeste de España. Las relaciones de corte entre las estructuras discoidales y los icnofósiles asociados, así como las evidencias de deformación penecontemporánea de las láminas sedimentarias presentes debajo de los discoides, permiten interpretar estas estructuras como impresiones de cuerpos blandos de antiguos organismos marinos. Los estudios tafonómicos, biométricos y morfológicos sugieren que serían moldes externos de antiguas medusas de celentéreos tipo hidrozoo, similares al género actual *Aequorea*. Los caracteres paleoicnológicos, litológicos y sedimentológicos indican que los organismos fueron depositados en aguas muy someras. El escenario más probable sería la acumulación masiva de organismos pelágicos varados en la costa durante un evento puntual.

El yacimiento paleontológico aquí descrito es importante, tanto por ser un registro anómalo de hidrozoos en rocas siliciclásticas groseras, como por el elevado número de especímenes en una sola superficie. Además, las biotas de cuerpos blandos de esta edad son muy escasas, por lo que este yacimiento puede aportar una mejor comprensión de los importantes eventos que ocurrieron durante la transición entre el Neoproterozoico y el Fanerozoico, particularmente en la evolución de los hidrozoos.

ABSTRACT

Ninety giant, discoid structures occurring on a bedding plane of Corduban arkosic greywackes in the Spanish regional stages, from southwestern Spain are described. Cross-cutting relationships between discoid structures and associated trace fossils, as well as evidence for penecontemporaneous deformation of sediment laminae below the discoids, permit to interpret these structures as impressions of ancient, soft-bodied marine organisms. Taphonomic, biometric, and morphological studies suggest that they are outer moulds of ancient jellyfish of hydrozoan coelenterates similar to the extant genus *Aequorea*. Palaeoichnological, lithological and sedimentological features indicate that these organisms were deposited in extremely shallow water stranded on a sandy beach.

The palaeontological site described here is noticeable because its anomalous record of hydrozoans in coarse siliciclastic rocks, and the high number of specimens on a single surface. Since soft-bodied biotas of Corduban ages are very scarce, this site may provide a better understanding of the important biological events across the Neoproterozoic/Phanerozoic transition, particularly the evolution of hydrozoans.

INTRODUCCIÓN

A principios de los años noventa del siglo pasado, se localizaron en el término de Constantina (Sevilla), una serie de marcas o impresiones circulares que aparecieron en gran número sobre una extensa superficie rocosa y que fueron primeramente interpretadas por los lugareños como señales y símbolos producidos por hombres primitivos (petroglifos). Una primera visita realizada a este yacimiento en junio de 1990 por dos de los autores (E.M. y E.L.) permitió reconocer estas huellas como impresiones dejadas por organismos de cuerpo blando, tipo medusoide y valorar, *a priori*, el enorme interés científico del yacimiento.

Este interés radica en el tamaño anómalo de las medusas y en la singularidad de su morfología, que son un elemento nuevo en el registro geológico. Además, aquí se halla la mayor concentración de ejemplares conocida en la Península, (y una de las mayores del mundo). Por otra parte, las impresiones de cuerpos de medusas son muy raras en el registro fósil debido a la gran dificultad que representa su fosilización. Así, en el Cámbrico de España, sólo han sido citados dos casos; aunque el ejemplo que nos ocupa es entre todos, el conjunto más antiguo.

Estas medusas fósiles se encuentran en estratos geológicos atribuidos al Cordubiense inferior, un piso estratigráfico que tiene una antigüedad de unos 540 millones de años. Esta edad correspondió al inicio del Período Cámbrico, coincidiendo con un fenómeno de radiación adaptativa sin precedentes en la historia geológica de la Tierra, por el que la vida se diversificó ampliamente apareciendo en un lapso temporal muy pequeño, casi todos los grandes grupos biológicos actuales, que eran totalmente desconocidos anteriormente, en el período Precámbrico. Este modelo de evolución se conoce como la “explosión cámbrica de la vida” y en este

contexto es dónde se sitúa el yacimiento excepcional de Constantina.

SITUACIÓN GEOGRÁFICA Y GEOLÓGICA

El yacimiento se ubica en el término municipal de Constantina (Sevilla), aproximadamente dos kilómetros al Sur del paraje conocido como “Cerro de la Víbora”, en la margen izquierda del arroyo de Masacán, dentro de una finca privada denominada “El Revuelo” (Fig. 1).

Desde el punto de vista geológico, la zona de Ossa-Morena (Lotze, 1945) es

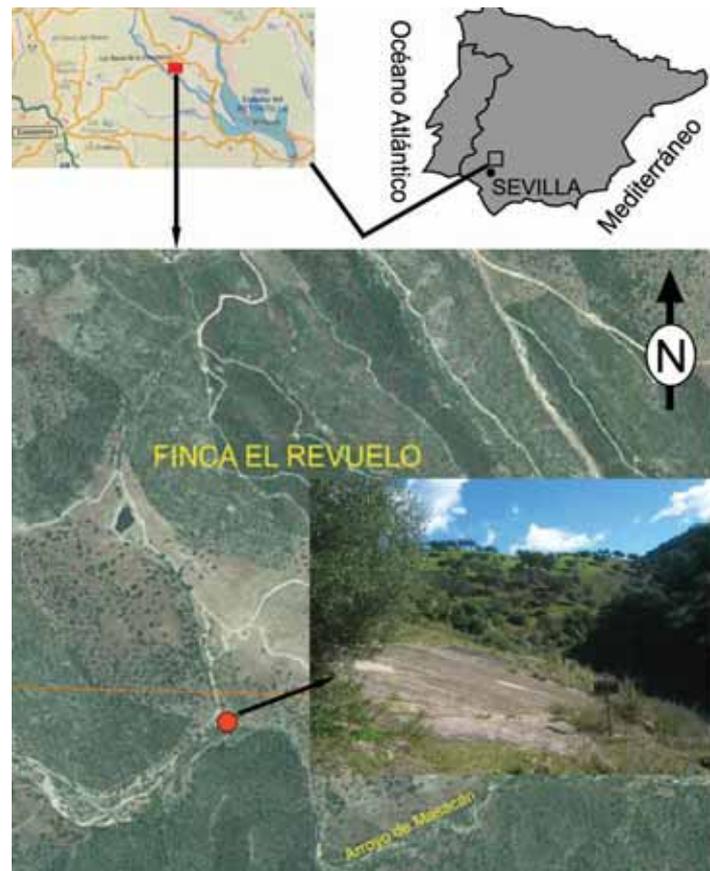


Figura 1. Situación geográfica del yacimiento estudiado.

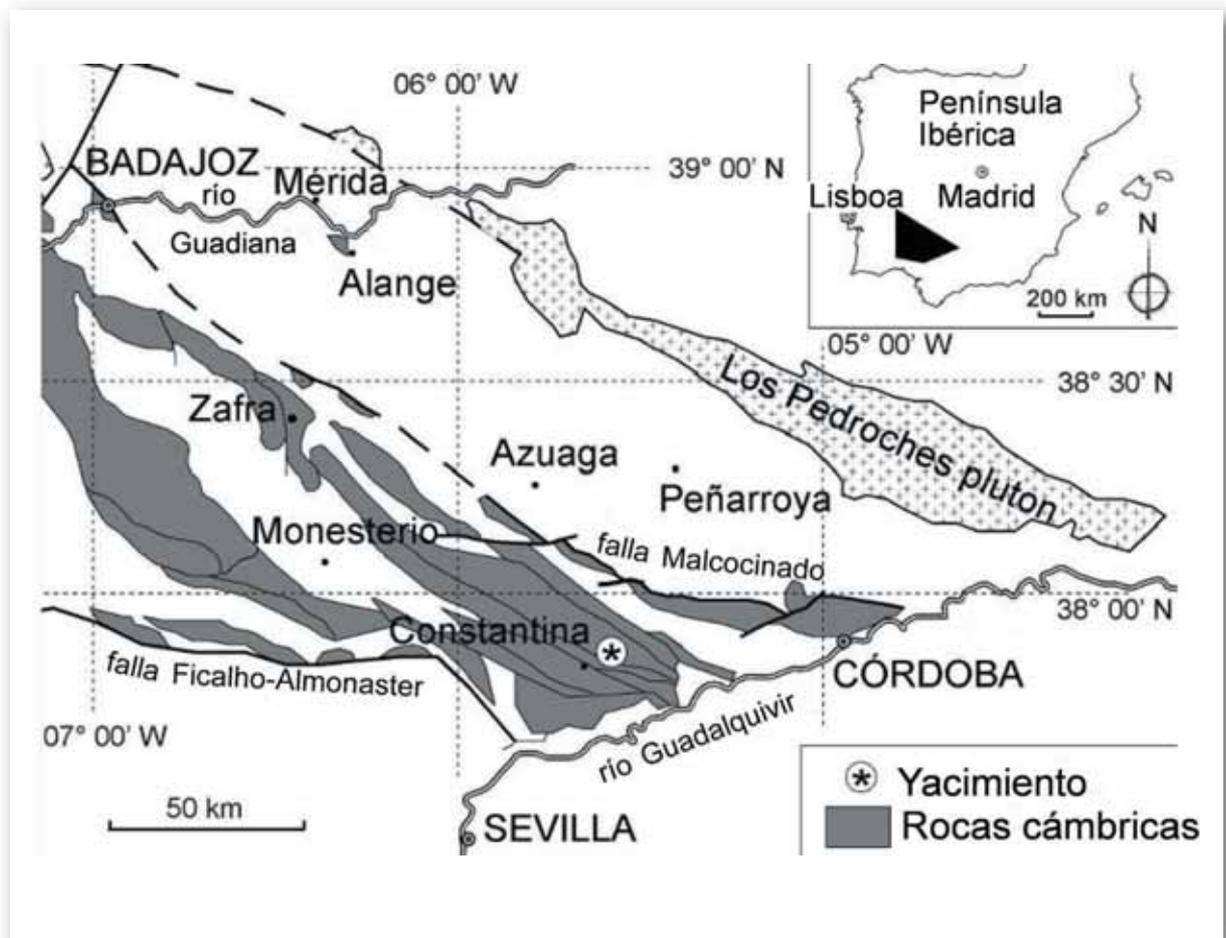


Figura 2. Esquema geológico con localización del yacimiento.

una franja de afloramientos precámbricos y paleozoicos que siguen las direcciones hercínicas del Macizo Ibérico y se extienden por España y Portugal. Está limitada al este por el río Guadalquivir y al Oeste por la región costera de Portugal, al Norte por la línea de cizalla Badajoz-Córdoba y al Sur, por la Zona de Pulo do Lobo, incluyendo el complejo ofiolítico de Beja-Acebuches.

Los materiales cámbricos se presentan en numerosos afloramientos de límites fallados, dentro de una banda situada al sur de una línea que va desde Córdoba hasta Assumar, y al norte de la falla de Ficalho-Almonaster (Fig. 2). Estos afloramientos

pueden ser agrupados en función de su secuencia estratigráfica común en cubetas tectoestratigráficas (Liñán, 1984), de las que se han caracterizado una decena. Esta compartimentación de la cuenca original cámbrica en cubetas ha sido relacionada con el comienzo de una etapa distensiva que generó una amplia y fracturada fosa de *rift* (Liñán y Quesada, 1990).

A veces, estas cubetas sedimentarias presentan también un fuerte cambio de espesores de dirección O-E que puede ser interpretado como la presencia de un sistema secundario de *hemigraben* que introdujo una asimetría en los sis-

temas de depósito, que aumentarían su espesor cerca del borde activo de las fallas, cuyas pendientes serían permanentemente rejuvenecidas por la tectónica.

En la **figura 2** se observa la distribución de cada cubeta, a veces en afloramientos fracturados y desplazados por la tectónica hercínica.

Desde el punto de vista estratigráfico, la serie que corresponde al sector estudiado está constituida en la base por el llamado Complejo Volcánico-Sedimentario de origen marino (Liñán Guijarro, 1978), compuesto en su parte más alta por andesitas, lutitas y areniscas de la Formación San Jerónimo, que contiene cianobacterias (Liñán y Palacios, 1983) y pistas fósiles (Fedonkin *et al.*, 1985), correspondientes al sistema Véndico (hace entre 600 y 570 millones de años). Los materiales correspondientes al Cámbrico inferior comprenden la Formación

Torreárboles, la Serie de Campoallá y las Capas de Alanís (**Fig. 3**). La Serie de Campoallá contiene Arqueociatos de edad Ovetiense (hace aproximadamente 530 m.a) (Perejón, 1986), y las Capas de Alanís tienen Trilobites del piso Marianiense, pertenecientes a la llamada fauna de *Saukianda* (Richter & Richter, 1940; Sdzuy, 1962).

Las impresiones de medusas aparecen en la Formación Torreárboles, que representa los primeros sedimentos siliciclásticos originados como consecuencia del avance generalizado del mar en esa época en todo el dominio suroccidental de Iberia (Liñán y Gámez-Vintaned, 1993).

La Formación Torreárboles tiene un espesor medio de 400 m y consiste en conglomerados y areniscas del Miembro La Tierna y en pizarras y areniscas rojizas del Miembro Julia. Los materiales del Miembro inferior correspondían

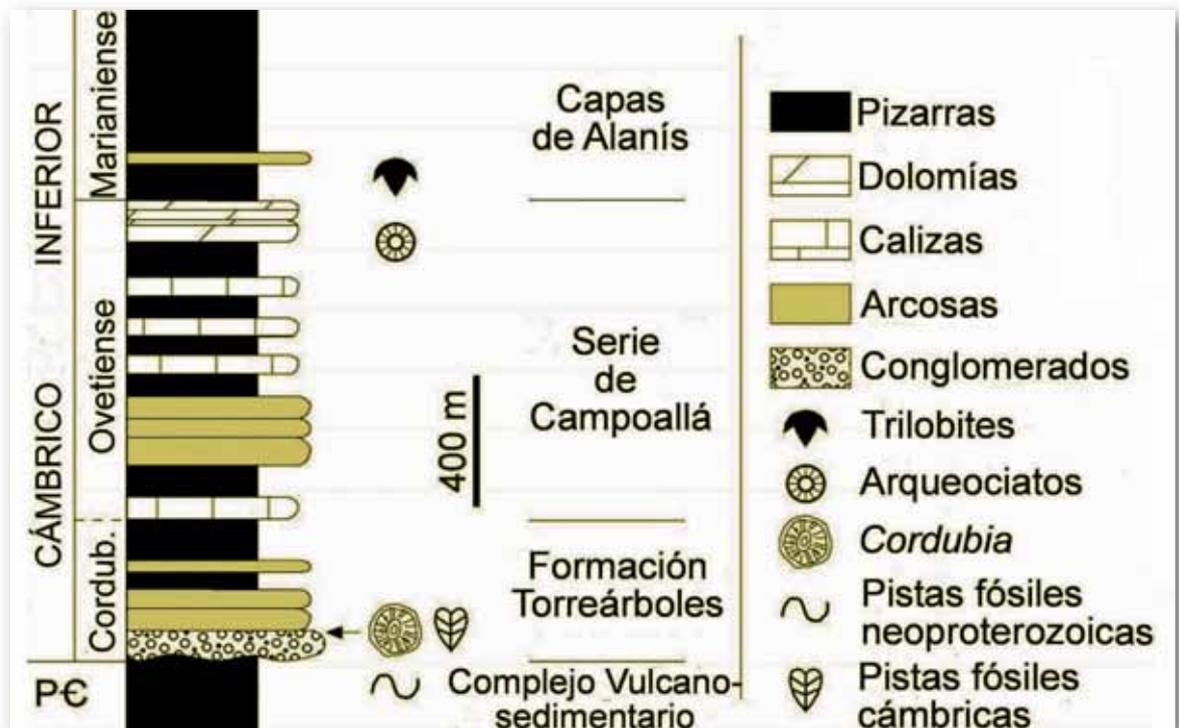


Figura 3. Columna estratigráfica de síntesis para el área estudiada.

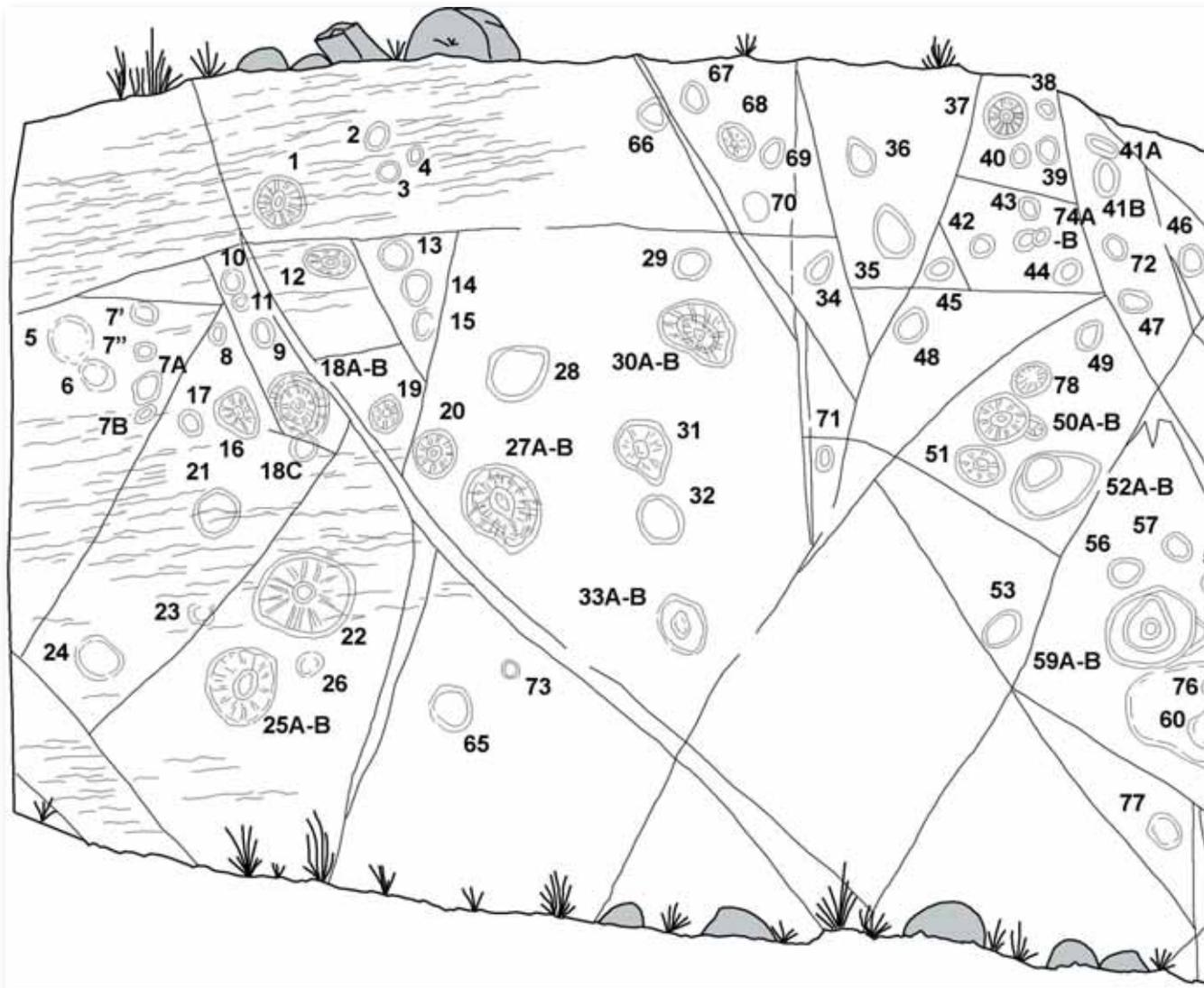


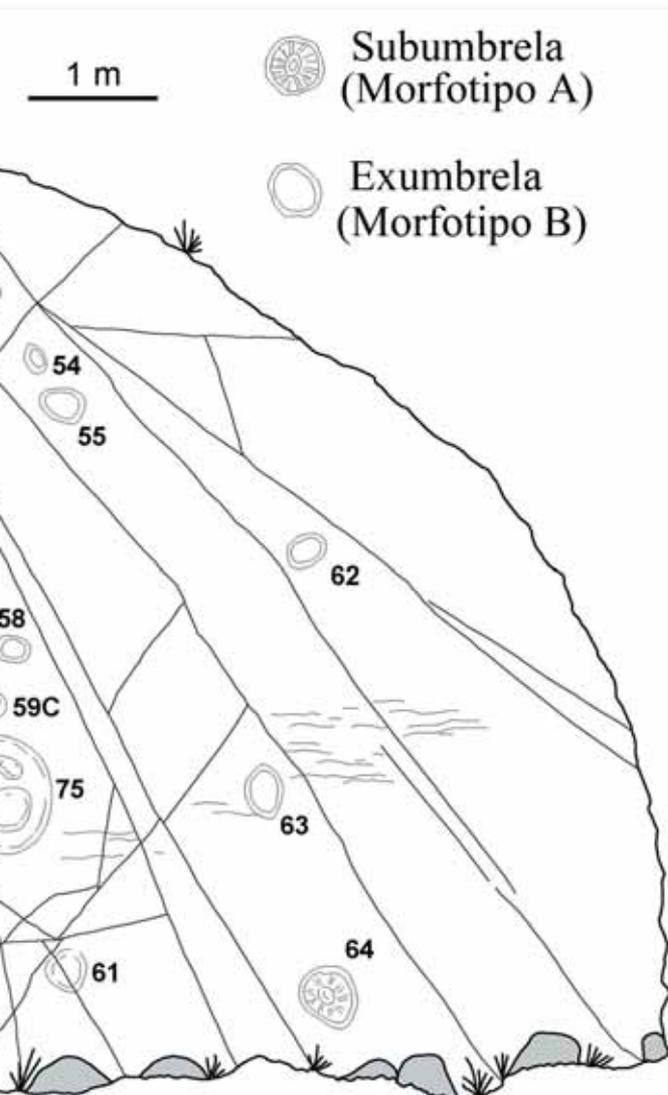
Figura 4. Esquema de la superficie de estratificación mostrando la disposición de los ejemplares de *Cordubia gigantea* Mayoral et al. 2004, las diaclasas y las marcas de corriente (ripples) de oscilación.

a ambientes de condiciones terrestres y marinas litorales, mientras que los del Miembro superior eran claramente sublitorales. La presencia de las pistas fósiles (Fedonkin *et al.*, 1985; Liñán, 1984) sugiere una edad Cordubiense (entre 540 y 530 m.a) para esta formación. La biota aquí estudiada corresponde a la parte inferior del Miembro La

Tierna, datada como la zona del Cámbrico más temprano (Gámez Vintaned y Liñán, 1996).

DESCRIPCIÓN DEL YACIMIENTO

El yacimiento contiene una de las mayores concentraciones de animales discoideos de cuerpo blando conocidas en el registro fósil del Fanerozoico.



Se han contabilizado 90 ejemplares de hasta 88 cm de diámetro sobre la superficie de una delgada capa de grauvacas arcósicas (< 5 cm de espesor), que poseen una estructura interna formada por laminación paralela. Su exposición es muy buena, con una superficie que tiene cerca de 120 m² (15 m x 8 m), y con un buzamiento de 20° S (Fig. 4). Esta superficie

muestra también numerosas zonas con marcas de oleaje, conocidos como *ripples* de oscilación, de pequeña escala y de crestas rectas, que interaccionan directamente con los ejemplares y que sirven además como indicadores de las condiciones del medio en que se depositaron y que serán comentadas más adelante.

Actualmente, esta superficie está cubierta de líquenes y expuesta a las aguas de escorrentía, lo que unido al sistema de diaclasas y fracturas presentes, hacen que los ejemplares estén en serio peligro de destrucción y/o deterioro, por lo que es urgente su protección y conservación.

SISTEMÁTICA

La gran cantidad y el relativo buen estado de conservación de muchos ejemplares han permitido establecer un nuevo taxón, que se ha denominado *Cordubia* (en alusión al piso estratigráfico -Cordubiense- en el que aparecen) por Mayoral *et al.* (2004).

Las características diagnósticas del nuevo género son:

Impresiones discoideas conservadas en la parte superior del estrato, consistentes en dos surcos circulares o casi circulares, concéntricos o excéntricos, conectados por surcos rectos y radiales. Esta morfología, llamada morfotipo A, se asocia con otra que consiste en un solo surco circular o casi, llamado morfotipo B. Ambos morfotipos están ornamentados por hoyos de tamaño milimétrico, que son muy numerosos, dispuestos por toda la superficie, aunque se hallan mejor conservados en las zonas de los surcos radiales (Figs. 5 y 9). Ambos morfotipos se interpretan respectivamente, como las impresiones sub y exumbrelares de una medusa. El área encerrada dentro del surco externo suele ser generalmente lisa, aunque en algunos ejemplares es ligeramente convexa (Fig. 6) y en otros (morfotipos B), es ligeramente cóncava.



Figura 5. Holotipo de *Cordubia gigantea* Mayoral et al. 2004, correspondiente al morfotipo A. Se observa su sobreimposición a los ripples de oscilación de pequeña escala (a excepción del área central). También se observan las pequeñas depresiones circulares que ornamentan el ejemplar (flecha negra). Escala de la barra: 10 cm.



A este nuevo género se le ha asignado una especie, denominada *C. gigantea* Mayoral *et al.* 2004, cuyas características diagnósticas son:

Impresiones que presentan una relación de la anchura del surco externo/diámetro externo de 1/10 a 1/20 (Tabla 1) y una proporción de la anchura del surco externo/anchura surco interno de 1/1.0 a 1/2.1.

La anchura de los surcos radiales aumenta hacia el margen externo y es muy similar al espaciado que existe entre ellos.

MATERIAL

Se han reconocido veinte ejemplares del morfotipo A (entre ellos el holotipo, Fig. 5) y setenta del morfotipo B.

Las medidas de los ejemplares mejor conservados (Tabla 1) son compatibles con un crecimiento alométrico, de tal forma que la anchura del surco externo aumenta conforme lo hace el diámetro externo, y esta misma relación tiende a disminuir conforme aumenta el tamaño del cuerpo al crecer. Por otra parte, el orden de la simetría radial aumenta con el tamaño del cuerpo.

MORFOTIPO B			MORFOTIPO A								
E	D	AS	E	DE	ASE	NSR	DI	ASI	ESR	PSI	
25 A	64 x 67	---	1	43 x 50	2.5	36	15 x 15	1-1.5	1.5-2	C	
28	51 x 59	2.5-3	12	30 x 33	2	2 4-25	12 x 10	1	---	S	
29	35 x 40	3	16	35 x 37	1-1.5	25	18 x 16	1	0.7	S	
34	28 x 28	1.5	22	80 x 88	3-3.5	40	19 x 17	1.5	1	S	
35	45 x 45	1.5	27 A	55 x 67	2.5-3	40	19 x 21	2	---	S	
36	49 x 49	1.5	30 A	56 x 60	2.5-3	40	28 x 26	2	1	S	
48	27 x 29	2.5	37	34 x 36	1.5	25	15 x 15	1-1.5	0.7-1	S	
49	25 x 26	3-4.5	50 A	35 x 37	2	25	13 x 13	1	---	S	
52 A	26 x 31	1.5	50 B	18 x 18	2	>9	5 x 7	1	---	C	
53	25 x 28	2.5	51	28 x 27	1.5	> 16	9 x 11	1.5	---	C	
56	25 x 26	3	60								
57	21 x 23	2.5	64								
58	23 x 26	3									
59 A	66 x 73	3.5-5									
59 B	41 x 30	2.5									
65	55 x 56	---									
66	29 x 32	2.6									
67	20 x 23	1.9									
68	32 x 34	2.3									
69	23 x 25	2									
70	20 x 23										
71	18 x 21										

Tabla 1. Parámetros biométricos para los morfotipos A y B de *Cordubia gigantea* Mayoral *et al.* 2004. E: ejemplar; D: Diámetro; AS: Anchura surco; DE: Diámetro exterior; ASE: Anchura surco externo; NSR: Número de surcos radiales; DI: Diámetro interno; ASI: Anchura surco interno; ESR: espaciado entre surcos radiales; PSI: posición del surco interno.

CONSIDERACIONES TAFONÓMICAS

Todas las impresiones fósiles descritas se encuentran en el techo de un estrato de grauvacas arcósicas de grano grueso. Junto a escasas madrigueras circulares, aparece una concentración de unos 90 ejemplares de *Cordubia gigantea*, más o menos próximos entre sí. En algunos

con las impresiones (Fig. 5). Además, en muchos casos, las impresiones se superponen a los *ripples* y los cortan. En algunas muestras obtenidas por sondeos, se puede observar también que justo debajo de la zona de los surcos externos, la laminación paralela interna de la roca se halla deformada, presumiblemente por



Figura 7. Superposición de varios ejemplares correspondientes a los morfotipos A (flechas blancas) y morfotipos B (Flechas negras). Escala de la barra: 35 cm.

casos existen indicios de sobreimposición de cuerpos, tanto en morfologías subumbrelares como exumbrelares (Fig.7). Sin embargo, no se han encontrado impresiones de costado, por lo que en esta posición los cuerpos debieron ser poco estables. Esto está de acuerdo con la reconstrucción paleobiológica de la forma, más próxima a un disco que a un cono.

La base discoide se encuentra ligeramente retocada por las corrientes disponiéndose los ejes mayores perpendiculares o paralelos a la dirección del oleaje, que se deduce a partir de los *ripples* de corriente conservados junto

el peso del animal al quedar enterrado. (Fig. 8).

Por otra parte, se han encontrado pequeñas madrigueras endógenas (*Planolites montanus*; Fig. 9), así como pistas (*Cochlichnus ichnosp.*) que ocasionalmente discurren por encima de los surcos circulares o radiales. Otras pistas fósiles como los icnogéneros *Circulichnis* y *Monomorphichnus* también están presentes en el plano de estratificación. Por último, el hecho de que algunas diaclasas afecten y desplacen los surcos de algunas impresiones indicaría que éstas son anteriores a la formación de este fenómeno tectónico, lo cual junto a todos los datos anteriores, es

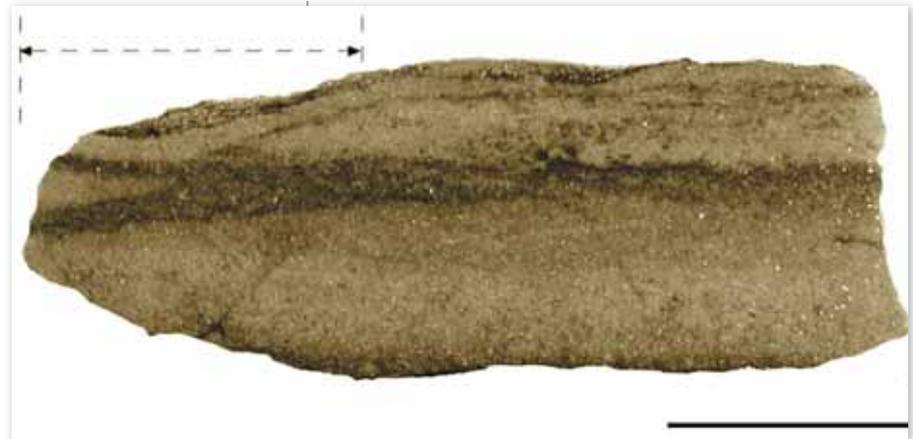


Figura 8. Sección transversal del sedimento situado debajo de un ejemplar del morfotipo B. Se puede observar cómo la laminación paralela horizontal se deforma debajo del área correspondiente al surco externo. Escala de la barra: 1 cm.

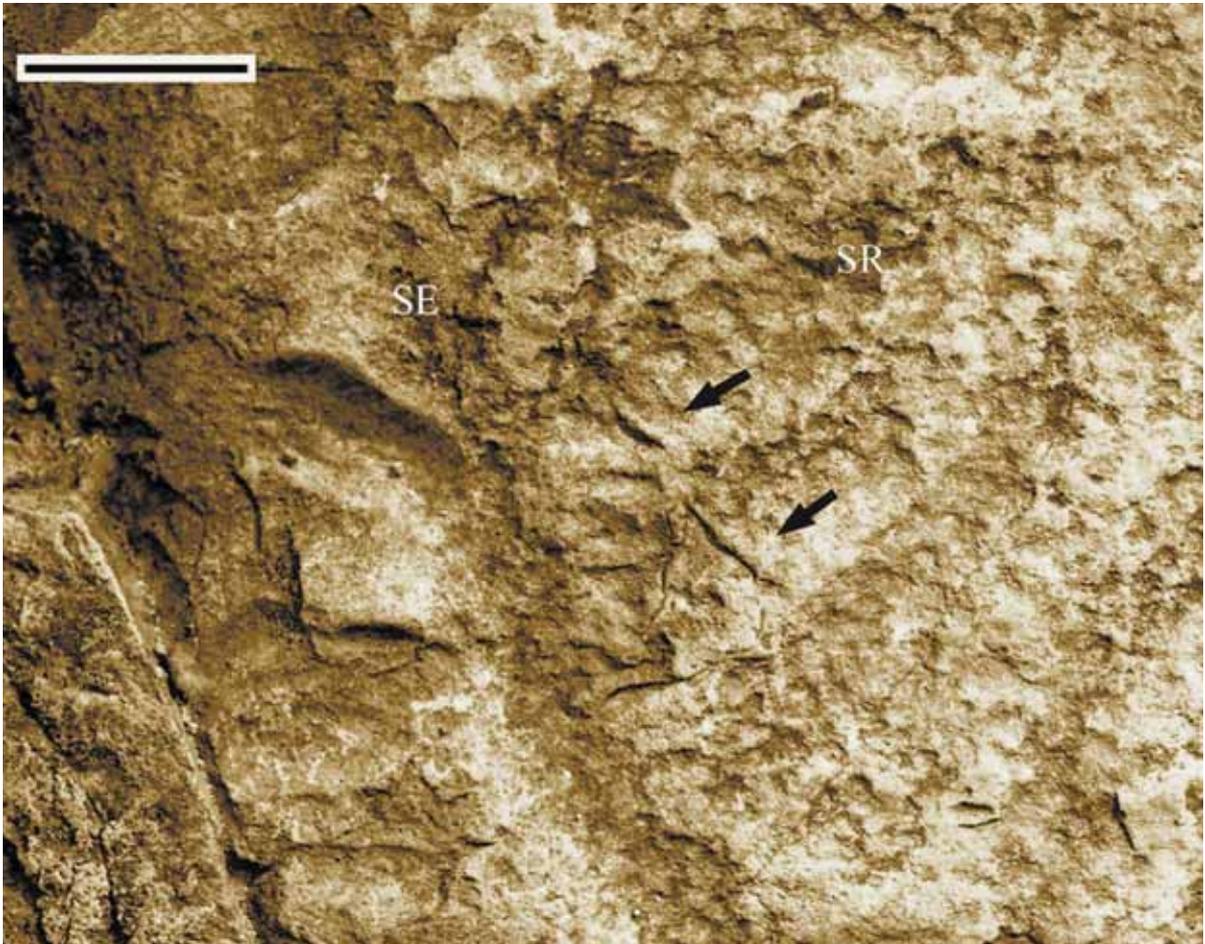


Figura 9. Vista parcial del holotipo de *Cordubia gigantea* Mayoral et al. 2004. Las flechas negras indican la posición de pistas fósiles (*Planolites montanus*) que se superponen a los surcos radiales y a las áreas intermedias. Se observa también la existencia de numerosas depresiones circulares ornamentando el ejemplar. SE: Surco externo; SR: Surco radial; SI: Surco interno. Escala de la barra: 3 cm.

una prueba más irrefutable, de que estos registros pertenecen a cuerpos fósiles y que no son petroglifos.

como celentéreos hidrozoos muy similares al género actual *Aequorea*.

RECONSTRUCCIÓN PALEOBIOLOGICA

Las dos morfologías se interpretan como las impresiones umbrelares (ex y subumbrelares) correspondientes a varios individuos de la misma especie. La cara exumbrelar sería lisa y de altura pequeña debido a la ausencia de pliegues internos. El surco externo en ambas caras es

CONTEXTO PALEOAMBIENTAL

Para que el registro de estos cuerpos blandos se pueda producir es necesario invocar un episodio altamente energético y de corta duración. Los sedimentos que se originan en este contexto son denominados tempestivas arenosas, algunas de las cuales han sido suficientemente documentadas por Seilacher (1982) y

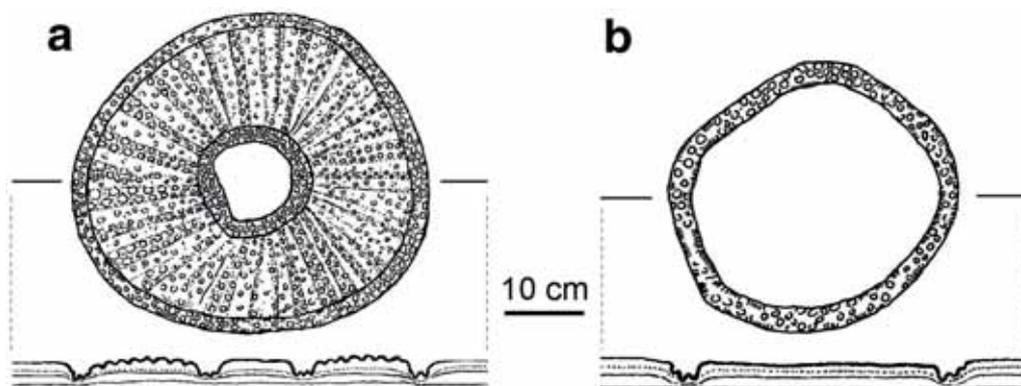


Fig. 10 a y b. : esquemas de morfotipos A y B y su conservación. c: Reconstrucción paleobiológica de *Cordubia gigantea* Mayoral et al. 2004.

de anchura y proporciones similares y se interpreta como el canal anular de la umbrela. La cara subumbrelar poseería una boca retráctil como se deduce de las medidas del surco interno que estaría rodeándola a modo de canal bucal. El hecho de la excentricidad de la boca se interpreta como que la subumbrela sería ligeramente cónica. Los radios de la subumbrela se interpretan como canales radiales de unión entre el canal anular y el canal bucal. Una reconstrucción hipotética del organismo puede verse en la **Figura 10 a-c**.

Estas características morfológicas y ontogenéticas permiten interpretar estos moldes externos de las antiguas medusas

también han sido invocadas para explicar la conservación de algunos cuerpos fósiles de la fauna de Ediacara (Gehling, 1987). Así, el registro de la biota de Constantina se debió presumiblemente a una concentración postmortem de cuerpos de medusas discoidales (mortalidad en masa) y a un rápido enterramiento sobre una playa después de un episodio tormentoso.

Al mismo tiempo, las pistas fósiles asociadas indican la presencia de una fauna marina marginal, que bioturbaría un sustrato arenoso y blando. Los ripples de oscilación sugieren por otra parte, que se formaron en unas aguas muy someras de muy baja energía.

BIBLIOGRAFÍA

FEDONKIN, M., LIÑÁN, E. y PEREJÓN, A. 1985. Icnofósiles de las rocas precámbrico-cámbricas de la Sierra de Córdoba. España. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural (Sección de Geología)*, 81 (1983): 125-138.

GÁMEZ VINTANED, J. A. y LIÑÁN, E. 1996. Significant ichnological data during the Neoproterozoic-early Cambrian transition in Iberia. In: *II Field Conference of the Cambrian Stage Subdivision Working Groups. International Subcommission on Cambrian Stratigraphy. Spain, 13-21 September 1996. Field trip guide and abstracts*. E. Liñán, J.A. Gámez Vintaned y R. Gozalo (eds.): 101-102. Universidad de Zaragoza, Zaragoza,

GEHLING, J.G. 1987. A Cnidarian of actinian-grade from the Ediacaran pound subgroup, South Australia. *Alcheringa*, 12: 299-314.

LIÑÁN, E. 1984. Introducción al problema de la paleogeografía del Cámbrico de Ossa-Morena. *Cuaderno do Laboratorio Xeolóxico de Laxe*, 8: 283-314.

LIÑÁN GUIJARRO, E. 1978. *Bioestratigrafía de la Sierra de Córdoba*. Tesis Doctoral. Universidad de Granada. Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Granada, Granada. 212 pp.

LIÑÁN, E. y GÁMEZ-VINTANED, J. A. 1993. Lower Cambrian palaeogeography of the Iberian Peninsula and its relations with some neighbouring European areas. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 164 : 831-842.

LIÑÁN, E. y QUESADA, C. 1990. Part V Ossa-Morena Zone. 2 Stratigraphy. 2.2 Rift Phase (Cambrian). In: *Pre-Mesozoic Geology of Iberia*. R.D. Dallmeyer, y E. Martínez García, (eds.): 259-266. Springer-Verlag, Berlin.

LIÑÁN, E. y PALACIOS, T. 1983. Aportaciones micropaleontológicas para el conocimiento del límite Precámbrico-Cámbrico en la Sierra de Córdoba, España. *Comunicações dos Serviços Geológicos de Portugal*, 69: 227-234.

LOTZE, F. 1945. Zur Gliederung der Varisziden der Iberischen Meseta. *Geotektonische Forschungen*, 6: 78-92.

MAYORAL, E., LIÑÁN, E., GÁMEZ VINTANED, J.A., MUÑIZ, F. y GOZALO, R. 2004. Stranded jellyfish in the Lowermost Cambrian (Corduban) of Spain. *Revista Española de Paleontología*, 19, (2): 191-198.

PEREJÓN, A. 1986. Bioestratigrafía de los arqueociatos en España. *Cuadernos de Geología Ibérica*, 9 (1984): 213-265.

RICHTER, R. & RICHTER, E. 1940. Die Saukian-da-Stufe von Andalusien, eine fremde Fauna im europäischen Ober-Kambrium. *Abhandlungen der senckenbergischen naturforschenden Gesellschaft*, 450: 1-88.

SDZUY, K. 1962. Trilobiten aus dem Unter-Kambrium der Sierra Morena (S-Spanien). *Senckenbergiana lethaea*, 43: 181-229.

SEILACHER, A. 1982. Distinctive features of sandy tempestites. In: *Cyclic and event stratigraphification*. G. Einsele y A. Seilacher (eds): 333-349. Springer-Verlag, Berlin.

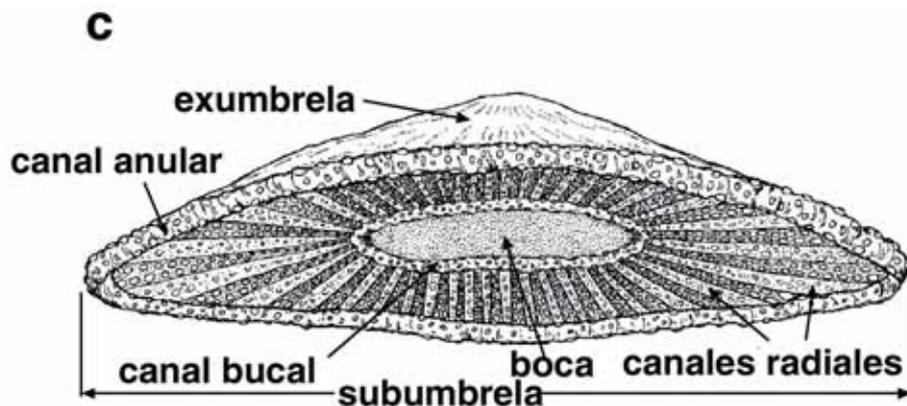


Fig. 10 c. Reconstrucción paleobiológica de *Cordubia gigantea* Mayoral et al. 2004.

Status de conservación y propuesta de Plan de Recuperación del enebro de la miera en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Ángel Lora González, Francisco Muñoz Macías y
Juana Uceda Marín

*Dpto. de Ingeniería Forestal
Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos y de Montes
Universidad de Córdoba
14080 - Córdoba*

Palabras Clave: RENPA, Sierra Norte de Sevilla, enebro de la miera, Hábitat de Interés Comunitario, planes de recuperación.

Keywords: RENPA, Sierra Norte (Seville, Spain), juniper, Natural Habitat type of Community Interest, plan of conservation.

Status de conservación y propuesta de Plan de Recuperación del enebro de la miera en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

RESUMEN

El Programa de Medidas Compensatorias puesto en marcha con motivo de la construcción del nuevo embalse de Los Melonares (Sierra Norte de Sevilla), incluyó el estudio de las condiciones actuales de la población de enebro de la miera (*Juniperus oxycedrus* L. subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux) dentro de los límites del Parque Natural de Sierra Norte de Sevilla, para la redacción de una propuesta de Plan de Recuperación del taxón en el marco de la gestión de este espacio natural protegido de la RENPA.

La mencionada población se distribuye por la cuenca alta del río Viar ocupando una superficie de 735 ha. Tras la realización de un muestreo sistemático sobre 17 variables que afectaban tanto a los individuos como al territorio en el que se encontraban, se pudo determinar que se trata de una población en expansión en buen estado sanitario, cuyo principal riesgo es el uso fundamentalmente gana-

dero del territorio en tanto que se afecta a una parte del regenerado del mismo. La población se estimó que está conformada por alrededor de 150 000 pies con una densidad media de 200 pies/ha; aproximadamente el 10% de los individuos resultaron femeninos reproductores en el momento del inventario.

Respecto del territorio que ocupan, la población está establecida fundamentalmente sobre las laderas abruptas y muy escarpadas del cauce del Viar (con un 80% en pendientes superiores al 50%), en situaciones muy próximas al curso de agua (a menos de 200 m) y en exposición noreste dominante.

Sobre la base de esta descripción y de la determinación de las áreas potenciales del taxón en el espacio protegido, se redactaron una serie de propuestas que fueron elevadas a los gestores del Parque Natural de Sierra Norte como un posible Plan de Recuperación de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* en este espacio.



Status of proposed conservation and Recovery Plan for the miera juniper in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park

ABSTRACT

The Program of Compensatory Measures initiated on the occasion of the construction of Los Melonares reservoir (Sierra Norte, Sevilla), included the study of the current conditions of *Juniperus oxycedrus* L. subsp. *badia* (H. Gay) Debeaux inside the limits of this Natural Park, for the draft of an Plan of Conservation of the taxon in this protected space from the RENPA.

The mentioned population is distributed by the high basin of the river Viar occupying 735 ha. After the systematic sampling on 17 variables that they were affecting both to individuals and to the territory, one determined that she was in expansion with good sanitary condition, which principal risk is fundamentally the employment of cattle of the territory.

The population had approximately 150 000 plants with an average density of 200 plants/ha; approximately 10% of the plants was feminine in the moment of the inventory.

The population is established fundamentally on the abrupt and very steep hill-sides of the riverbed of the Viar (with 80% in slopes superior to 50%), in situations very near the water course (to less than 200 m) and in exhibition dominant North-East.

On the base of this description and of the determination of the potential areas of the taxon in the protected area, there were written a series of offers that were raised to the managers of the Sierra Norte Natural Park as a possible Plan of Conservation of *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* in this space.



INTRODUCCIÓN

Este trabajo desarrollado en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla se enmarca dentro del Programa de Medidas Compensatorias puesto en marcha con motivo de la construcción del embalse de Los Melonares, gestionado por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Ministerio de Medio Ambiente) y la UTE Melonares con la colaboración de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

Como consecuencia de la ejecución de las obras necesarias para la construcción del embalse, se previeron una serie de actuaciones encaminadas a minimizar impactos o a elevar el valor medioambiental de las áreas afectadas, siendo una de ellas el presente Plan de Recuperación del *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* cuya distribución dentro del Parque, donde se le conoce como pino pinchudo, se concentra actualmente en la cuenca del Viar. Este taxón no se halla en los catálogos nacional y autonómico de flora amenazada, aunque sí se encuentra recogida en el Anexo I de la Directiva Hábitats 92/43/CEE bajo dos entradas diferentes:

■ Hábitat 5210: “Matorrales arborescentes de *Juniperus* spp.”, dentro del grupo 52 de Matorrales arborescentes mediterráneos, catalogado como muy importante en la propuesta de la Consejería de Medio Ambiente.

■ Hábitat 9560: “Bosques endémicos de *Juniperus* spp.”, dentro del grupo 95 de Bosques de coníferas de montañas mediterráneas y macaronésicas.

En este sentido, la elaboración del Plan de Recuperación del enebro de la miera en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, se planteó con el objetivo principal de establecer unas directrices que permitieran una mejora de su

situación en el Parque, partiendo de la caracterización de la masa existente.

ANTECEDENTES

TAXONOMÍA, NOMENCLATURA, BIOLOGÍA, ECOLOGÍA Y COROLOGÍA DE *JUNIPERUS OXYCEDRUS* SUBSP. *BADIA*

Juniperus oxycedrus pertenece a la familia Cupressaceae, pudiéndose encontrar diferentes tratamientos taxonómicos del grupo subespecífico descrito para este taxón. En nuestro trabajo hemos adoptado íntegramente el publicado en Flora Ibérica (Castroviejo *et al.*, 1986), que destaca como características diferenciales de la subsp. *badia* la presencia de gábulos maduros de 1-1.2 cm de color castaño purpúreo y hojas de 1.5-2 mm de anchura poseyendo, además, una característica fisonomía arbórea con copa piramidal de hasta 15 m de altura.

Florece al final del invierno y durante la primavera (de marzo a mayo) y fructifica durante el otoño, madurando los gábulos al segundo año.

Se reproduce por semilla, pero la germinación es difícil y lenta por la presencia de la cubierta carnosa del gábululo. También se reproduce bien por acodo, peor de estaca y brota muy mal de cepa, excepto en las poblaciones sureñas tras el fuego. Es de crecimiento lento pero de gran longevidad (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1971).

Es un buen indicador de la presencia de agua en el suelo, estando extendido principalmente por las tierras silíceas de la zona centro, frecuentemente asociado a la encina (Galán *et al.*, 2000).

Forma parte de bosques esclerófilos continentales soleados y secos a alturas de 200-800(1000) m, y rara vez se le ve en

bosques de marcescentifolios (Castroviejo *et al.*, 1986). Está considerado como un taxón indiferente edáfico, muy tolerante a un amplio espectro de regímenes térmicos, a un gran rango de altitudes y, por tanto, de gran plasticidad ecológica, aunque se identifica mucho más con la vegetación xerófila por encontrar su óptimo sobre lugares con ombroclima seco y semiárido (López de Hierro *et al.*, 2001). Las formaciones en las que participa el *Juniperus oxycedrus* en Andalucía son múltiples y diversas presentándose bajo condiciones climáticas y edáficas muy dispares (Pérez Latorre *et al.*, 2001) tanto en comunidades climatófilas como en edafoxerófilas, incluyendo comunidades litorales y paleolitorales. La subsp. *badia* es la única que puede llegar a formar auténticos bosques, aunque están fuertemente supeditados a la eliminación de la encina por tala y sobrepastoreo y a su adaptación a suelos esqueléticos donde cualquier otra especie (quejigo, encina e incluso algún pino) vería muy limitada su supervivencia.

En general, el enebro tiene una distribución circunmediterránea, que va desde el este de Portugal y norte de Marruecos al norte de Irán (Castroviejo *et al.*, 1986), apareciendo en España en todas las provincias excepto en las gallegas, Vizcaya, Guipúzcoa y las Canarias, siendo más abundante en el centro, levante y sur de la Península (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1971). En Andalucía se encuentra en las provincias de Córdoba, Granada, Jaén y Sevilla.

JUNIPERUS OXYCEDRUS SUBSP. BADIA EN EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE DE SEVILLA

Conocida la presencia del taxón objeto de estudio en la cuenca del río Viar y después de ejecutado el trabajo de prospección previa, se determinó que el área de distribución y estudio quedaría encuadrada en una superficie de 735 ha (Fig. 1), a partir de la presa del embalse de El Pintado, estando la mayor parte incluida en terrenos de propiedad privada. Su límite



Fig. 1. Localización de la población de las áreas reales y potenciales de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* en el Parque Natural de Sierra Norte de Sevilla.

discurre entre las cotas de 300–350 m de altitud separando, normalmente, la zona escarpada de fuertes pendientes que conforman las laderas del río Viar de los páramos alomados y más llanos donde se realizan los aprovechamientos de las fincas incluidas en el área de estudio, habitualmente conformados por pastizales o encinares–alcornocales adhesionados. Se constató que toda la superficie pertenece a una zona de máxima protección de las establecidas por el PORN del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Medio físico

El curso del Viar en la zona de estudio discurre por unidades geológicas del precámbrico y unidades plutónicas prehercínicas (Consejería de Medio Ambiente, 2002a), con una litología dominante compuesta por pizarras y cuarcitas.

Edáficamente discurre por fluvisoles eútricos (suelos jóvenes que se desarrollan a partir de materiales aluviales recientes) que van asociados normalmente a cambisoles bien estructurados y regosoles eútricos (los más abundantes en el cauce) (Consejería de Medio Ambiente, 2002b).

Las estaciones climatológicas de El Pintado y Central del Pintado recogen precipitaciones medias anuales de 643.9 a 654.7 mm y temperaturas medias de entre 8.5 °C del mes más frío (enero) y 25.7 °C de los más cálidos (julio y agosto).

El PORN del Parque recoge que la temperatura media anual estimada para la cuenca del Viar es la más alta del Parque mientras que, contrariamente, las precipitaciones son las menores junto con la de otros puntos situados en el límite oriental del mismo.

Medio biótico

El Mapa Forestal de España (Ruiz de la Torre, 1991) describe hasta siete unida-

des de vegetación en el cauce del Viar, todas ellas dominadas por bosques esclerófilos con niveles de madurez bajos, excepto en los enclaves mejor conservados donde el quejigo (*Quercus faginea*) y el piruétano (*Pyrus bourgaeana*) aparecen junto a la encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*).

El aislamiento de la zona propicia tanto por las dificultades orográficas como por la estructura de la propiedad (privada en prácticamente todo el recorrido del Viar), la ha convertido en uno de los principales refugios del Parque para la fauna silvestre, por lo que ha sido declarada ZEPA al amparo de la Directiva 79/409/CEE. Están también muy bien representados los demás grupos animales (siendo destacables las numerosas especies de murciélagos) y es, asimismo, abundante la fauna cinegética.

Medio socioeconómico

Junto al carácter mediterráneo de la vegetación de la zona de estudio y su explotación ancestral como dehesa, otro rasgo caracteriza el desarrollo de la comarca: la elevada proporción de propiedades privadas (un 93% del suelo) y el tamaño de las mismas (con la ausencia de fincas de pequeño tamaño).

Así, en la zona de estudio la actividad agrícola tiene muy poca importancia mientras que la ganadera, como corresponde a un entorno dominado por la dehesa, es prioritaria al igual que en el resto del Parque. Este aprovechamiento es variable dependiendo de la propiedad, pero en general existe una gran presencia de ganados bovino, ovino, caprino y porcino.

Por su parte, los aprovechamientos forestales maderables tienen también muy poco interés, especialmente en el entorno inmediato del curso del Viar, donde las elevadas pendientes hacen prácticamente imposible este tipo de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

DISEÑO DEL INVENTARIO

La amplitud del área de inventario, el gran número de pies del taxón a inventariar y las dificultades orográficas del terreno constituyeron razones por las cuales el inventario fue realizado necesariamente por muestreo. Entre los diferentes tipos disponibles, el que más se adaptó a las pretensiones del trabajo fue el muestreo

sistemático para la obtención de datos homogéneamente distribuidos en el área de distribución del enebro de la miera.

Para establecer la intensidad de muestreo en nuestra área de estudio se consultaron diversos inventarios. Diferentes referencias en trabajos de Ferrín (inédito) y Domínguez (1996) emplearon intensidades de muestreo cercanos al 4%, mientras inventarios de reconocimiento empleaban porcentajes de muestreo próximos al 1% (Contreras y Cordero, 1996). Así, en el presente trabajo, considerando la extensión del área de muestreo de 735 ha y el grado de agrupación y distribución continua de los ejemplares, se determinó inventariar alrededor de un 2% de la superficie afectada por el estudio. La forma de las parcelas fue elegida tomando en cuenta su eficiencia estadística y la dificultad de su replanteo en el monte, por lo que se establecieron parcelas circulares de 10 m de radio. Una vez conocido el porcentaje de muestreo y el tamaño de las parcelas, considerando un marco cuadrado de distribución de las parcelas, fue calculada la distancia de separación entre éstas siguiendo a Pita (1973).

Tras delimitar el área de distribución del enebro en el Parque Natural Sierra Norte (Fig. 1) y calculada la longitud del lado de malla, fue ubicada al azar una primera parcela de muestreo por su centro; a partir de ella, se constituyó sobre dicho área una malla cuadrada de 125 m de lado que determinó las posiciones del resto de las 467 parcelas de inventario (Fig. 2), que fue realizado durante los meses de julio, agosto, septiembre y octubre de 2002, apoyados en los materiales precisos para su ejecución (GPS, cintas, clinómetro, cartografía...).

La ausencia de premuestreo (determinada por las dificultades orográficas del área) nos llevó a considerar que sería viable realizar el cálculo definitivo del error cometido una vez la información



Fig. 5. Área de distribución y diseño de inventario de *Juniperus oxycedrus subsp. badia* en la cuenca alta del Viar en el Parque Natural S.N. de Sevilla.

del inventario fuese recogida (a posteriori), aceptando el riesgo de que se pudieran cometer errores mayores a los deseados o, contrariamente, que se realizara más trabajo del necesario para conseguir la fiabilidad mínima requerida.

TOMA DE DATOS Y TRATAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

Determinada cartográficamente la posición de todas las parcelas, se generó un estadillo con la información a obtener en cada una de ellas, según dos grupos: por una parte, información relativa a la propia parcela y por otra, una serie de parámetros medidos en todos los ejemplares de *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* que aparecieron en el interior de las mismas. Toda la información recogida durante la fase de inventario se introdujo en soporte informático de Microsoft Excel®. Las variables medidas fueron analizadas desde dos puntos de vista diferentes: de forma general, referidas a las parcelas, para obtener las características principales del medio natural ocupado por los

enebros a partir de la información obtenida en el inventario y, de forma particular, referidas al individuo asignándole a cada enebro las características de la parcela en la que se halla situado.

Esta base de datos fue exportada al formato DBF4 y fue analizada mediante la herramienta Arc View GIS3.2® considerando también la distribución geográfica de los valores. Con esta herramienta, y haciendo uso del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) del terreno, fueron creados nuevos campos de información de interés para su análisis, como la distancia en proyección del centro de cada parcela al curso de agua o su orientación geográfica. También bajo este soporte informático fueron definidas las superficies de influencia a distancias en incrementos sucesivos de 50 m a ambos márgenes del cauce del río (superficies buffer de 50 en 50 m). Así, a cada parcela le fue asignado su correspondiente intervalo de distancia hasta el curso de agua como nuevo campo de información en la base de datos. Además, dado que toda la

VARIABLES QUE INTEGRAN LA BASE DE DATOS	
NOMBRE DE LA VARIABLE	OBSERVACIONES
Número de parcela	Identificación de la parcela
Coordenada X	Posición de las parcelas mediante coordenadas UTM
Coordenada Y	Posición de las parcelas mediante coordenadas UTM
Nº pies/parcela	Densidad en cada parcela
Número de Árbol	Identificación de cada enebro
Estado	A (unicacule) o B (multicaule)
Diámetro de copa	m
Diámetro del tronco	m
Altura total	m
Altura de ramificación	m
Sexo	Sólo individuos femeninos
Abundancia de gábulos	1 (escaso), 2 (intermedio) o 3 (abundante)
Estado fitosanitario	Toma valores entre 1 (individuos sanos) y 5 (pies muertos)
Pendiente	% en el interior de la parcela
Orientación	Nueve clases: N/NE/E/SE/S/SO/O/NO/I (Indiferente)
Distancia al agua	m (intervalos de 100 m)
Vegetación acompañante	Principales especies de flora que acompañan a los enebros dentro de cada parcela

Tabla 1

información se encuentra georreferenciada a partir de las coordenadas de las parcelas donde fueron medidas las variables, pudieron realizarse análisis de las mismas en función de sus distribuciones en el territorio.

Así la base de datos definitiva quedó constituida por los campos de información recogidos en la **Tabla 1**.

Por último y de forma general, fueron calculados los valores medios y sus correspondientes desviaciones típicas para cada variable establecida, tanto en referencia a los pies por parcelas como en conjunto, así como según las clases diamétricas diferenciadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para el desarrollo de los análisis fueron inventariados un total de 2934 enebros (o pequeños grupos considerados indivisibles en el caso de los incluidos como enebros tipo B multicaules) sobre un total de 467 parcelas circulares de 10 m de radio distribuidas uniformemente (sobre un marco cuadrado de 125 m) en el área de distribución definida para el taxón (735 ha de la cuenca principal del río Viar a partir del embalse de El Pintado) según se muestra en el **Fig. 2**.

CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DEL ENEBRO

Como complemento concreto a la información recopilada sobre el área de distribución del enebro en Sierra Norte, fueron analizados los datos del inventario de dos de las características de su medio físico, pendiente y orientación, a partir de los valores correspondientes a cada parcela de muestreo.

En el caso de la pendiente se constató que la zona de estudio era muy abrupta y quebrada, estando bien representados todos los rangos de fuertes pen-

dientes que pudieron ser medidas (con prácticamente el 80% de las parcelas del inventario en pendientes superiores al 50% y casi 2/3 por encima de 100%).

Al igual que en el caso anterior, se producía un reparto bastante equitativo de las parcelas según las 9 clases de exposición medidas. Aún así, la exposición noreste fue la más frecuente mientras la noroeste fue la menos frecuente, presentando la primera una frecuencia doble de la segunda. Las exposiciones predominantes fueron de orientación noreste y sur, estando este factor asociado a la dirección variable del curso del río que en su sinuosidad va estableciendo la orientación de sus laderas.

CARACTERIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN DEL ENEBRO EN EL CURSO ALTO DEL VIAR

El número medio de enebros por parcela fue de 6.28, lo que supone una densidad media de 200 pies/ha en la muestra. Una varianza de 89.69 indicó una gran dispersión respecto a la densidad media por parcela. Para una mejor apreciación, las parcelas fueron agrupadas según clases de densidad tal y como se muestra en la **Tabla 2**.

El número de parcelas de inventario sin presencia de enebro fue importante, superando la tercera parte del total. Cerca de otro tercio del total de las parcelas presentó entre 1 y 5 individuos (hasta 160 pies/ha). Para el resto, conforme fueron aumentando las densidades fueron reduciendo paulatinamente su frecuencia, existiendo parcelas con más de 30 individuos, equivalente a densidades medias superiores a 2130 pies/ha (67 enebros inventariados en una parcela). Esta elevada variabilidad respecto a la media provocó una varianza tan alta.

La distribución de densidades presentó forma similar a la de “jota invertida”, debido a que las clases de densidad menores toman mayor importancia frente a las mayores.

DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE PARCELAS DE INVENTARIO SEGÚN INTERVALOS DE DENSIDAD		
Clases de densidad (N° de pies/parcela)	Parcelas	
	N°	%
0	161	34,48
1-5	142	30,41
6-10	70	14,99
11-15	35	7,49
16-20	24	5,14
21-25	10	2,14
26-30	11	2,36
Más de 30	14	3,00

Tabla 2

Un análisis independiente de las parcelas de una y otra ladera según esta variable ofreció conclusiones diferentes a las anteriores:

- En la ladera de la margen izquierda del Viar (predominantemente oriental) fueron contabilizados un total de 692 pies en 219 parcelas, lo que equivalía a una densidad media de 3.16 enebros/parcela o 100.59 pies/ha.

- Por el contrario, en la ladera opuesta (margen derecha, predominantemente oeste) fueron inventariados 2.242 pies en 248 parcelas, con densidad media equivalente de 9.04 pies/parcela o 287.75 pies/ha.

- Las diferencias entre las laderas de ambos márgenes del río fueron por tanto evidentes, resultando que el 23.59% de los enebros inventariados aparecieron en la ladera de oriental mientras la ladera occidental albergaba el 76.41% restante.

- Por otra parte, la variabilidad fue aún superior en el caso de las parcelas de la ladera oeste, mientras en la ladera oriental se redujo por debajo de la mitad al considerar la totalidad de los enebros.

Extrapolando los datos para el total de la población de enebro del valle del Viar y considerando como densidad media de la zona la obtenida a partir del número total de enebros y parcelas muestreadas, puede afirmarse con un 95% de

probabilidad fiducial que el número de enebros que alberga el área inventariada es de 147.083, con un error de muestreo del 13.95%. Este error se consideró aceptable, encontrándose incluso por debajo del 15% citado por Pita (1973) como error relativo máximo fijado por las instrucciones de ordenación en masas forestales para volúmenes maderables.

CARACTERIZACIÓN FISONÓMICA DEL ENEBRO DEL VIAR

Las variables medidas sobre los pies de enebro sirvieron para definir las características fisonómicas representativas del enebro de la miera del valle del Viar: mide 2.84 m de altura, posee un tronco de 12 cm de diámetro en su base, un diámetro medio de copa de 2.23 m y se ramifica a 23 cm del suelo.

Intuyendo posibles diferencias entre los enebros que habitan las laderas de una y otra margen del río, se analizaron de forma independiente unos y otros, pudiéndose así posteriormente realizar comparaciones.

En este sentido, los valores de las variables medias que definen al enebro de la ladera de la margen derecha del Viar no son muy diferentes de los de la margen izquierda, ni tampoco de los datos que definen a esta especie de forma general para toda el área de estudio.

El análisis concreto de cada una de estas variables ha sido detallado a continuación.

Diámetro de copa

Teniendo en cuenta la totalidad de los enebros inventariados, el diámetro de copa medio fue de 2.23 m con una varianza de 2.81. Así, una desviación estándar inferior a la media indicó una cierta estabilidad de este parámetro. El error relativo de muestreo fue del 2.78%, por lo que con un 95% de probabilidad fiducial puede afirmarse que las diferencias entre la media muestral y la media de la población no superan el error calculado.

Agrupando los enebros en clases según su diámetro de copa, pudo observarse cómo el número de árboles presentes en cada intervalo iba decreciendo a medida que el diámetro de copa se incrementaba. Los grupos más frecuentes fueron los correspondientes a los enebros de menor tamaño, con un diámetro de copa inferior a los 2.5 m. Más de la mitad de los árboles medidos se encontraron dentro de este intervalo, siendo el rango más importante el que comprende a los enebros con diámetro de copa entre 0.5 y 1 m, ya que recogía a más de 1/5 de la muestra inventariada. Los únicos rangos que rompían la tendencia mencionada fueron el primero,

que representa diámetros de copa inferiores a 0.5 m y los enebros con diámetros de copa entre 4.5 y 5 m, valores en los que se presenta un máximo relativo.

Desde el punto de vista demográfico, haciendo corresponder los perímetros de copa más pequeños con individuos de menor edad y los valores mayores de esta variable con los individuos más longevos, se apreció una población en expansión, donde las clases de edad inferiores superan en número a las correspondientes a los individuos más viejos.

La única nota discordante se presentó en los individuos más pequeños que parecen presentar un detrimento en sus efectivos. Esta situación muestra las dificultades que ha estado teniendo la masa para regenerarse en los últimos años. Estos inconvenientes podrían ser debidos a factores climáticos o de carácter cultural.

Diámetro del tronco medido a ras de superficie

El valor medio de este parámetro fue de 12.2 cm con una varianza de 1.2. El valor relativamente reducido de la varianza expresa una pequeña variabilidad, siendo la media bastante representativa de esta variable para la población. Además, el error relativo de muestreo resultó del 3.37% a un nivel de significación del 95%.



Enebral sobre el río Viar.



Medición de la copa de un enebro.

El rango de valores que toma esta variable en la muestra obtenida de la población de estudio osciló entre 87 cm y 3 mm, habiendo sido agrupados en categorías para su análisis.

Se observó un claro predominio del número de enebros en los primeros rangos de perímetro del tronco, para después descender paulatinamente conforme aumentaban los valores de los rangos de esta variable. Al igual que en el caso anterior, tienen más importancia numérica los individuos de pequeñas dimensiones, presumiblemente los más jóvenes, frente a enebros de mayores dimensiones.

Altura total

El valor medio de la altura total obtenido para la muestra fue de 2.84 m con una varianza de 3.94 y un error de muestreo de 2.58% (para una probabilidad fiducial del 95%). Aunque los valores registrados para esta variable oscilaron entre 20 cm y 12 m, el número de individuos pequeños fue mucho mayor que el de individuos de mayores dimensiones, de ahí que

como media se obtenga un valor relativamente bajo comparado con el máximo registrado. Para su análisis, fueron agrupados según clases de altura.

A excepción del primer rango, se observó que los mayores valores aparecieron para los primeros rangos o alturas más pequeñas, frente a los rangos más elevados que agruparon menor número de árboles. Nuevamente se obtiene una situación similar a la obtenida en anteriores análisis: la fracción más pequeña del regenerado del taxón, por determinadas razones, se encuentra sometida a presiones que impiden en gran medida su desarrollo.

Altura de ramificación

La altura media a la que ramificaban los enebros que conformaron la muestra fue de 23 cm (y varianza de 9), con un error de muestreo de 4.94% (95% de probabilidad fiducial), aunque se registraron valores entre 0 y 4.15 m.

El primer intervalo recogía el mayor número de enebros, que van disminuyendo en los sucesivos intervalos

correspondientes a alturas de ramificación mayores, ramificando el 58.5% de los enebros inventariados a una altura inferior a los 15 cm y el 86.3% a menos de 40 cm.

CARACTERIZACIÓN DEL ENEBRO A PARTIR DE VARIABLES DEL MEDIO FÍSICO *Pendiente*

Para poder realizar este análisis particularizado a los individuos, se asignó la pendiente de la parcela a cada uno de los enebros inventariados en su interior. Posteriormente, los enebros fueron agrupados en categorías.

De los resultados obtenidos, se concluyó que casi un 40% de la muestra se encontraba en intervalos de pendientes entre el 100 y 200%, mientras sólo un 20.65% de los pies se hallaba en pendientes inferiores; consecuentemente, casi el 80% estaban en terrenos con pendientes por encima del 100%.

Pudo observarse así cómo los valores de la pendiente se distribuyeron de forma más o menos homogénea por los distintos rangos, con un máximo en las pendientes comprendidas entre 150 y 200%.

Orientación

La orientación del terreno ocupado por los enebros fue asignada a partir del MDE generado para el área de estudio. Según la misma, existía un mayor número de enebros en la orientación noreste, seguida de sus dos adyacentes (norte y este), recogiendo entre las tres casi el 62% del total de los mismos. Por el contrario, la orientación menos presente entre los enebros fue la suroeste, en la que sólo se encontraron el 3%.

Analizando los datos en términos de densidad, los resultados fueron muy similares. Así, las orientaciones norte, noreste y este presentaron el mayor número de enebros por parcela (un promedio de 11.14, lo que suponía prácticamente 355 individuos/ha), mientras las orientacio-

nes sureste, sur, suroeste y oeste fueron las de menores densidades, siendo éstas muy inferiores a la media (un promedio de 3 enebros por parcela, equivalente a 97 individuos/ha).

Además, la observación de un número muy similar de parcelas según las diferentes orientaciones afianza las conclusiones extraídas sobre la influencia de la exposición del terreno en la diferente distribución de los enebros en el área de estudio.

Distancia al curso de agua

La localización de estos individuos en las proximidades de un curso de agua, planteó la posibilidad de que este factor resultara importante en la presencia de esta especie en su área de distribución.

El consecuente análisis de la frecuencia de aparición de enebros respecto a su distancia al curso de agua se desarrolló asignando mediante SIG las áreas equidistantes al curso de agua según rangos de 50 en 50 m, tomando los valores de intervalos correspondientes a cada individuo de la muestra.

Pudo observarse que el número de parcelas fue mucho más abundante en las cercanías de los cursos de agua, debido a que el área de distribución del enebro se situó en las laderas de ambas márgenes del río Viar. Además, el número de enebros fue también muy superior en la cercanía del río. Ambas cantidades decrecían conforme aumentaba la distancia a los cursos de agua, aunque en los dos primeros intervalos el porcentaje de enebros respecto al total se encontró por encima de los correspondientes porcentajes de parcelas, mientras que a partir de los 200 m, y más especialmente en los entornos más alejados, se apreció una distribución inversa. Esta última afirmación corroboraba la influencia de este parámetro en la presencia o abundancia relativa del enebro dentro de su área de distribución.

ANÁLISIS MULTIVARIANTE

Para examinar posibles relaciones entre los principales parámetros empleados en el estudio de la situación del enebro en el Viar (tanto del medio como de los propios individuos), se llevó a cabo un análisis multivariante mediante la correspondiente matriz de Pearson.

De todas las combinaciones analizadas, la mayor correlación fue la observada entre las variables Diámetro de copa, Diámetro de fuste y Altura total, adoptando cualquiera de las relaciones entre estas tres variables tomadas dos a dos un valor del Coeficiente de Pearson superior a 0.9.

También destacaron los valores negativos que adoptó el coeficiente de Pearson para algunas de las combinaciones de la Distancia al agua u Orientación con el resto de las variables; de ello podía deducirse que a incrementos producidos en estas variables, se producían reducciones en las variables con las que se combinaban.

Estado fitosanitario

Al tratarse de un lugar relativamente resguardado e inaccesible, la población de enebro se ha desarrollado de forma muy natural y mantiene un estado sanitario bastante bueno; así, sólo 131 enebros muestreados tienen incidencias (menos del 4.5%) y algunas de ellas de carácter leve (sólo 18 se encontraron totalmente secos). Se pudo constatar que la mayoría de las afecciones están directa o indirectamente relacionadas con el uso ganadero del suelo.

Para poder apreciar la situación, estos incidentes fueron graduados según valores entre 1 (individuos sanos) y 5 (individuos muertos). Los valores intermedios fueron asignados en función de la gravedad de la situación, quedando el promedio de todos estos valores en 1.11 lo cual confirmaba el buen estado fitosanitario en que se encontraba la masa.

Individuos femeninos

Dado que *Juniperus oxycedrus* subsp. *badia* es dioico, se consideró necesario tener en cuenta la presencia de individuos femeninos. Ello facilitaría la elección de medidas precisas para la colecta de semillas, orientada hacia la potencial puesta en marcha de medidas de conservación de la población.

El número de individuos femeninos con gábulos presentes en el momento de la toma de datos en campo, sólo representó un pequeño porcentaje del total de los árboles incluidos en la muestra; aún así, para que un individuo sea productivo requiere superar una edad mínima, expresada por su tamaño, de modo que únicamente fueron observados gábulos sobre individuos de las mayores dimensiones, que aparecían generalmente agrupados en una misma área.

Únicamente 296 pies tenían gábulos, lo que suponía tan sólo un 10.09% del total de los árboles medidos. El valor promedio de número de individuos femeninos por parcela fue de 0.97 pies, aunque con una varianza algo elevada (2.49). Aunque hubo parcelas donde se encontraron hasta 9 individuos femeninos con gábulos, fueron muchas las parcelas donde no se ha podido constatar la presencia de enebros de este sexo, ya sea por no estar presentes o por no tener gábulos en el momento de la medición.

Caracterización de los individuos femeninos

Se analizaron los parámetros medidos sobre los pies con gábulos, comparándolos posteriormente con el resto de enebros de la muestra.

Las desviaciones estándar que presentaron estas variables fueron en todos los casos inferiores a la media, mostrando poca dispersión de los datos respecto al valor medio, por lo que éste se establece como representativo de la población estudiada.

Se concluye que respecto de las variables bióticas existe una notable diferencia entre la población de individuos femeninos y el total de la muestra, en tanto que los femeninos presentan mayores dimensiones en Diámetro de copa, Diámetro del fuste a ras de superficie, Altura total y Altura de ramificación. Sin embargo en las variables de carácter orográfico (Pendiente, Orientación y Distancia al curso de agua) no se apreciaron diferencias significativas entre uno y otro tamaño de muestra.

Las diferencias apreciadas responden, obviamente, a la actividad biológica de los individuos de este taxón que necesariamente precisan de un periodo de tiempo más o menos dilatado para la producción de flores (e infrutescencias) y, por consiguiente, disponen del tiempo suficiente para producir ejemplares con tamaños, en general, mayores.

Dado que la mayor parte de la población responde a ejemplares jóvenes o muy jóvenes, es probable que muchos de estos individuos no hayan alcanzado aún la madurez reproductiva necesaria para poder ser detectados fácilmente por la presencia de gálbulos.

Abundancia de gálbulos

En aquellos pies donde se encontraron gálbulos se procedió a hacer una valoración aproximada de su abundancia. Para ello se establecieron tres categorías correspondientes a presencias escasas, intermedias y abundantes, siguiendo las pautas ya citadas en el apartado metodológico.

Para facilitar los cálculos con esta información, se asignó un valor numérico a cada categoría entre 1 (escaso) y 3 (abundante), obteniendo un valor promedio de 1.9. Ello indicó una abundancia relativa de gálbulos próxima a la que había sido considerada de abundancia intermedia, alcanzando prácticamente a la mitad del total de la población (47%). Entre las otras dos clases, fue superior el número de enebros en los que existía una presencia escasa de gálbulos en sus ramas.



Enebro.

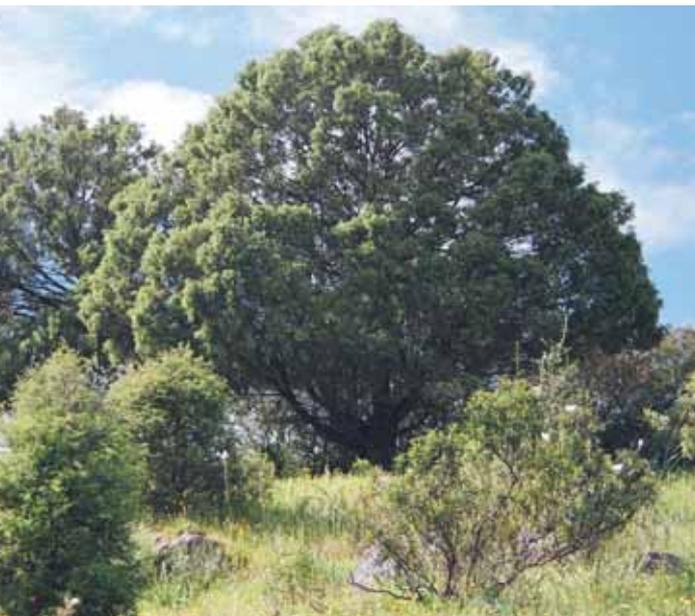
ANÁLISIS DE LAS PARCELAS SIN ENEBRO

Durante la realización del muestreo para el inventario se detectaron parcelas en las que se observó la ausencia de enebro. Su número y distribución llevó a plantear el análisis de la información que proporcionaban, comparándola con la correspondiente al resto de parcelas, para poder obtener conclusiones sobre posibles causas que pudieran haber llevado a esta situación.

Localización

Las características de cada parcela vienen impuestas, sobre todo, por su localización:

■ Las situadas en el tercio septentrional del área de estudio se encontraron en la ladera de poniente. Esta situación parecía estar justificada por la dominancia del encinar adhesado con pastos, soportando la mayor presión ganadera del área de inventario. Incluso las parcelas con enebro presentan los ejemplares menos desarrollados y con un aspecto cónico producido por el ramoneo.



Ejemplar joven de enebro.

■ En el resto del área, las parcelas sin enebro aparecieron principalmente en la ladera oriental que, sin duda, es la que menor densidad de vegetación presenta a lo largo del área de muestreo, salvo en determinados enclaves donde la orientación cambia de manera brusca.

Caracterización

Según los criterios ya utilizados, pudo apreciarse que el mayor número de parcelas sin enebros se encontraba principalmente en los primeros rangos de pendientes (que corresponden a zonas con menores pendientes) o en los paredones del barranco más inaccesibles.

Respecto a la orientación, toda la vegetación presente en las laderas del Viar pareció estar asociada a los continuos cambios que realiza el río a lo largo de su trazado: no sólo la ladera oriental presentó menos vegetación que la occidental sino que, dentro de esta última, cada curva del río dibujaba un paisaje diferente en cuanto a diversidad y densidad. La presencia y abundancia del enebro también se encontró marcada por este factor.

El número de parcelas sin enebro en cada una de las orientaciones tomó valores muy similares, presentando los máximos para las orientaciones sur, suroeste y oeste. Agrupando estas parcelas en dos intervalos correspondientes a solana y umbría, los resultados no experimentaron grandes cambios: el 37% de estas parcelas se situaron bajo la orientación de umbría, mientras el 42% lo hizo en solana y el resto en una orientación indiferente. Las diferencias porcentuales no permiten extraer conclusiones indiscutibles.

Por último, aunque el número de parcelas sin enebro disminuye a medida que se incrementa la distancia al agua, también lo hacía el número de parcelas totales que forman parte del área de estudio. Comparando el número de parcelas sin enebro con el total de las mismas según las diferentes distancias al curso

de agua, las primeras tomaban importancia por encima de los 200 m; a estas distancias, al menos el 40% de las parcelas del área de estudio no tenían enebro. Muchas de estas situaciones tenían su justificación por hallarse en el límite del área de estudio y por tanto en el límite del área de distribución del enebro.

Al igual que ocurrió en los intervalos de pendientes, el primer rango, el correspondiente a distancias entre 0 y 100 m de distancia al cauce, presentó un valor anormalmente alto debido a la inclusión en él de las parcelas que coinciden con el curso del río (y por tanto, sin ninguna vegetación).

ENEBROS MULTICAULES

La denominación “individuos multicaules” (o “enebros de asociación”) incluida en el campo de información “estado” de la base de datos de inventario fue tomada como adaptación de Font Quer (1985) y asignada a aquellos ejemplares en los que había dificultad para establecer si se trataba de un único individuo muy ramificado desde la base o varios pies muy próximos; también se incluyeron todos aquellos grupos de individuos que, sin brotar en un mismo punto, impedían que se pudiera distinguir qué proporción de copa pertenecía a cada pie.

Fueron contabilizados 253 enebros multicaules en la muestra para el inventario, asociados generalmente en grupos de dos a cinco pies; se encontraron repartidos en un total de 57 parcelas, por lo que apenas suponen un 8.6% de los enebros inventariados sobre un 12.2% de las parcelas. De todos ellos, únicamente 14 fueron contabilizados como individuos femeninos por poseer gálbulos en el momento del inventario.

Comparando los resultados de los principales parámetros medidos sobre estos enebros respecto al total de la población, se observó que los valores medios de las variables eran similares para

el Diámetro del tronco, pero el Diámetro de copa y la Altura de ramificación presentaba valores sensiblemente menores para los multicaules. Ocurrió lo contrario en el caso de la Altura total, con registros mayores para este tipo de individuos.

Las causas que justificaban tales hechos vienen establecidas por la propia definición de este tipo de enebros. Por un lado, podía tratarse de diferentes individuos que crecían muy próximos y compartían sus copas; la asignación a cada individuo de la proporción de copa correspondiente se realizó midiendo la copa total y dividiéndola entre el número de pies, ofreciendo valores sensiblemente inferiores a los de individuos aislados. Por otro lado, también podía tratarse de un único individuo que ramificaba desde el suelo, lo que hacía que la altura de ramificación fuera despreciable haciendo que este parámetro tomara valores inferiores a los medios para el total de la población.

Por su parte, la distribución de los enebros multicaules respecto a variables fisiográficas del terreno sigue aproximadamente las mismas pautas del resto de la población.

DETERMINACIÓN DE ÁREAS POTENCIALES

Los parámetros que determinan las principales características ecológicas del área del enebro dentro del Parque, se consideraron definitivos de las zonas que potencialmente podrían acoger al taxón (**Tabla 3**).

Como resultado del proceso, se obtuvo una superficie de 1364.5 ha distribuida por todo el Parque (**Fig.1**), correspondiente al total de las áreas potenciales del enebro en el mismo, estableciéndose diferentes tipologías priorizadas en función de las medias anuales de precipitación y, dada la posibilidad de ejecutar en ellas diferentes medidas de recuperación, de la titularidad del suelo.

DATOS QUE DEFINIERON LAS CARACTERÍSTICAS IMPUESTAS A LAS ZONAS POTENCIALES DEL ENEBRO DE LA MIERA DENTRO DEL PARQUE NATURAL DE SIERRA NORTE	
PARÁMETRO	VALORES
Pendiente	>35%
Orientación	N-NE-E
Altitud	200-800 m
Suelo	Unidades: 5, 31 y 38
Distancia al agua	25-150 m
Precipitación	600-1000 mm

Tabla 3

Así, las zonas localizadas como potenciales quedaron condicionadas tanto por los rangos de precipitación como por la titularidad de la propiedad, otorgando mayor preferencia a aquéllas localizadas sobre fincas públicas. Atendiendo a los intervalos establecidos respecto a las precipitaciones, fueron finalmente descritos tres tipos de áreas potenciales:

- Óptimas (A): aquéllas que cumplieron todas las características de estación expuestas para el enebro en su área de distribución dentro del Parque, incluyendo la precipitación total anual. Las zonas incluidas en este apartado presentaban precipitaciones anuales entre los 600 y 700 mm. En esta situación se encontraron 308 ha (90 de ellas incluidas en el área inventariada). Este tipo de áreas se encontraban principalmente distribuidas a lo largo de la cuenca del Viar y, algunos puntos aislados, en los límites más orientales del Parque.

- Buenas (B): cumplen las condiciones de suelo, pendiente, orientación y cercanía al agua, aunque con precipitaciones superiores (entre 700 y 800 mm anuales). El enebro aquí no tiene por qué desarrollarse peor, aunque existe una menor similitud con los parámetros del área de distribución actual. En este grupo quedaron incluidas unas 700 ha distribuidas principalmente por el arroyo Ciudadela y otros afluentes de la margen derecha del río Retortillo, que establece

el límite entre las provincias de Córdoba y Sevilla.

- Otras (C): conformadas por el resto de áreas potenciales no incluidas en las dos tipologías anteriormente descritas. Constituyeron unas 358 ha, con precipitaciones anuales medias entre 800 y 1000 mm.

PROPUESTA DE PLAN DE RECUPERACIÓN DEL ENEBRO DEL VIAR

En el proceso de selección de propuestas de recuperación, fue imprescindible tener en cuenta un conjunto de condicionantes muy variados, destacando la propia biología de la especie, las características intrínsecas de la zona y las peculiaridades socioeconómicas y culturales de la población.

Diferentes autores han distinguido las medidas en dos grupos: activas (medidas *in situ*, *ex situ* e integradas) y pasivas (como la propia declaración de la especie como protegida) (Rodríguez *et al.*, 2001).

En un plan de recuperación deben considerarse las medidas que favorezcan a la especie, aunque no todas sean igualmente aplicables; es necesario elegir las más sencillas, las más inmediatas y las más baratas, siempre que sea igualmente

eficaz (Machado, 1989). Pero, además, en este espacio natural protegido con predominio de la propiedad privada y una fuerte influencia de los propietarios sobre la gestión, debían buscarse medidas que, por un lado, pudieran implantarse en sus fincas ocasionando la menor merma económica posible y, al mismo tiempo, satisfacer a los visitantes manteniendo siempre como principal objetivo la protección que se le debe dar al taxón que se pretende recuperar.

A partir de los resultados obtenidos en el estudio del estado actual del enebro en el Parque Natural de Sierra Norte y del estudio de las áreas potenciales, se han elaborado las propuestas que, sin desarrollar, se mencionan a continuación:

- Elaboración de un Plan de Manejo del enebro de la miera en el P.N. Sierra Norte de Sevilla

- Deslinde de los cauces públicos dentro del Parque, siendo prioritaria la realización de esta labor en el río Viar, principalmente en el área de distribución del enebro.

- Protección, mediante cercados, de las áreas de presencia de enebro más perjudicadas por la acción del ganado, favoreciendo el desarrollo de los pies afectados y la propagación de la especie mediante la regeneración natural.

- Creación de Colecciones de Campo como Bancos de Germoplasma específicos que favorezcan las labores de recolección de semillas y permitan obtener material genético para futuras actuaciones de introducción o enriquecimiento de la especie en áreas potenciales dentro del Parque.

- Elaboración de programas de Educación Ambiental, que permitan conocer la existencia del taxón en el Parque y su importancia ecológica, acercando al público a su problemática concreta y al conocimiento de las medidas de protección adoptadas.

- Realización de tratamientos selvícolas encaminados a eliminar individuos de otras especies que suponen una importante competencia para el desarrollo de la regeneración y de los pies ya existentes.

- Aplicación de técnicas de restitución (refortalecimiento, reintroducción o introducción, según el caso) en las áreas potenciales. Estas labores se deberán llevar a cabo, primeramente, en aquellas áreas potenciales óptimas que además sean de titularidad pública, hecho que facilitaría notablemente las posibilidades y los trámites necesarios para que la actuación se llevara a cabo.



Rama y gálbulos de enebro.

BIBLIOGRAFÍA

CASTROVIEJO, S., LAINZ, M. Y LÓPEZ GONZÁLEZ, G. 1986. *Flora Ibérica: Plantas Vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, Vol. I*. Real Jardín Botánico. CSIC. Madrid.

CEBALLOS, L. Y RUIZ DE LA TORRE, J. 1971. *Árboles y Arbustos de la España Peninsular*. E.T.S. de Ingenieros de Montes. Madrid.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002a. *Caracterización y Diagnóstico del P.N. Sierra Norte*. Junta de Andalucía. Sevilla.

CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002b. *Borrador del Plan de Ordenación de Recursos Naturales del P.N. Sierra Norte de Sevilla*. Junta de Andalucía. Sevilla.

CONTRERAS, F. Y CORDERO, W. 1996. Cuánto cuesta hacer un inventario forestal de reconocimiento. *Boletín Bolfor* 8

DOMÍNGUEZ GARRIDO, A. 1996. *Inventario Forestal Finca "Marismillas" en el P.N. Doñana*. Acción Forestal. Huelva.

FERRÍN POZUELO, M. (inédito). *Plan Técnico de Ordenación Forestal de la Finca La Garranchosa (Sevilla)*. Trabajo Profesional Fin de Carrera, Titulación de Ingeniero de Montes. E.T.S.I.A.M. Córdoba.

FONT QUER, P. 1985. *Diccionario de Botánica*. Ed. Lago S.A. Barcelona.

GALÁN CELA, P., GAMARRA GAMARRA, R. Y GARCÍA VIÑAS, J.I. 2000. *Árboles y Arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ed. Jaguar. Madrid.

LÓPEZ DE HIERRO PÉREZ, L., MARTÍN MOLERO, J.C., SERRANO BERNARDO, F.A. Y SÁNCHEZ LANCHA, A. 2001. *Procedencias de las Especies Vegetales Autóctonas de Andalucía utilizadas en Restauración de la Cubierta Vegetal. Tomo I*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

MACHADO, A. 1989. Planes de Recuperación de Especies. *Ecología* 3:23-41

PÉREZ LATORRE, A.V., GALÁN DE MERA, A., CARRIÓN, J. Y CABEZUDO, B. 2001. El papel de las gimnospermas en la vegetación forestal de Andalucía. *III Congreso Forestal Español*, Granada. Tomo I: 15-22.

PITA, P.A. (1973). *El inventario en la ordenación de montes*. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Madrid.

RODRÍGUEZ HIRALDO, C., VILCHES ARACENAS, J. Y RENAU CASLA, S. 2001. *Red de jardines botánicos*. Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

RUIZ DE LA TORRE, J. (1991). *Mapa Forestal de España. Sevilla: hoja 3-10 (1:200.000)*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.



Factores que limitan la regeneración natural de la encina en las dehesas de la Sierra Norte

María José Leiva, Juan Manuel Mancilla Leyton,
Rocío Fernández-Alés y Ángel Martín Vicente.

*Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad Sevilla.
Apartado de correos 1095, 41080-Sevilla, España.*

Palabras Clave: Depredación de bellotas y plántulas, infección por insectos, interacciones plántula-matorral, mortalidad de plántulas, ganado doméstico, ungulados silvestres.

Keywords: Acorn and seedlings predation, insect infestation, livestock, seedling mortality, shrub – seedlings interactions, wild ungulates

Factores que limitan la regeneración natural de la encina en las dehesas de la Sierra Norte (Sierra Morena)

RESUMEN

Se ha estudiado la depredación o infección de bellotas de encina por insectos y la depredación de bellotas y plántulas por vertebrados. También se ha estudiado la germinación de las bellotas en suelos de dehesas y de monte y la supervivencia de las plántulas en distintos ambientes (dehesa y monte). Los resultados indican que la infección de las bellotas por insectos ejerce poco impacto sobre la regeneración sexual de las encinas. En promedio solo el 2,6% de las bellotas producidas fracasan en la germinación y emergencia de las plántulas debido a la depredación por insectos, no existiendo diferencias significativas entre la dehesa y el monte. Por el contrario la depredación de las bellotas por vertebrados frugívoros (ganado doméstico, ungulados silvestres y pequeños mamíferos) sí es una limitación importante para la regeneración tanto en la dehesa como en el monte. Muy pocas bellotas (0 – 2,4% de las caídas al suelo) escapan a la depredación, no existiendo tampoco diferencias significativas entre dehesa y monte. Además del ganado y los ungulados silvestres, los pequeños mamíferos (roedores) tienen un papel muy

importante en la desaparición de las bellotas. Este efecto tiende a ser más importante en el monte que en la dehesa. Tanto el ganado doméstico como los ungulados silvestres destruyeron completamente algunas de las encinas implantadas en campo. No obstante este efecto fue muy variable entre sitios e independiente de la formación (dehesa o monte), encontrándose altos porcentaje de destrucción de plántulas en alguna dehesa y algún monte (90 y 66% respectivamente) pero ninguna destrucción en otros. La germinación de las bellotas y la emergencia de las plántulas no presentó diferencias significativas entre suelos procedentes de dehesa y de monte. Las condiciones microclimáticas durante el verano (temperatura del aire y déficit de presión de vapor) fueron más extremas en la dehesa que en el monte aunque en ambos casos la mayoría de las plántulas murieron durante esta estación, tanto si se había eliminado previamente la vegetación natural como si había mantenido intacta. El único tratamiento que mejoró consistentemente la supervivencia de las plántulas durante el verano fue el sombreado artificial.



Factors limiting the self-regeneration of holm-oak in Dehesas of Sierra Norte de Sevilla (Sierra Morena)

ABSTRACT

We have studied acorn predation by insects and by vertebrates, seedling predation by vertebrates, acorn germination in dehesa and shrubland soils and seedling survival in the field. Insect predation on acorns was not a significant constraint for the sexual regeneration of holm-oak. On average only 2.6% of the acorns produced failed in germination and seedling emergence due to insects predation with no significant differences among dehesas and Mediterranean shrublands. In contrast, acorn predation by vertebrate frugivores (i.e. livestock, wild ungulates and small mammals) was an important constraint in the two ecosystem types. Very few acorns (0 to 2.4%) escaped predation at any site with no significant differences among dehesas and shrublands. Besides livestock and wild ungulates small mammals had an important effect on acorn losses. Its effect tended to be lower in dehesas than in shrublands. However, the three dehesa sites, in different years, experien-

ced more than 92% of acorn losses due to the activity of small mammals. Ungulates (livestock or wild ungulates) completely destroyed some of the seedlings established in the field. However, this effect was very variable among sites and was not related to the ecosystem type. In a dehesa and a shrubland site seedling destruction was 90% and 66%, respectively, but in 3 other sites it was 0%. Acorn germination and seedling emergence did not differ significantly among dehesa and shrubland soils either if soil was collected under tree canopy or in the open space. Summer microclimatic conditions (air temperature and atmospheric VPD) were more extreme in dehesas than in shrublands. However, the largest part of seedlings died during summer in the two ecosystem types. The only treatment that consistently improved seedling survival during summer was artificial shading while seedling survival was negligible under treatments with intact or completely removed vegetation.



INTRODUCCIÓN

Desde hace algunos años se ha puesto de manifiesto la falta de regeneración que muestran las encinas y alcornoques en buena parte de las dehesas de Andalucía y otras regiones de la Península Ibérica (Costa Pérez *et al.* 2006, Jiménez Sancho *et al.* 1996, Pulido *et al.* 2001). Esta limitación junto con la importante mortalidad de árboles que sufren muchas dehesas debido al llamado “síndrome de decaimiento forestal” hace temer por la persistencia a largo plazo de estos valiosos ecosistemas (Navarro Cerrillo y Fernández Rebollo 2000). Para determinar en que medida la falta de regeneración natural se debe al régimen de pastoreo que se practica en las dehesas, que en ocasiones ha sido interpretado como la principal causa (Montero *et al.* 1998), o por el con-

trario se debe a otros factores desligados de la gestión ganadera, se han estudiado comparativamente los procesos que afectan al establecimiento y persistencia de plántulas de encina en dehesas de Sierra Morena y en montes cercanos donde no hay ganado doméstico.

MATERIAL Y MÉTODO

Este estudio en sus distintas partes ha sido realizado a lo largo de 3 años en una serie de fincas en Sierra Morena con distinto tipo de vegetación y uso. Se han incluido tres fincas de dehesa y cuatro de monte, en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y una finca más de monte en el Parque Natural Sierra de Aracena y Picos de Aroche (Huelva). La zona en su conjunto presenta clima mediterráneo con una precipitación media anual de

CARACTERÍSTICAS DE LOS SITIOS INCLUIDOS EN EL ESTUDIO

Formación	Sitio	TM	Uso	Ungulados presentes
Dehesa	DEH1 *(Navalagrulla)	Castilblanco de los A.	Pastoreo	Vacas Cerdo Ibérico
	DEH2 *(Los Cinchos)	El Pedroso	Pastoreo	Ovejas
	DEH3 *(Ventas Quemadas)	El Pedroso	Pastoreo	Ovejas, Cerdo Ibérico
Monte	MON1 *(Los Gamos)	El Pedroso	Caza	Ciervo
	MON2 *(Los Cinchos)	El Pedroso	Caza	Ciervo, Jabalí
	MON3 *(Dehesa de Upa)	El Pedroso	Caza	Ciervo
	MON4 *(La Arfilla)	Granada de RíoTinto	-	-
	MON 5 *(Las Navas)	Almadén de la Plata	Caza	Ciervo, Jabalí

Tabla 1

* = Nombre de finca, TM = Término Municipal.

700 mm y una temperatura media anual de 16°C. Las características específicas de cada sitio de estudio se presentan en la **Tabla 1**.

DEPREDACIÓN DE BELLotas POR INSECTOS

El estudio de la depredación o infección de bellotas por insectos se llevó a cabo en tres dehesas (DEH1 a 3, **Tabla 1**) y tres montes (MON1 a 3, **Tabla 1**) en la Sierra Norte de Sevilla (ver Leiva y Fernández-Alés 2005). En el otoño de 1999 se seleccionaron en cada sitio 15 encinas por el método del “vecino más próximo a un punto al azar” (Mueller-Dumbois & ElleMBERG 1974) y se recolectaron 50 bellotas maduras de la periferia de la copa de cada árbol (90 árboles y 4.500 bellotas en total, **Figura 1**). Las muestras de cada árbol se colocaron en contenedores independientes y se pusieron en cámara de incubación con objeto de permitir la emergencia de las larvas de insectos que pudieran encontrarse en su interior. Desde el segundo día de incubación de las bellotas se fueron retirando y contabilizando diariamente las larvas que emergían de cada muestra de un determinado árbol. Después de 2,5 meses también se contabilizaron las bellotas que presentaban agujeros dejados por las larvas emergidas. Durante el tiempo que duró el experimento la temperatura diurna/nocturna en la cámara de incubación fue de 20/8°C.

La viabilidad de las bellotas infectadas (germinación + emergencia de plántulas) se analizó en submuestras de bellotas de los distintos sitios que fueron

recogidas del suelo. Las bellotas de las distintas procedencias se mezclaron y separaron en dos categorías: infectadas (las que presentaban agujeros dejados por la larva) y sanas (bellotas sin agujeros ni señal de daño externa y sin capacidad de flotación en agua destilada). Las bellotas se sembraron en macetas de 7 l (20 bellotas / maceta, 10 replicados por categoría) rellenas con suelo del campo y se coloca-

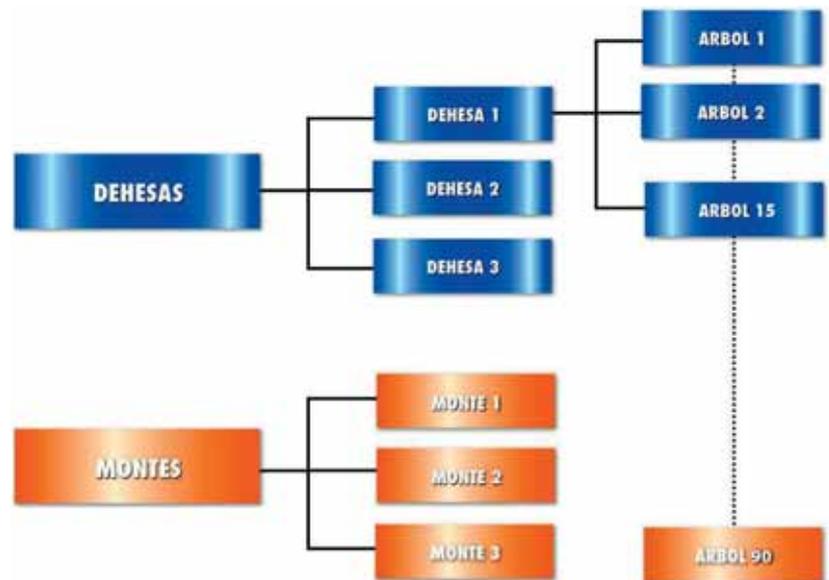


Fig. 1. Diseño experimental seguido para el estudio de la depredación de bellotas por insectos.

ron en el invernadero de la Facultad de Biología. Las macetas se regaron diariamente durante 3 meses para permitir la germinación de las bellotas y la emergencia de las plántulas. Durante el tiempo que duró el experimento la temperatura diurna/nocturna en el invernadero varió entre 21/10°C y 33/11 °C, con el fotoperiodo natural de marzo a mayo.

DEPREDACIÓN DE BELLotas POR VERTEBRADOS

Se estudio la depredación de bellota caídas al suelo debida a agulados domés-

ticos (ganado) y silvestres y a pequeños mamíferos (ver Leiva y Fernández-Alés 2003). El estudio se realizó en los mismos sitios descritos anteriormente (DEH 1 a 3 y MON 1 a 3, **Tabla 1**). Las dehesas estudiadas presentaban ganado ovino y bovino y cerdos durante la montanera. Los montes se utilizan para caza de ciervos (*Cervus elaphus*), conejos (*Oryctolagus*

cuniculus) y perdices (*Alectoris rufa*) estando también presente el jabalí (*Sus scrofa*). En Diciembre de 1999 se establecieron en cada sitio una serie de pequeña parcelas redondas (30 cm de diámetro) a las que se añadieron bellotas marcadas (25 bellotas/parcela) previamente recogidas en los distintos sitios. Se aplicaron tres tratamientos:

I) No exclusión, en que las parcelas se mantuvieron accesibles a cualquier tipo de animal.

II) Exclusión parcial, en que las parcelas se protegieron contra ungulados mediante cercado de maya metálica pero se dejó libre acceso a pequeños mamíferos mediante una franja basal de 20 cm de altura.

III) Exclusión completa, en que las parcelas estuvieron protegidas contra la entrada de cualquier vertebrado mediante protector de maya metálica (de 0,25 cm² de luz) parcialmente enterrado en el suelo (**Figura 2**). Tras 45 días, se analizó la recuperación de las bellotas registrándose el número de bellotas marcadas que permanecían intactas en las parcelas o desplazadas dentro de un radio de 5 m. Este experimento se repitió 2 años sucesivos (1999 y 2000).

DEPREDACIÓN DE PLÁNTULAS

El experimento se realizó en cinco sitios, tres dehesas y dos montes (DEH 1 a 3 y MON 1a 2, **Tabla 1**). En el invierno de 2003 se plantaron encinas de 1 savia obtenidas en el invernadero de la Facultad de Biología de la Universidad de Sevilla. La plantación se realizó mediante ahoyadora mecánica distribuyendo las plántulas aleatoriamente en cada sitio dentro de un área de 0,25 ha. Una vez plantadas las encinas se aplicaron 2 tratamientos:

I) Protegido, colocando exclusiones contra ungulados (= exclusión parcial, apartado anterior).

II) Desprotegido, se utilizaron 25 replicados por sitio y tratamiento.

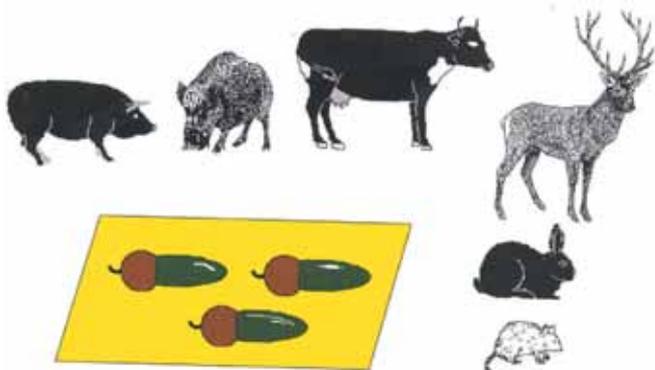


fig. 2a

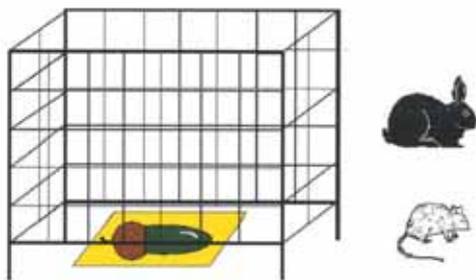


fig. 2b

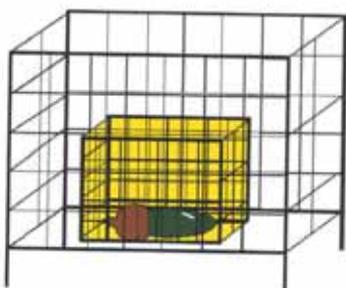


fig. 2c

Fig. 2. Niveles de exclusión aplicados en los distintos tratamientos: a) sin exclusión, b) exclusión parcial, c) exclusión completa. Niveles de exclusión aplicados en los distintos tratamientos: a) sin exclusión, b) exclusión parcial, c) exclusión completa.

GERMINACIÓN DE BELLotas Y EMERGENCIA DE PLÁNTULAS EN SUELOS PROCEDENTES DE DEHESA Y DE MONTE

Macetas de 5 l rellenas con suelo de distintas procedencias se sembraron con bellotas de encina (25 bellotas/maceta) procedentes de una misma dehesa (DEH1). Los suelos se recogieron de la misma dehesa y de un monte (DEH 1 y MON 1) distinguiendo en ambos casos entre suelo de debajo de la copa de la encina y suelo del exterior. Al mismo tiempo se recogió la hojarasca existente en la superficie del suelo en los distintos entornos, en pequeñas parcelas de 0,25 cm² y se añadió a las macetas en la misma proporción. Para el tratamiento control se utilizaron macetas rellenas con turba de uso comercial. Se utilizaron 10 replicados por cada tratamiento (4 tipos de suelo + control). Las macetas se mantuvieron en el invernadero de la Universidad de Sevilla durante 3 meses con riego diario. Finalmente se registró el número de plántulas emergidas y el número de bellotas germinadas que no llegaron a emerger como plántulas.

SUPERVIVENCIA DE PLÁNTULAS EN DIFERENTES CONDICIONES MICROCLIMÁTICAS EN EL CAMPO

A finales del invierno de 2000 se plantaron encinas de 3 meses en parcelas de 1 m² (10 plántulas/parcela) en 2 dehesas (DEH1 y 2) y en 2 montes (MON 4 y 5). Se establecieron 3 tratamientos. I) Control, parcelas en las que se eliminó manualmente toda la vegetación (pasto en las dehesas y matorral en monte). En este tratamiento el 100% de la radiación fotosintéticamente activa (PAR) alcanzaba la superficie de las encinas plantadas. II) Vegetación intacta, parcelas cubiertas con pasto en las dehesas (gramíneas, compuestas, leguminosas y otras dicotiledóneas) y matorral en montes (*Cistus salvifolius*, *C. crispus*, *C. Monspelienis* y *C. ladanifer*). En este tratamiento solo el 10% de la radia-

ción PAR alcanzaba la superficie de las encinas en las parcelas de monte mientras que en las de dehesa era el 100% de la radiación PAR. III) Sombreo artificial, parcelas en las que se eliminó la vegetación existente y se colocó un umbráculo a 1 m de altura que interceptaba el 10% de la radiación PAR. Este último tratamiento solo se aplicó en montes para reproducir en lo posible el ambiente lumínico bajo el dosel de matorral. Se utilizaron cinco 5 parcelas replicadas por tratamiento y sitio. La supervivencia de las plántulas se registró al final de la primavera y al final del verano.

Durante el tiempo que duró el experimento se registró de forma continua la temperatura y la humedad relativa del aire a la altura de las encina plantadas (15 cm) mediante dataloggers (HOBO H8 Pro Series). A partir de los valores de humedad relativa se calculó el déficit de presión de vapor (VPD).

RESULTADOS

DEPREDAción DE BELLotas POR INSECTOS

El coleóptero *Curculio elephas* y el lepidóptero *Cydia fagiglandana* fueron las especies de larva encontradas en las bellotas recogidas. En el conjunto de árboles incluidos en el estudio (90 árboles) se encontraron dos árboles fuertemente infectados (62% y 72 % de sus bellotas infectadas) (**Figura 3**). Sin embargo, el nivel general de infección por árbol fue bajo, con 70 individuos (80% de los árboles estudiados) que estuvieron por debajo del 25% de infección y 49 individuos (54% de los árboles estudiados) que estuvieron por debajo del 11% de infección. Además 8 árboles no presentaron infección en absoluto. En promedio la tasa de infección por árbol fue del 16,6%.

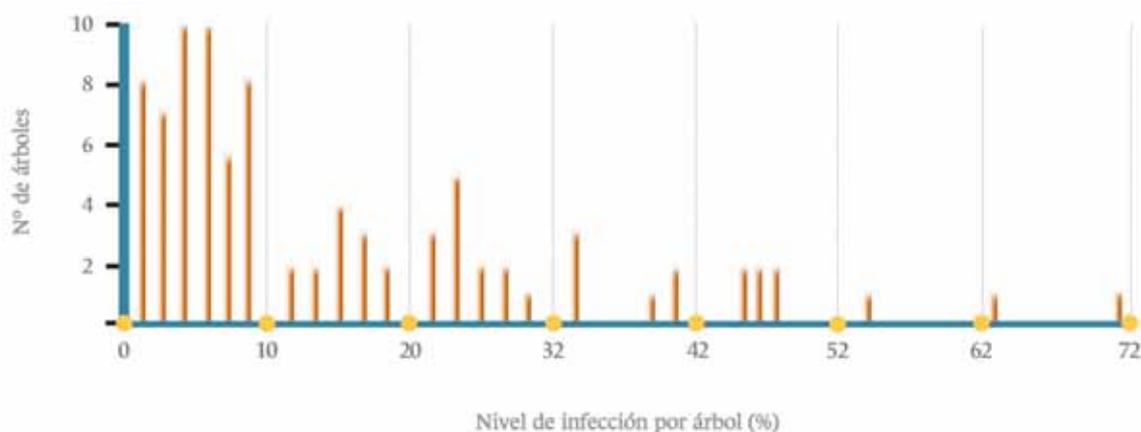


Fig. 3. Frecuencia de árboles con distintos niveles de infección por insectos.

Se encontraron diferencias significativas entre sitios en la tasa de infección (test de Kruskal-Wallis, $\chi^2 = 24.13$, $P = 0.000$) (Tabla 2). Sin embargo, estas diferencias fueron independientes del tipo de formación (dehesa o monte). Según el test de comparaciones múltiples de Duncan el grupo que significativamente presentó menor tasa de infección (10-11% bellotas infestadas por árbol) estaba integrado por 2 sitios de monte y uno de dehesa (MON1,

MON3 y DEH3) mientras que el grupo que presentó significativamente mayor tasa de infección (24-36% de bellotas infectadas por árbol) estaba integrado por un sitio de dehesa y un sitio de monte (DEH1, MON2). La otra dehesa (DEH2) con una tasa de infección intermedia (16% de bellotas infectadas por árbol) no se diferenció significativamente de los grupos anteriores. La viabilidad de las bellotas sembradas (plántulas emergidas + bellotas germina-

RANGO PROMEDIO DEL NÚMERO DE BELLOTAS INFECTADAS POR ÁRBOL EN DIFERENTES SITIOS

Sitios	N	Rangos promedios	(2) Subgrupos homogéneos para $\alpha = 0.05$			
			1	2	3	4
MON3	15	29.00	*			
DEH3	15	31.96	*	*		
MON1	15	39.53	*	*		
DEH2	15	47.46		*	*	
DEH1	15	59.53			*	*
MON2	15	65.50				*
		(1) $\chi^2 = 24.131$; $P = 0.000$	$P = 0.240$	$P = 0.083$	$P = 1.530$	$P = 0.477$

(1) Resultados del test Kruskal-Wallis.
(2) Subgrupos homogéneos ($P > 0.05$) resultantes del Test de comparaciones múltiples de Duncan.
* Indica sitios incluidos en un subgrupo.

Tabla 2

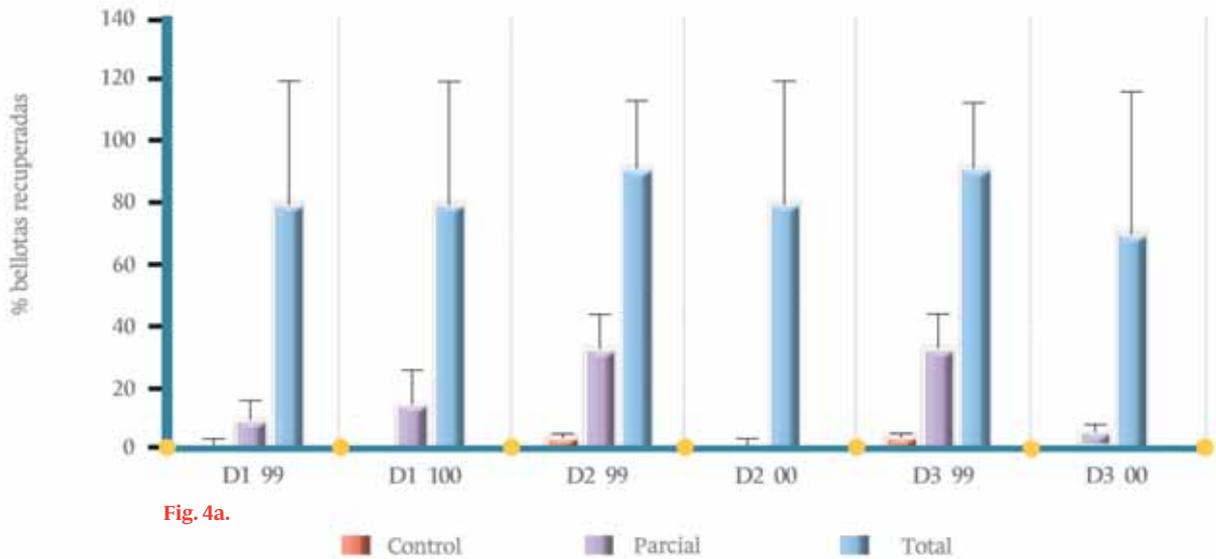


Fig. 4a.

Fig. 4. Valores medios y barras de error de la recuperación de bellotas en los distintos tratamientos. a) Dehesa b) monte.

das) fue significativamente mayor en las bellotas sanas (59% de las bellotas) que en las infectadas (44% de las bellotas) (Mann-Whitney U-test $z = -2.077$, $P = 0.030$). En consecuencia la diferencia entre ambos grupos o pérdida de viabilidad debida a infección fue solo del 15%.

Considerando conjuntamente la tasa de infección media por árbol y la pérdida de viabilidad de las bellotas debida a infección obtenemos que en promedio solo el 2.5% de las bellotas producidas fracasan en la germinación y emergencia de plántulas debido a la infección por insectos en el conjunto de sitio estudiados.

DEPREDAÇÃO DE BELLotas POR VERTEBRADOS

En promedio la recuperación de las bellotas fue muy baja en los tratamientos de no exclusión (0.5%), relativamente baja en los tratamientos de exclusión parcial (8.7%) y alta en los tratamientos de exclusión completa (64%). El tratamiento de no exclusión representa las condiciones normales de campo. En dichas condiciones la recuperación de las bellotas fue bastante homogénea y sistemáticamente

muy baja en cualquiera de los sitios (0 al 2.4%) (Figura 4) sin encontrarse diferencias significativas entre dehesas y montes. En el tratamiento de exclusión parcial, en que los pequeños mamíferos tuvieron acceso a las bellotas aunque no los ungulados, la recuperación de las bellotas fue mucho más variable (0 al 42%) encontrándose diferencias significativas entre los distintos sitios ambos años de estudio ($X^2 = 44.83$ y 47.57 $P < 0.001$, Kruskal-Wallis test). En el año 1999 fueron dos de las dehesas (DEH2 y DEH3) las que mostraron una recuperación de las bellotas significativamente mayor que los restantes sitios mientras que en el año 2000 fue la otra dehesa (DEH1) la que mostró una recuperación de las bellotas significativamente más alta. En el tratamiento de exclusión completa el primer año de estudio se encontraron diferencias significativas ($X^2 = 41.67$ $P < 0.001$, Kruskal-Wallis test) entre ambas formaciones. Estas diferencias se debieron a que en las parcelas de las dehesas se recuperaron casi todas las bellotas pero no en las de monte (Figura 4) donde los roedores destruyeron una parte de las parcelas, desapareciendo el



60% de las bellotas. El segundo año de estudio no se encontraron diferencias significativas entre dehesas y montes.

DEPREDACIÓN DE PLÁNTULAS

Al final del experimento de depredación las encinas establecidas en los distintos sitios se encontraron o bien intactas (persistentes) o completamente destruidas (desaparecidas o arrancadas y encontradas cerca de las parcelas) aunque no se encontraron plántulas parcialmente comidas. En el tratamiento protegido contra ungulados el 100% de las plántulas persistieron en todos los sitios excepto en MON1 en que la persistencia fue del 88.5% (Tabla 3). En el tratamiento desprotegido la persistencia de las plántulas fue mas variable entre sitios con una baja persistencia en una de las dehesas (10% de persistencia en DEH3) y en uno de los

montes (33% de persistencia en MON1). En los restantes sitios la persistencia fue del 100% (Tabla 3). En ninguno de los dos tratamientos (protegido, desprotegido) se encontraron diferencias significativas de persistencia de plántulas entre dehesas y monte (Mann-Whitney U tests = 1.5, $P = 0.22$ y = 3, $P = 1$ para los protegido y desprotegido respectivamente).

GERMINACIÓN DE BELLotas Y EMERGENCIA DE PLÁNTULAS EN SUELOS PROCEDENTES DE DEHESA Y DE MONTE

El número de plántulas emergidas + bellotas germinadas varió significativamente entre los distintos tipos de suelo ($F = 3.042$, $P = 0.027$: ANOVA).

Sin embargo estas diferencias se debieron a los bajos valores que se alcanzaron en las macetas con turba (tratamiento control) en que la germinación y emergencia fue significativamente menor que en el suelo de dehesa del exterior de las encinas ($P = 0.16$, Bonferroni test para comparaciones múltiples). No se encontraron diferencias significativas de germinación y emergencia entre los restantes tipos de

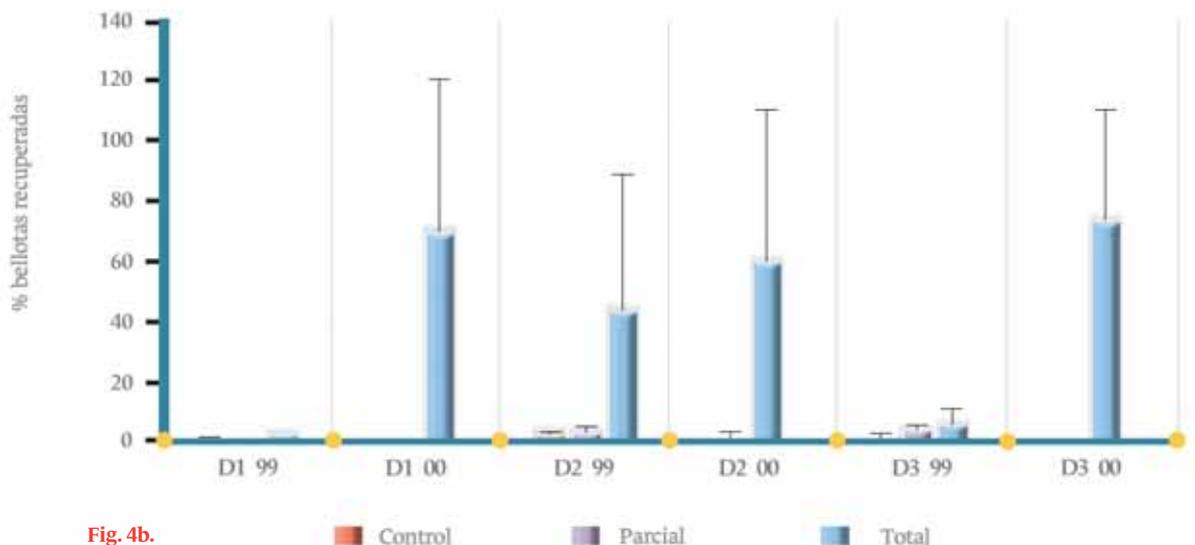


Fig. 4b.

PORCENTAJE DE PLÁNTULAS PERSISTENTES EN LOS DISTINTOS SITIOS DESPUÉS DE TRES MESES					
Tratamientos	Sitios				
	DEH1	DEH2	DEH3	MON1	MON2
Protegido	100	100	100	88.5	100
Desprotegido	100	100	10	33	100

Tabla 3

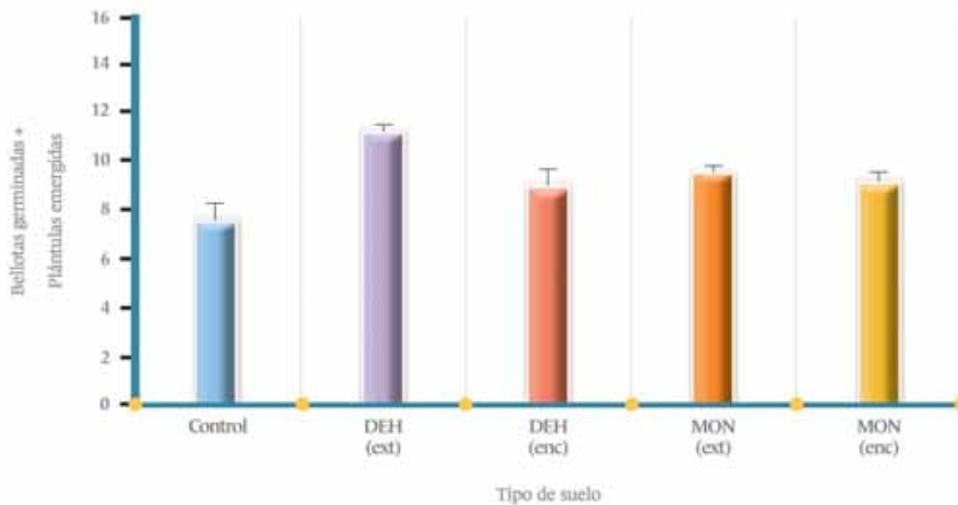


Fig. 5. Germinación de bellotas y emergencia de plántulas en suelo de distinta procedencia.

SUPERVIVENCIA DE PLÁNTULAS EN DIFERENTES CONDICIONES MICROCLIMÁTICAS EN EL CAMPO

La supervivencia de las plántulas en campo en ausencia de vegetación (tratamiento control) fue despreciable en todos los sitios excepto en uno de los montes (MON 5) en que la supervivencia (20%) fue significativamente mayor ($X^2 = 10$, $P = 0.019$, Kruskal –Wallis test) que en los restantes lugares (Figura 6a). La presencia de vegetación (tratamiento con vegetación intacta) tampoco supuso una mejoría en la supervivencia de las plántulas de encina ni en el caso del pasto (dehesas) ni en el caso del matorral (montes) ($X^2 = 4.75$ $P = 0.19$; Kruskal

–Wallis test), por el contrario el matorral empeoró en un 20% la supervivencia de las plantas respecto al control en uno de los montes (MON5). Solo el tratamiento de sombreo artificial mejoró de un modo más consistente la supervivencia de las plántulas en campo, aunque el efecto fue significativamente mayor ($X^2 = 7.07$, $P = 0.008$ Kruskal –Wallis test) en MON5 que en MON4 (Figura 6a).

Las condiciones microclimáticas a la altura de las plántulas difirieron ampliamente entre los distintos tratamientos (Figuras 6b y c). En general la cobertura de la vegetación no redujo la temperatura estival del aire o la VPD en comparación al tratamiento de control excepto en uno de los montes (MON4).

Fig. 6. Supervivencia estival de plántulas de encina (a), temperatura media del aire a la altura de las plántulas (b), déficit de presión de vapor del aire a la altura de las plántulas (c) en distintos microhabitats en monte y dehesa.



Fig. 6a.

■ Vegetación ■ Control ■ Sombreo

Supervivencia de plántulas

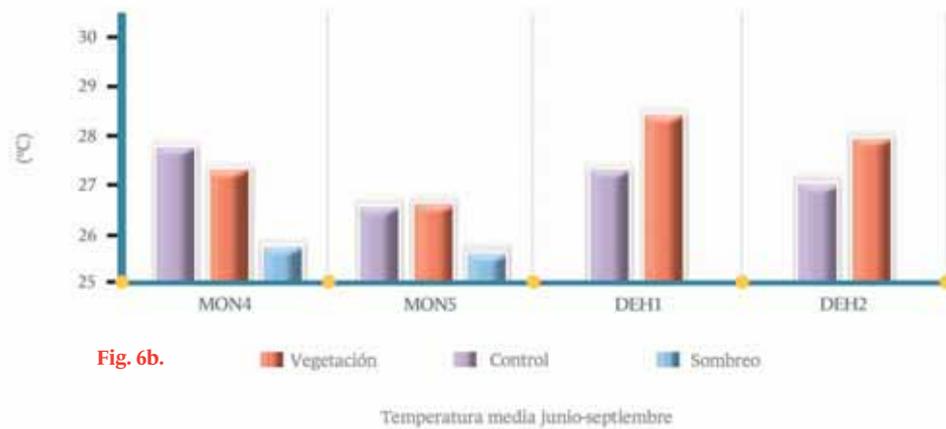


Fig. 6b.

■ Vegetación ■ Control ■ Sombreo

Temperatura media junio-septiembre

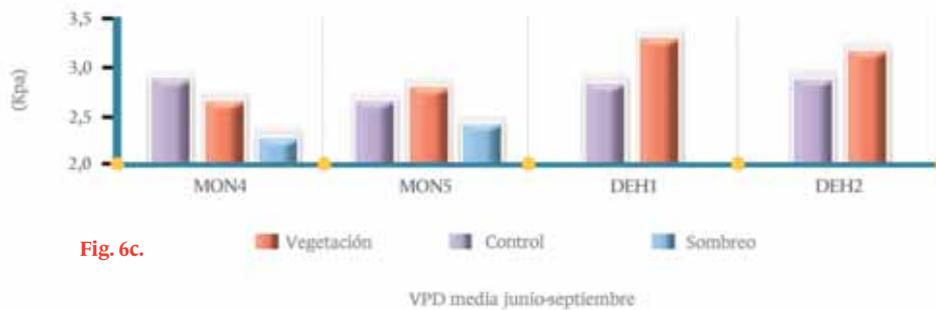


Fig. 6c.

■ Vegetación ■ Control ■ Sombreo

VPD media junio-septiembre

El pasto en las dehesas (tratamiento con vegetación) tuvo un efecto más negativo sobre la temperatura del aire y la VPD que el matorral en los montes (tratamiento con vegetación), ya que las diferencias respecto al tratamiento control fueron mayores en las dehesas. Por el contrario el sombreado artificial mejoró notablemente las condiciones microclimáticas disminuyendo la temperatura del aire y la VPD durante el verano en los dos sitios de monte.

CONCLUSIONES

La depredación o infección de las bellotas por insectos ejerce poco impacto sobre la regeneración sexual de las encinas en las dehesa y montes de la Sierra Norte de Sevilla. En promedio solo el 2,6% de las bellotas producidas fracasan en la germinación y emergencia de las plántulas debido a la depredación por insectos, no existiendo diferencias significativas entre la dehesa y el monte.

Por el contrario la depredación de las bellotas por vertebrados frugívoros (ganado doméstico, ungulados silvestres y pequeños mamíferos) si es una limitación importante para la regeneración tanto en la dehesa como en el monte. Muy pocas bellotas (0 – 2,4% de las caídas al suelo) se mantienen in situ, no existiendo tampoco diferencias significativas entre dehesa y monte.

Además del ganado y los ungulados silvestres, los pequeños mamíferos (roedores) tienen un papel muy importante en la desaparición de las bellotas. Este efecto tiende a ser más importante en el monte que en la dehesa aunque las tres dehesas estudiadas experimentaron pérdidas de bellota por roedores superiores al 92% alguno de los años.

La actividad de los roedores puede tener un cierto efecto positivo sobre la regeneración de las encinas ya que una parte de las bellotas no son consumidas sino almacenadas en despensas por estos animales (Muñoz y Bonal 2007) lo que puede mejorar su posterior establecimiento como plántulas.

Tanto el ganado doméstico como los ungulados silvestres destruyeron completamente algunas de las encinas plantadas en el campo (dehesa y monte). No obstante este efecto fue muy variable entre sitios e independiente de la formación, encontrándose altos porcentaje de destrucción de plántulas en alguna dehesa y algún monte (90 y 66% respectivamente) pero ninguna destrucción en otros casos. El efecto negativo que tiene la fauna cinegética sobre los brinzales y rebrotes de muchas especies forestales es conocido y es la causa del uso de protectores cinegéticos en muchas repoblaciones forestales.

Las características del suelo de dehesa y de monte no afectaron de forma diferente a la germinación de las bellotas y la emergencia de las plántulas de encina. Por el contrario las condiciones microclimáticas durante el verano (temperatura del aire y déficit de presión de vapor) fueron más extremas en la dehesa que en el monte aunque en ambos casos la mayoría de las plántulas de encina murieron durante esta estación, tanto si se había eliminado previamente la vegetación natural como si había mantenido intacta. En consecuencia el matorral de tipo “jaral” existente en los montes estudiados no facilitó la implantación y persistencia de las encinas, por el contrario la perjudicó (en un 20%) en uno de los montes aunque no en el otro. El único tratamiento que mejoró consistentemente la supervivencia de las plántulas durante el verano fue el sombreado artificial.

BIBLIOGRAFÍA

COSTA PÉREZ J.C, MARTÍN VICENTE A., FERNÁNDEZ ALÉS R. ESTIRADO OLIET M. 2006. *Dehesas de Andalucía Caracterización Ambiental*. Consejería de Medio Ambiente Junta de Andalucía. Sevilla

JIMÉNEZ-SANCHO, M.P., DÍAZ FERNÁNDEZ, P.M., IGLESIAS-SAUCE, S., DETUERO Y DE REIMA, M., GIL SÁNCHEZ, L. 1996. *Las regiones de procedencia de Quercus Ilex L. en España*. ICONA, Madrid

LEIVA, M.J., AND FERNÁNDEZ-ALÉS, R. 2003. Post-dispersive losses of acorns from Mediterranean savannah-like forests and shrublands. *Forest Ecology and Management* 176:265-271.

LEIVA, M.J., AND FERNÁNDEZ-ALÉS, R. 2005. Holm-oak (*Quercus ilex* subsp. *Ballota*) acorns infestation by insects in Mediterranean dehesas and shrublands. Its effect on acorn germination and seedling emergence. *Forest Ecology and Management* 111: 147-156.

MONTERO, G., SAN MIGUEL, A., CAÑELLAS. I. 1998. Sistemas de selvicultura mediterránea. La dehesa. En: Jiménez-Díaz R., Lamo de Espinosa J. (Eds.). *Agricultura sostenible*. MundiPrensa, Madrid.

MUELLER- DOMBOIS, D ELLEMBERG, H 1973. *Aims and methods of vegetation ecology*. Editorial Wiley & Sons, 547 pp. Nueva York (EEUU).

MUÑOZ, A., BONAL, R. 2007. Rodents change acorn dispersal behaviour in response to ungulate presence 2007. *OIKOS* 116: 1631-1638.

NAVARRO-CERRILLO R. M AND FERNÁNDEZ-REBOLLO P., 2000. *El síndrome de la seca del encinar. Propuesta de solución para el valle de los Pedroches*. Córdoba

PULIDO, F.J., DÍAZ, M., HIDALGO DE-TRUCIOS, S.J. 2001. Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management* 146: 1-13.



Estado actual y propuestas para la mejora de la situación del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Ángel Lora González, Francisco Muñoz Macías y
Laura Morales Jiménez

Departamento de Ingeniería Forestal.
E.T.S.Ingenieros Agrónomos y de Montes. Universidad de Córdoba.
Avda. Menéndez Pidal s/n.
14080 Córdoba

Palabras Clave: *Quercus pyrenaica*, Plan de Recuperación, Conservación, Zonas Potenciales, Cercas vivas.
Keywords: *Quercus pyrenaica*, Management plan or recovery plan, conservation, potential areas, living fences.

Estado actual y propuestas para la mejora de la situación del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

RESUMEN

La población de *Quercus pyrenaica* Willd. de la Sierra Norte de Sevilla ha venido sufriendo en las últimas décadas un importante descenso. Se trata de una especie catalogada desde 2003 como de interés especial, aunque anteriormente lo fue como vulnerable con riesgo menor pendiente de conservación (LR dc, UICN).

Surge así la necesidad de elaborar un Plan de Recuperación de esta especie en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, con el apoyo del programa de Compensación del Proyecto de Los Melonares.

Para ello fue fundamental alcanzar primeramente los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar el estado actual de las masas de rebollo en su área de distribución en el Parque Natural.

- Delimitar las áreas potenciales de distribución dentro del Parque Natural, a partir de las características de los medios físico y biológico.

- Elaborar propuestas para la recuperación (reintroducción, restauración y refortalecimiento) de la especie en dicho Parque Natural, priorizando las áreas de actuación.

Así, en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla fueron identificados, localizados y caracterizados casi 5.000 pies de *Quercus pyrenaica* sobre una superficie aproximada de 4.000 ha en los Términos Municipales de San Nicolás del Puerto y Constantina. Se hallan repartidos de forma heterogé-

nea, aunque frecuentemente se encuentran junto a caminos, vallas y lindes de fincas, espacios de menor valor para el propietario por su menor productividad.

Las áreas potenciales determinadas ocupan algo más del 15 % de la superficie del Parque Natural, con un total cercano a 25.000 ha, distribuidas en los municipios de Alanís, Cazalla de la Sierra, Constanti-



na, Guadalcanal, Las Navas de la Concepción y San Nicolás del Puerto. Se sitúan en cotas superiores a los 600 m sobre cambisoles eútricos, asociados a regosoles eútricos y luviosoles crómicos, principalmente en zonas de umbría.

Las propuestas de actuación para la mejora de su situación incluyeron la realización de diversas medidas, como la conversión a monte alto, creación y mejora de cercas vivas, deslinde de vías pecuarias en la zona o incentivar la educación ambiental entre otras.

Current state and proposals for the improvement of the rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) situation in Sierra Norte Natural Park (Seville)

ABSTRACT

Population of *Quercus pyrenaica* Willd. in Sierra Norte Natural Park (Seville) has come decreasing in an important way over the last decades. From 2003 it is included in Andalusian list of Threatened species as Special interest one, although previously it was classified as Vulnerable, Lower Risk depending of conservation (LR dc, UICN).

Therefore it was necessary to elaborate a Recovery or Management Plan for this species in Sierra Norte Natural Park, supported in the Ecological Compensation Program of Melonares Project.

Then, it was necessary to achieve the following specific objectives before:

- Characterize the current state of Pyrenean oak in the Natural Park.

- Define potential areas of distribution inside the Natural Park, using environmental characteristics.

- Elaborate proposals for recovery it (reintroduction, restoration and reinvigoration) in Natural Park, prioritizing the performance areas.

In this way, almost 5000 *Pyrenean oaks* were identified, located and characterized on approximately 4000 hectares in Sierra Norte Natural Park, specifically in San Nicolas del Puerto and Constantina municipal areas. They are distributed in a heterogeneous way, although frequently next to roads, fences and boundaries of properties, spaces of little value for landowner because of their smaller productivity.

The Potential areas reckoned at more than 15% of the Natural Park surface, near 25.000 hectares, distributed in Alanís, Cazalla de la Sierra, Constantina, Guadalcanal, Las Navas de la Concepción and San Nicolás del Puerto municipal areas. They are located over 600 meters above sea level on eutric cambisols, associated to eutric regosols and chromic luvisols, mainly on shady exposed slopes.

The proposals for the improvement of their situation included diverse actions, emphasizing conversion from scrub to forest, creation and improvement of living fences, administrative demarcation of livestock trails and encourage environmental education among other ones.



INTRODUCCIÓN

El Plan de Recuperación del rebollo (*Quercus pyrenaica* Willd.) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla fue elaborado entre los años 2002 y 2003 en el marco del Programa de medidas compensatorias del embalse de Los Melonares, el cual abarca alrededor de 1.400 ha sobre diversos ecosistemas.

Entre ellos, las dehesas ocupan una importante extensión. Están compuestas principalmente por encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), generalmente acompañada de pastizal. Un componente importante de estas dehesas es el roble melojo o rebollo, de elevada significación ecológica en tiempos pasados, como lo demuestra su rica y variada presencia en la toponimia local.

Hasta muy recientemente, *Quercus pyrenaica* estaba catalogado en Andalucía como especie Vulnerable con menor riesgo dependiente de la conservación (LR dc, UICN) (Valdés *et al.*, 2000); aunque actualmente, a partir de la Ley 8/2003 de la flora y la fauna silvestres, se encuentra catalogada entre las Especies de Especial Interés. En este sentido, y según lo expresado por la misma ley, la situación de esta especie requiere la elaboración de un Plan de Manejo.

A priori, la reducción de su población en la zona parece deberse más a motivos socioeconómicos que a factores ambientales: el rebollo tiene una producción de bellota muy inferior, tanto en calidad como en cantidad, respecto a otras especies de su género (encina, alcornoque o quejigo); además, la producción de madera para traviesas de



tren y leña, anteriormente importante, está hoy en desuso, no presentando así, aparentemente, ningún valor económico. Éstos y otros factores asociados parecen haber propiciado una sustitución de la especie en estudio por otros *Quercus* spp. Además, tiene una limitada adaptación al clima mediterráneo de veranos largos y cálidos.

Todo ello justifica el interés por elaborar un estudio de detalle sobre la especie en el Parque Natural que ha constituido la base del correspondiente Plan de Recuperación. Evidentemente, ello obliga a la realización de un intenso inventario como base fundamental para conocer la situación real del roble melojo y sus áreas potenciales, para posteriormente definir posibles actuaciones para su recuperación a partir de la interpretación de los resultados del mismo.

ANTECEDENTES

EL REBOLLO (*QUERCUS PYRENAICA* WILLD.)

Quercus pyrenaica Willd (fam. *Fagaceae*) presenta diferentes nombres vernáculos, siendo los más utilizados: Roble, Rebollo, Melojo, Marojo y Roble Negro (Blanco *et al.*, 1997; Jiménez *et al.*, 1998).

Se trata de un árbol de hasta 25 m, de copa amplia, a veces reducido a arbusto estolonífero, con corteza grisácea-pardusca, gruesa y agrietada; hojas submembranáceas caducas o, a veces, marcescentes, pinnatífidas o pinnatipartidas, raramente sólo lobadas, ceniciento-rosadas y densamente tomentosas cuando jóvenes, después verde-oscuras, mates y glabrescentes por el haz y densamente afieltrado-tomentosas; flores masculinas dispuestas en amentos con raquis peloso, siendo hirsutos los lóbulos del perianto de cada flor; flores femeninas dispuestas en amentos laxifloros,

portando cada flor estilos claviformes, con estigmas espatulado-bilobados, libres y arqueado-divergentes; frutos en achenio, de color castaño, rígido y afieltrado-tomentoso y una cúpula de escamas imbricadas, ceniciento-vellosas, siendo las inferiores ovadas y las superiores linear-trianguulares y más o menos libres (Castroviejo *et al.*, 1990).

Quercus pyrenaica se encuentra distribuida por distintas regiones del mundo, destacando la Península Ibérica, Francia (llegando hasta Bretaña por el Norte) y norte de África (Jalas y Soumeien, 1976). Sin embargo, Martínez y Molero (1982) indican sólo una pequeña franja en la costa suroccidental de Francia, y otros autores señalan que ha sido citado en el norte de Italia (Ceballos y Ruiz de la Torre, 1971) y en el norte de Marruecos (Blanco *et al.*, 1997).

Se halla presente en gran parte de la Península Ibérica, predominando en la parte noroccidental y preferentemente sobre suelos ácidos (Luque *et al.*, 1986; Rivas Martínez y Sáenz, 1991). El grueso de su distribución se concentra en las elevaciones que cercan la cuenca del Duero, existiendo también en los sistemas Oretano y Mariánico. En la mitad oriental aparecen en algunas localizaciones esparcidas por el Sistema Ibérico Sur y



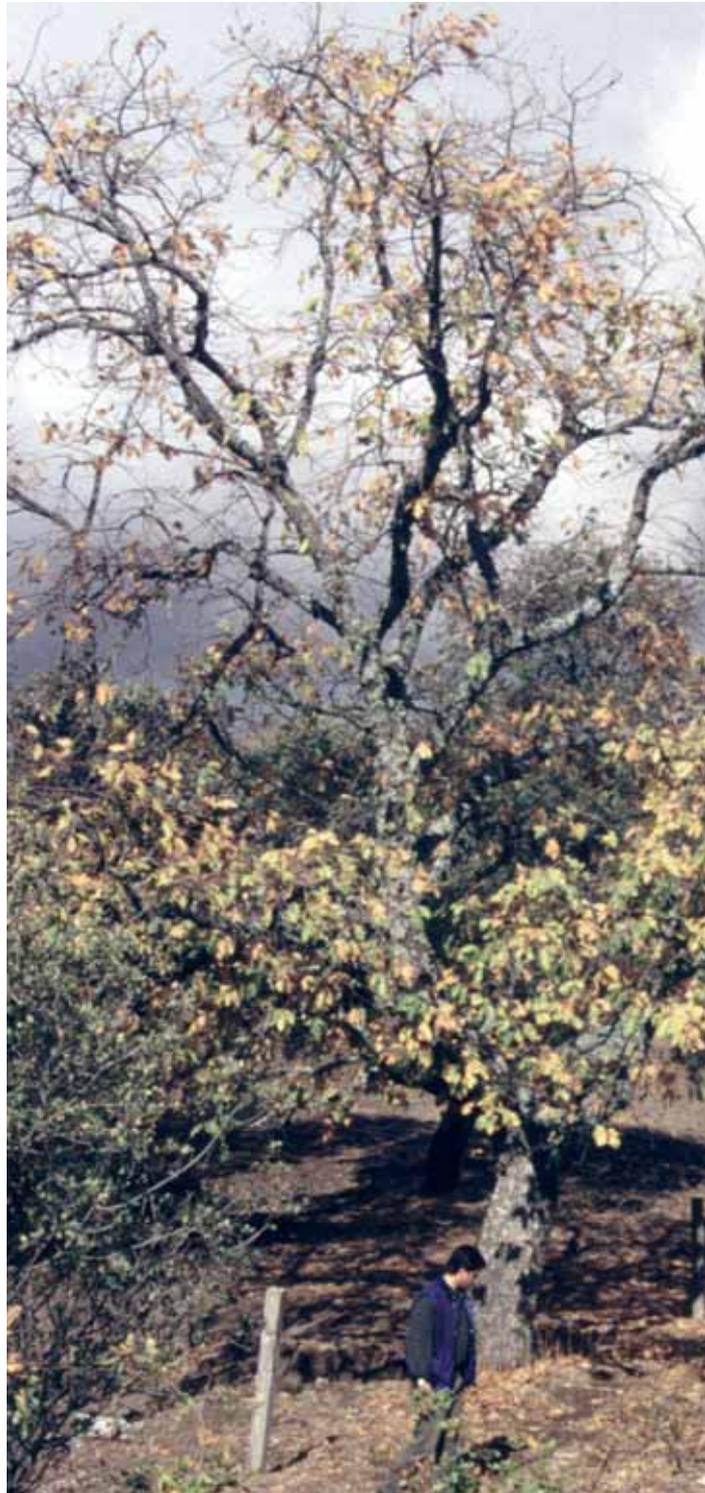
una presencia aislada al sur de Cataluña. También existen pies aislados o pequeños rodalillos en las proximidades de la costa cantábrica o gallega (Blanco *et al.*, 1997).

En general, los bosques de *Quercus pyrenaica* han sido aprovechados a monte bajo, con método de beneficio de trasmucho o corta a hecho, reduciéndose así su selvicultura a la correspondiente corta a hecho cada cierto número de años. Este proceso suele estar acompañado de un acotamiento al ganado de las áreas cuyos brotes no han alcanzado el tamaño adecuado para resistir el pastoreo. Las escasas ocasiones en que el rebollo se presenta en formaciones de monte alto, suele hacerlo como especie subordinada en masas mezcladas, por lo que su tratamiento selvícola viene condicionado por las otras especies (Montoya, 1982).

El rebollo ha sufrido, desde siempre, una fuerte presión humana. La extracción de leña y carbón ha dado lugar a grandes extensiones de monte bajo que se estabiliza por su capacidad de rebrotar desde las raíces estoloníferas (Montoya, 1982; Allué, 1994; Galán *et al.*, 2000). La generalización del uso del gas y electricidad, y el éxodo rural a partir de los pasados años 60, originó una profunda crisis en el aprovechamiento de estos productos de los robledales (Jiménez *et al.*, 1998).

Por otro lado, un importante factor de riesgo es su reducida adaptación al clima mediterráneo actual, con sus largos y cálidos veranos. Es un taxón relíctico de épocas más frías y húmedas, por lo que ha de refugiarse en zonas favorecidas. Cada vez que desaparece una masa boscosa de *Quercus pyrenaica* es casi imposible recuperarla (Valdés *et al.*, 2000).

En cuanto a enfermedades y plagas, exceptuando los ataques periódicos de *Lymantria dispar* en áreas donde esta plaga tiene carácter endémico y actúa de manera recurrente, el rebollo se caracteriza por tener una baja incidencia general



Rebollo en otoño.



de este tipo de problemas (Romanyk y Cadahía, 1992).

Actualmente se están conservando mediante técnicas *ex situ* en bancos de germoplasma y colecciones de cultivo (3 accesiones). En el Plan de Recuperación preparado por Vivero *et al.* (inédito) para el conjunto de la Comunidad Autónoma, se plantea que han de incentivarse especialmente las acciones de replantación o revegetación con esta especie, cuidando que se use material autóctono; para ello, debe autorizarse a determinados viveros comerciales, bajo control de la administración competente (concretamente la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía), la reproducción y manejo de este material, así como su posterior certificado de origen.

ÁREA DE DISTRIBUCIÓN DEL REBOLLO EN EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE

En una primera aproximación a partir de la comprobación de diferentes fuentes (Consejería de Medio Ambiente 1984, 2002a, 2002b y 2002d; Jiménez *et al.*, 1998) y conversaciones con personal técnico del Parque, pudo delimitarse el área de distribución del rebollo en el interior del Parque Natural Sierra Norte, la cual abarca unas 4000 ha situadas al norte de Constantina.

La mayor parte de la zona de estudio está incluida en terrenos de propiedad privada, exceptuando la finca Navalvillar (perteneciente al Ayuntamiento de Constantina), la base militar del Ejército del Aire, el antiguo campo de tiro del Ejército de Tierra que está cedido al mismo Ayuntamiento y la finca del “Cerro del Hierro” adquirida por la Consejería de Medio Ambiente y declarada Monumento Natural.

Medio Físico

La orografía general es suave, aunque posee alguna de las mayores elevaciones del espacio protegido, como el Cerro

Negrillo. Su altitud comprende entre los 600 y los 900 m (Consejería de Medio Ambiente, 2002a). Están situados en áreas llanas o suavemente inclinadas de encinares y/o alcornoques, sobre areniscas, lutitas, pizarras, granitos, lavas ácidas y pórfidos cuarcíticos. Entre los suelos, predominan los cambisoles eútricos. Los contenidos en materia orgánica son elevados en algunos casos por acumulación de hojarasca. La erosión en estos suelos se debe fundamentalmente a la presión antrópica, ejercida principalmente por los aprovechamientos ganaderos y agrícolas (Jiménez *et al.*, 1998; Consejería de Medio Ambiente, 2002a).

Las precipitaciones máximas se sitúan en los meses de invierno, con un segundo máximo en primavera; del mismo modo, se aprecia que las temperaturas máximas se producen durante el verano. Las referencias a las precipitaciones medias anuales se sitúan entre los 757 mm (Consejería de Medio Ambiente, 2002a) y los 884.5 mm (Consejería de Medio Ambiente, 2002b); la precipitación media estival acumulada es de 65.3 mm incluyendo los meses de junio, julio, agosto y septiembre. La temperatura media anual es de 14.3 °C, siendo la temperatura media máxima mensual de 21.1 °C y la media mínima mensual de 7.6 °C.

El área de distribución presenta un ombroclima húmedo (Consejería de Medio Ambiente, 2002a), situándose en el piso mesomediterráneo según Rivas Martínez (1987).

Medio Biótico

Al igual que en gran parte del Parque Natural, la vegetación potencial de la zona de estudio se corresponde mayoritariamente con la serie mesomediterránea luso-extremadureña y bética subhúmedo-húmeda de *Quercus suber* o alcornoque, *Sanguisorbo agrimonoidis-Querceto suberis sigmetum* (Rivas Martínez, 1987), en sus variantes Faciación típica silicícola

(23c) y Faciación mesótrofa sobre calizas duras (23ca).

En la zona del Cerro Negrillo existe una pequeña superficie donde la serie de vegetación potencial es la mesomediterránea luso-extremadureña, silicícola, húmedo-hiperhúmeda del roble melojo (*Quercus pyrenaica*) (*Arbutum unedonis-Querceto pyrenaicae sigmetum*).

Actualmente, la vegetación está formada básicamente por dehesas de encina, alcornoque, quejigo y rebollo, en las que se intercalan zonas de monte mediterráneo denso y matorral con zonas



Bosque de rebollo.

dedicadas al cultivo de castaño para vara y olivar.

Las etapas de sustitución principales son los matorrales dominados por nanofanerófitos con grado medio-alto de cobertura y los pastizales perennes o anuales. En algunas fincas aparece vegetación preforestal o permanente que se articula como primera etapa de sustitución, orla o prebosque de las cabeceras de series de carácter arbóreo o climatófilo. Hay vegetación climácica en los alrededores del Cerro Negrillo, formada por bosquetes de *Quercus pyrenaica*.

La fauna es similar a la del resto del Parque, destacando aves de gran importancia en las inmediaciones al Cerro del Hierro como la cigüeña negra (*Ciconia nigra*), el roquero solitario (*Monticola solitarius*) y el avión común (*Delichron urbica*), y una variada representación de murciélagos y ciertas rapaces que utilizan las rocas como posadero, caso de gavilanes (*Accipiter nisus*), águila real (*Aquila chrysaetos*) o águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*) (Consejería de Medio Ambiente, 2002c); también es destacable la gran población de abejarucos (*Merops apiaster*) en el Pago el Robledo.

Entre las aves cinegéticas resaltan la perdiz (*Alectoris rufa*), la paloma torcaz (*Columba palumbus*), la codorniz (*Coturnix coturnix*) o la tórtola (*Streptopelia turtur*).

Entre los mamíferos, además del ganado doméstico (principalmente ovino, porcino, vacuno, caprino y equino), y de los murciélagos existentes en las cuevas del Cerro del Hierro, destaca la población de conejos (*Oryctolagus cuniculus*). No existe aprovechamiento de caza mayor, salvo en la finca Isabel del Retortillo, al noroeste del área de distribución.

Medio Socioeconómico

En las sucesivas visitas para el desarrollo del inventario de la especie y su entorno, pudo comprobarse que los aprovecha-

mientos más extendidos en el área de estudio definida eran la extracción de corcho y el pastoreo con ganado vacuno, porcino y ovino. El aprovechamiento con ganado ovino tenía lugar principalmente en los caminos y en algunas fincas cedidas al pueblo por sus propietarios.

El aprovechamiento de castaño para vara presentaba gran interés, desarrollándose mayoritariamente en las inmediaciones de Constantina. Algunas fincas poseían pequeñas extensiones dedicadas a olivar. También existían numerosos cotos de caza menor. Además, se halló aprovechamiento apícola en diferentes sectores.

Las infraestructuras principales están conformadas por la red de caminos que surcan la zona de estudio. Algunos de ellos corresponden a vías pecuarias de gran importancia en la antigüedad, existiendo también numerosos abrevaderos y descansaderos. El área de distribución se encuentra atravesada longitudinalmente por la Cañada Real El Robledo, que posee cuatro descansaderos o abrevaderos en el área. De la Cañada Real El Robledo parte la Cañada de San Nicolás a Las Navas. Entre ambas cañadas existen cordelillos que las unen (Ministerio de Agricultura, 1963, 1965).

ESTADO ACTUAL DEL REBOLLO EN EL P. N. SIERRA NORTE

INTRODUCCIÓN

La elaboración del Plan de Recuperación del rebollo en el Parque Natural Sierra Norte requería necesariamente un profundo conocimiento del estado en que éste se encontraba en su área de distribución dentro del mismo Parque. Así, se necesitaban conocer los valores que definen sus principales características en cuanto a su localización, sus dimensiones, estado sanitario, de regeneración, etc., y analizar las

posibles relaciones existentes entre ellos, lo cual obligó a un intenso inventario.

Poco antes del inicio de las labores de inventario, fue publicado un mapa de localización del rebollo en el Parque en que ésta se reducía a unos diez puntos marcados en la zona de estudio (Consejería de Medio Ambiente, 2002d).

METODOLOGÍA PARA EL INVENTARIO DEL REBOLLO EN EL P. N. SIERRA NORTE

Material utilizado en el inventario

Para la realización de la fase de campo se emplearon los siguientes materiales:

- GPS Navegador
- Cintas métricas de 30, 20 y 10 m
- Mira graduada de 3 metros
- Brújula
- Altimetro
- Prismáticos
- Mapas topográficos del área de estudio (1:50 000 y 1:10 000)

La fase de gabinete para el tratamiento y análisis de la información requirió el empleo de un ordenador dotado con *software* de gestión del Sistema de Información Geográfica generado y de gestión de bases de datos, además del correspondiente procesador de textos.

Diseño del inventario

El principal problema de las masas de *Quercus pyrenaica* de cara a su inventario residía en la heterogeneidad de su distribución (Allué, 1994).

Las alternativas iniciales incluían así la realización del inventario mediante muestreo o bien mediante censo pie a pie. De una parte, su consideración como especie de alto interés ecológico reconocida como amenazada, así como la escasez de rebollos en la zona y su distribución irregular y dispersa; de otra, la disponibilidad de personal cualificado para el trabajo de campo, el amplio conocimiento y disposición de la población local y muy

especialmente de los propietarios de las fincas sobre la localización de los robles que facilitaba enormemente la búsqueda de los pies a inventariar, la relativa concentración en el Parque y la inmediata identificación al contrastar por su follaje y estructura con el resto de vegetación, apoyaron definitivamente el empleo del censo. Asimismo, ello permitiría aportar la ubicación exacta y el estado concreto de la totalidad de los pies localizados, aspecto que aumentaría el valor del propio Plan de Recuperación.

La fase de campo tuvo lugar durante los meses de julio, agosto, septiembre y octubre de 2002.

Inicialmente, fueron delimitadas cuatro grandes Zonas sobre el área de estudio. Para un mayor orden en la medición y recopilación de los datos, algunas de éstas fueron a su vez divididas en Unidades de Inventariación a partir de la consideración de los límites de las fincas y los caminos que las surcan, a fin de poder deducir relaciones entre la propiedad y manejo de la tierra, y la situación actual de los rebollos.

➤ **Zona 1:** La de mayor superficie, caracterizada por una gran planicie en su sector central, con pequeñas lomas alrededor de la misma, que alcanzan pendientes de hasta el 35%. Formada por diferentes fincas, surcada por la Cañada Real El Robledo y sus correspondientes carriles de acceso, abarcando hasta el Cerro del Hierro, y extendiéndose su límite superior hasta la carretera de San Nicolás a Alanís (SE-L-155). Por otra parte, su límite oriental se sitúa dentro de la finca pública Navalvillar. Contiene las siguientes Unidades de Inventariación:

Mojón Blanco; El Robledo; Cañada Melena; La Peñuela y La Vejera; Caminos; El Escorial y Fuente la Maza; Robledo Buena Suerte; Endrino Alto y Endrino Bajo; Navalvillar.

➤ **Zona 2:** Entre el cuartel del Ejército del Aire y el comienzo de la Zona 1,

abarca el antiguo campo de tiro del Ejército de Tierra (terreno cedido al Ayuntamiento de Constantina), las cercanías de un repetidor del Ejército de Tierra y la parte asfaltada de la Cañada Real El Robledo hasta el Mirador de los Castaños. Constituye una Unidad de Inventariación, designada Zona militar.

⇒ **Zona 3:** Franja de terreno entre la Zona 2 y la Zona 4, que rodea el tramo asfaltado de la Cañada Real El Robledo desde el cuartel de la Guardia Civil hasta el Mirador de los Castaños.

⇒ **Zona 4:** Inmediatamente al norte del núcleo de Constantina, extendiéndose hacia el este hasta aproximadamente 1 km pasado el cementerio de Constantina, y hacia el oeste un kilómetro aproximadamente del cruce de las carreteras Cazalla-Constantina (SE-455) y Constantina-San Nicolás (SE-163). Por el sur rodea el núcleo poblacional y sigue el camino de los Castañares unos 3 km. Fue dividida en tres Unidades de Inventariación: El Calvario; Fuente Fría; Camino Castañares.

En el desarrollo del inventario se distinguieron dos situaciones diferentes: bien los pies se presentaban aislados o individuales; bien los pies se agrupaban formando pequeños bosquetes. Ello fue considerado en la recopilación de información. Así, se tomaron medidas de los pies individuales encontrados y de los pies característicos representativos de cada bosquete.

Información recogida

Los parámetros registrados fueron diferenciados entre variables cuantitativas y



Rebollo en primavera.

cuantitativas, referidas a particularidades observadas respecto a los pies estudiados y al terreno circundante a éstos.

Entre las medidas cualitativas, se diferenciaron las referidas a la zona circundante a los pies inventariados y las referentes a los propios pies: Entorno; Individuos; Finca o Caminos donde se localizaron; Estado fitosanitario (clases); Regenerado y su procedencia; Fructificación; Aprovechamientos; Suelo (afloramientos rocosos, indicios de roturación); Flora acompañante arbustiva y arbórea.

Tratamiento y análisis de la información

Toda la información recopilada fue tabulada e incorporada a una base de datos a fin de facilitar su posterior análisis; también fueron incorporados a un Sistema de Información Geográfica (SIG).

La base de datos quedó finalmente conformada por 22 campos de información (Tabla 1).

Inicialmente, se realizó la asignación de los árboles según clases diamétricas y según clases de altura. Posteriormente, fueron calculados los valores medios y correspondientes desviaciones típicas para cada variable establecida, tanto correspondiente al total de los árboles como a las clases diamétricas diferenciadas, así como por Unidades de Inventariación.

Se establecieron regresiones lineales entre las variables diámetro normal y altura total, para el total de los valores y para las distintas Zonas y Unidades de Inventariación.

Con apoyo en el SIG, fue analizada la distribución geográfica de algunos de los parámetros en sus variaciones: Distribución de los árboles dentro de las Unida-

des de Inventariación; Distribución de los árboles según clases diamétricas y de altura; Distribución del regenerado; Distribución de los pies según su estado sanitario.

RESULTADOS GENERALES

El inventario arrojó la existencia de casi 5000 rebollos sobre algo más de 4000 ha, muy heterogéneamente distribuidos en las diferentes Unidades de Inventariación. Destacó que dos Unidades concentran el 54% de los individuos en tan sólo el 7% de la superficie inventariada.

Resultados cuantitativos

El área de inventario abarcó una superficie total de 4073 ha, con un total de 4926 pies censados (Tabla 2); añadiendo las áreas de regenerado alejadas de rebollos más desarrollados, esta cifra se incrementaba hasta los 4956 puntos con presencia de rebollo. Estos individuos se reparten en las 13

CAMPOS CORRESPONDIENTES A CADA REBOLLO INVENTARIADO

Nombre de campo	Tipo de campo	Observaciones
Número identificador (N)	Cuantitativo	
X	Cuantitativo	Coordenadas X UTM de la localización de los pies (m)
Y	Cuantitativo	Coordenadas Y UTM de la localización de los pies (m)
Z	Cuantitativo	Altitud (m)
Exposición	Cuantitativo	2 clases: solana y umbría
Pendiente	Cuantitativo	Porcentaje (4 clases: 0-5, 5-15, 15-30 y 30-90%)
Suelo	Cualitativo	Estado del suelo de la zona circundante de los pies
Lugar	Cualitativo	Unidad de inventariación en la que se encuentra
Perímetro	Cuantitativo	Unidad: cm
Diámetro	Cuantitativo	A partir del perímetro medido en campo (cm)
Altura	Cuantitativo	Unidad: m
Altura de Ramificación	Cuantitativo	Unidad: m
Diámetro de Copa 1	Cuantitativo	Unidad: cm
Diámetro de Copa 2	Cuantitativo	Unidad: cm
Diámetro Medio de Copa	Cuantitativo	Media de los diámetros de copa cruzados
Regenerado	Cual./Cuan.	3 clases: no, escaso y abundante (0, 1, 2)
Bosquete	Cuantitativo	Número de pies del bosquete (árbol individual "1")
Árbol individual	Cuantitativo	Pie representativo del conjunto de pies que forma un bosquete
Estado sanitario	Cual./Cuan.	5 Clases (de 1 a 5)
Fructificación	Cual./Cuan.	3 clases: no, escasa y abundante (0, 1, 2)
Aprovechamiento	Cualitativo	Indica el aprovechamiento de la finca, o del árbol/bosquete en su caso
Flora	Cualitativo	Especies acompañantes y dominantes

Tabla 1. Estructura de la información de inventario.



Fig. 1. Localización de los rebollos (*Quercus pyrenaica*) censados, así como las áreas potenciales para su distribución en el Parque Natural de Sierra Norte de Sevilla.

Unidades de Inventariación de forma muy heterogénea (Tabla 2 y Figura 1). Por otra parte, su localización al interior de las zonas y las unidades ocupa predominantemente lugares muy concretos; así, gran parte de los pies se encuentran cerca de los caminos, vallas y lindes de las fincas, en formaciones lineales.

La distribución de los individuos en bosquetes respecto a sus clases diamétricas presentó una tendencia de disminución en el número de pies que formaban los bosquetes a medida que aumentaba el diámetro normal de los melojos.

La distribución de frecuencias por clases diamétricas indicó la existencia de un mayor número de pies de pequeñas dimensiones frente a los de mayores tamaños. Así, sólo el 16.1% de los pies presentaron diámetros superiores a 30 cm, mientras el 58.6% estuvieron com-

prendidos entre los 10 y 30 cm, y el 25.3% fueron inferiores a los 10 cm.

Contrariamente, la distribución de las alturas fue muy heterogénea. Se apreció un ligero aumento de la altura total a medida que incrementaba el diámetro normal; por otra parte, la altura de ramificación no presentó una variación tan evidente.

Las variaciones del diámetro medio de copa respecto al diámetro normal y a la altura total, siguieron una correlación directa.

El regenerado resultó escaso en todo el área de estudio, existiendo manchones de más de 1 m² en pocas unidades. El Endrino presentó la mayor parte de estos manchones, procedentes frecuentemente de brotes de cepa. Debajo de los árboles o en sus cercanías aparecían pies en casi todas las unidades, aunque muchos

Zona	Unidades de inventariación	Sup. (ha)	N pies	Densidad (pies/ha)		Diám. (cm)		Altura (m)		Alt. ram (m)		Diam. copa (m)		N pies/bosq	
				Media	Desv. típ	Media	Desv. típ	Media	Desv. típ	Media	Desv. típ	Media	Desv. típ	Media	Desv. típ
1	Mojón Blanco	214,02	73	0,34	40,17	19,96	10,64	2,79	2,45	0,68	9,80	3,86	3,30	2,65	
1	La Peña y La Vejera	252,00	987	3,92	19,34	13,46	7,88	2,98	2,74	1,25	4,91	3,16	6,54	3,44	
1	Robledo Buena Suerte	109,92	304	2,74	38,14	22,92	9,34	2,22	2,47	0,69	8,79	5,13	3,80	2,72	
1	El Robledo	310,25	587	1,89	20,50	11,39	7,36	3,10	3,08	2,59	4,84	2,83	5,24	2,97	
1	Caminos	95,50	236	2,47	27,97	22,57	8,22	4,38	1,99	0,83	6,95	5,28	5,17	3,64	
1	Endrino	286,20	554	1,94	12,69	12,78	5,16	3,04	1,81	1,66	3,82	4,64	4,84	2,94	
1	Cañada Melena	51,51	49	0,95	25,66	22,15	7,39	2,42	2,42	1,96	6,99	4,30	2,31	1,45	
1	Escorial y Fuente La Masa	99,77	19	0,19	27,11	15,39	7,88	3,61	1,84	0,45	7,26	4,21	1,63	0,76	
1	Navalvillar	205,27	82	0,40	3,17	1,75	2,91	1,30	1,13	0,66	1,51	0,80	5,86	2,18	
1	Características - Zona 1	3.033,32	2.891	0,95	21,23	17,46	7,34	3,40	2,44	1,35	5,28	4,12	5,36	3,30	
2	Zona Militar	39,84	1.683	42,24	19,43	7,71	8,49	2,71	2,73	0,87	4,94	1,96	8,40	2,71	
2	Características - Zona 2	151,76	1.683	18,77	19,43	7,71	8,49	2,71	2,73	0,87	4,94	1,96	8,40	2,71	
3	Características - Zona 3	174,60	0,00	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
4	Calvario	426,94	243	0,57	18,47	12,44	7,41	3,27	2,58	0,94	5,12	3,01	6,14	3,35	
4	Fuente Fría	10,40	36	3,46	19,67	5,95	7,42	1,98	2,24	1,00	3,75	0,95	6,39	2,69	
4	Camino Castañares	129,22	72	0,56	11,40	5,91	6,61	2,59	2,12	0,77	4,11	2,74	4,75	2,04	
4	Características - Zona 4	713,24	351	0,49	17,14	11,22	7,25	3,04	2,22	0,91	4,74	2,87	5,90	3,09	
	Total	4.072,94	4.926	1,21	20,32	14,48	7,76	4,44	2,56	1,42	5,14	3,45	6,51	3,44	

Tabla 2. Características de las distintas Zonas y Unidades de Inventariación. Valores totales de superficie (sup), número de pies (N pies) y densidad (Den). Valores medios de los pies de las distintas zonas: diámetro normal (Diám), altura total (Altura), altura de ramificación (Alt. ram), diámetro medio de copa (Diám. copa) y número de pies por bosque (N Pies/bosq). Las Unidades de Inventariación no abarcaron la totalidad de las Zonas en las que está dividida el área de estudio.

de estos brinzales/chirpiales no parecía que fueran a prosperar en unos casos por estar afectados de oidio (en las unidades La Peñuela y La Vejera y Caminos) y en otros casos por estar expuestos al ganado (Robledo Buena Suerte).

En general, el estado sanitario de los robles de la zona de estudio resultó bueno.

En cuanto a la fructificación, se apreció una ausencia casi total de frutos en todos los árboles de las distintas Unidades de Inventariación.

La mayoría de los pies presentaban orientación de solana, excepto en la Zona 2 donde se observó una predominancia de pies situados en umbría dentro de la Unidad de Inventariación Endrino. También la mayoría se encontró sobre relieves muy suaves, predominando pendientes de 0-5%.

Resultados cualitativos

El aprovechamiento mayoritario de la zona es la extracción de corcho y los

pastos para ganado ecvn dehesas. En muchas de las Unidades había parcelas con olivar y con rodales de castaño con aprovechamiento de vara en monte bajo. El aprovechamiento cinegético apareció como secundario de forma generalizada en todas las Unidades de la Zona 1, especialmente en El Endrino.

La vegetación acompañante resultó muy similar en todo el área. Entre los árboles predominaron los alcornoques (*Q. suber*), en unos casos acompañados por encinas (*Q. ilex* subsp. *ballota*) y en otros por quejigos (*Q. faginea*), siempre éstos en menor proporción. Por otra parte, Unidades como Escorial y Fuente la Masa o el Calvario presentaban grandes superficies dominadas por castaños (*Castanea sativa*). Además, en algunas parcelas existía cultivo de olivar situándose los robles en sus lindes. Entre las especies de matorral, la jara pringosa (*Cistus ladanifer*) apareció en mayor proporción, seguida de cerca por otras dos jaras, *C. albidus* y *C. crispus*. La aulaga (*Genista hirsuta*) también resultó frecuente, encontrándose prácticamente en todas las Unidades de Inventariación relegada a la zonas más inaccesibles. La peonía (*Paeonia broteroi*) se encontró normalmente bajo la sombra de los robles, en zonas donde aparecen agrupados, siendo prácticamente la única planta que crecía bajo su dosel. La cornicabra (*Pistacia terebinthus*), el majuelo (*Crataegus monogyna*), el torvisco (*Daphne gnidium*) y el escaramujo (*Rosa corymbifera*) aparecieron en muchas Unidades, pero en una baja proporción, siendo más abundantes en las zonas donde la jara pringosa se veía relegada por el pasto. Las zarzas (*Rubus ulmifolius*) se presentaron habitualmente en las vallas o en las umbrías con pendiente. En cambio, los cardos aparecieron en vaguadas muy luminosas y cerca del ganado vacuno. En algunas Unidades, cuando el matorral dominaba extensiones reducidas, apa-



Broto de rebollo.

recía la esparraguera blanca (*Asparagus albus*). El endrino (*Prunus spinosa*) apareció en dos Unidades de Inventariación, ambas en la Zona 1, existiendo *Prunus insititia* en la Unidad Calvario, bajo un manto de zarza. Esta última especie se encuentra catalogada como Vulnerable (VU, UICN) por el Catálogo Andaluz de Flora Amenazada (Valdés *et al.*, 2000), habiéndose mantenido en tal categoría en la Ley 8/2003 de la flora y la fauna silvestres de Andalucía.

El suelo resultó muy similar en todas las Unidades de Inventariación. En numerosas ocasiones, formaciones de robles se han visto relegadas a roquedos donde la



Ejemplar joven de rebollo.

incapacidad de paso de los tractores ha permitido que estos pies prosperasen. En general, la mayoría de las fincas sufren roturaciones con diferente frecuencia, dejando muestra de esto en el suelo.

DISCUSIÓN

Análisis general de los resultados

La densidad total del rebollo en su área de distribución considerada dentro del Parque fue muy baja (1,21 pies/ha). Ello parece justificarse principalmente por la intensa intervención antrópica en la zona; *Quercus pyrenaica* resulta ser un árbol con menores beneficios económicos que la encina, el alcornoque o incluso el quejigo. Realizando una aproximación a la superficie que estrictamente ocupan los rebollos, se observó que la densidad aumentaba considerablemente, corroborando que los robles melojos han sido relegados a las zonas con menor utilidad de las fincas; de forma importante, sobre los linderos.

La aparición de los pies en bosquetes se asoció siempre a sus aprovechamientos tradicionales anteriores (obtención de leñas, cortándolo a hecho); así, muchos inventariados eran chirpiales. Además, la concentración de los rebollos en una misma parcela facilitaba las labores de tala.

El mayor número de pies jóvenes respecto a pies envejecidos se explicó atendiendo a la historia de los aprovechamientos de las distintas fincas. En zonas de aprovechamiento en monte bajo, cuando la necesidad de leñas se vio disminuida, los robles fueron menos necesarios; muchos fueron talados, llegando a ser erradicados en algunas zonas. Además, los de mayores dimensiones se vieron limitados a los caminos y a fincas donde hay un aprovechamiento exclusivamente ganadero. En las unidades donde se observó un mayor número de pies gruesos, se apreció una disminución de individuos jóvenes asocia-

do a la incapacidad de prosperar por parte de los mismos, ramoneados constantemente por el ganado.

La altura de ramificación media, en torno a los 2-3 m, se justificó por el tradicional aprovechamiento anterior para leñas y carbón, apreciándose cómo todas las ramas bajas, cercanas a la altura donde el hombre puede podar con facilidad, han sido cortadas.

El mal ajuste entre las variables correspondientes al diámetro normal y a la altura total en una recta de regresión puede atribuirse seguramente a las actuaciones humanas a lo largo de la vida de los robles.

La escasez de regenerado se justificó en el hecho de que los aprovechamientos actuales implican un continuo pastoreo de las parcelas donde están los robles; este efecto se manifestó en que los chirpiales o brinzales que prosperaron hubieran sido ramoneados y comidos por el ganado. El regenerado llegó a ser prácticamente inexistente en las Unidades donde existía ganado vacuno, observando que la mayor parte del regenerado en la Unidad la Peñuela y la Vejera, se encontraba fuera de las parcelas dedicadas a este tipo de ganado.

El buen estado generalizado podría justificarse porque gran parte de los que se encontraban debilitados, murieron durante las sucesivas sequías ocurridas en la década de 1990-2000; diferentes propietarios afirmaron que hubo una elevada mortandad entre los robles durante esos años.

La fructificación muy escasa parece poder justificarse en el hecho de que se trata de una especie vecera y de menor producción que otras especies de *Quercus* spp.

A pesar de que el rebollo en latitudes similares muestra, generalmente, preferencia por las umbrías (Blanco *et al.*, 1997) en este caso se sitúa mayoritariamente en solanas. Esto puede justificarse

por la casi ausencia de pendiente, que reduce de forma importante la incidencia de esta variable. Aún así, se apreció que los rebollos se situaban en la umbría cuando tenían ocasión, como ocurrió en el caso de las Unidades de la Zona Militar, Camino de los Castañares, Calvario y Fuente Fría.

ÁREAS POTENCIALES DE DISTRIBUCIÓN DEL REBOLLO

CARACTERIZACIÓN DE LAS ÁREAS POTENCIALES

El conocimiento de la localización de las áreas potenciales constituye, de forma general, un aspecto fundamental en la elaboración de planes de recuperación de especies por su gran incidencia para proponer actuaciones concretas sobre el territorio natural de distribución.

En la determinación del área potencial de las formaciones vegetales con presencia predominante de *Quercus pyrenaica*, fue necesario considerar una combinación de factores ecológicos que caracterizan el hábitat en que esa comunidad vegetal se presenta de forma natural. Concretamente, en el presente trabajo fueron reducidos a cuatro grupos: Factores climáticos [gradientes de temperaturas y de precipitaciones; ya ha sido referido su requerimiento de una precipitación superior a 600 mm anuales, 160 mm durante el estío (Valdés *et al.*, 2000)], edáficos (relacionados con la litología, asociados a suelos silíceos), altitud (400-1600 m, aunque según Blanco *et al.* (1997) en el sur de la Península necesita cotas elevadas, preferiblemente en las umbrías) y factores asociados a la vegetación (tipo de vegetación).

En este sentido, actualmente, los Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen una herramienta fundamental que permiten un intenso análisis de

estos grupos de variables asociadas a su distribución en el territorio.

Así, la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía elaboró recientemente, entre otros, el mapa de distribución potencial de *Quercus pyrenaica* en el Parque Natural Sierra Norte (Consejería de Medio Ambiente, 2003), sin que quede claramente especificada la metodología empleada.

CRITERIOS PARA LA SELECCIÓN DE ZONAS POTENCIALES

Tras el análisis de las características del hábitat de los robles melojos de forma general, y concretamente en el Parque Natural Sierra Norte con la consideración de los resultados del inventario, los criterios utilizados para la selección de zonas potenciales fueron los siguientes:

- ⇒ **Altitud mínima:** 600 metros sobre el nivel del mar.
- ⇒ **Tipos de suelo:** Unidades edáficas 31, 32, 37 y 521 según el sistema de clasificación empleado por la Consejería de Medio Ambiente (2002a).
- ⇒ **Datos meteorológicos:** series de precipitación de los términos municipales.
- ⇒ **Orientación preferente:** preferiblemente umbría.

Haciendo uso del SIG, se obtuvieron las localizaciones presuntamente incluidas a dichas condiciones.

RESULTADOS Y VALORACIÓN DE LAS ZONAS POTENCIALES

Las zonas potenciales de *Quercus pyrenaica* se localizaron fundamentalmente en el noreste del Parque Natural Sierra Norte (**figura 1**).

El hecho de que las zonas potenciales del rebollo se localizaran frecuentemente sobre la serie de vegetación potencial del alcornoque parece relacionar la reducción del área de distribución del rebollo con el favorecimiento



antrópico del alcornoque. Así, el factor socioeconómico ha sido muy importante en la distribución real de esta especie, debiendo ser considerado a la hora de plantear las actuaciones de recuperación en las zonas potenciales.

La propiedad pública existente en las zonas potenciales estaba compuesta por 23 vías pecuarias, incluidas generalmente de forma parcial, y por 11 fincas incluidas en todos los casos de forma parcial. La finca pública más importante en este sentido fue Navalvillar o El Robledo, por encontrarse en ella uno de los pocos puntos donde existen pies jóvenes; sin embargo, más de la mitad de su superficie quedó fuera de las zonas potenciales.

Respecto a las zonas potenciales catalogadas por la Consejería de Medio Ambiente (2003), no fue posible dispo-



ner de la metodología empleada, optando por la elaboración propia. Aún así, la principal diferencia respecto a esta referencia correspondió a que aquella consideró potencial ciertas zonas de El Real de la Jara, que si bien presenta altitudes superiores a 600 m, se encuentra sobre regosoles y leptosoles líticos con afloramientos rocosos que en el presente trabajo fueron desechados.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

A partir de los resultados obtenidos en el estudio del estado actual del rebollo en el Parque Natural Sierra Norte y de sus áreas potenciales de distribución, fueron elaboradas, por una parte, unas direc-

trices generales de conservación para el fortalecimiento de las medidas de protección del rebollo en el Parque Natural y, por otra, diferentes propuestas de actuación con la finalidad de mejorar la situación de las poblaciones correspondientes.

Así, las directrices de conservación que componen el Plan de Recuperación incluyen el planteamiento de Objetivos, Directrices y actuaciones generales, Ejecución y coordinación, Seguimiento, y Duración y revisión, proponiendo la consideración de algunos individuos inventariados como Ejemplares singulares.

Por otra parte, la selección de propuestas de recuperación requirió tener en cuenta una serie de condicionantes variados, destacando la propia biología del árbol, características de las zonas y condicionantes socioeconómicos y culturales de los lugareños. Así, las medidas a implantar debían ser compatibles con los usos de las fincas, favorecedor del paisaje, sin olvidar el papel lúdico y educativo.

En cualquier caso, el roble melojo se encuentra en una zona alejada de su óptimo ecológico, por lo que no se deben buscar grandes resultados, sino mantener en el mejor estado posible los pies existentes y aumentar o introducir, robles melojos en la zona potencial dentro del Parque Natural.

POSIBLES ALTERNATIVAS DE ACTUACIÓN PARA LA RECUPERACIÓN DEL REBOLLO EN EL P. N. SIERRA NORTE

- ⇒ Establecer una estación termoplumiométrica en el área de estudio para mejorar el conocimiento de sus variables meteorológicas, con preferencia justificada por la finca pública Navalvillar.
- ⇒ Deslindar las vías pecuarias de la zona, utilizando *Quercus pyrenaica* en las repoblaciones de linderos, abrevaderos y descansaderos de las mismas.



Dehesa de rebollo.



Detalle de rebollo.

- ⇒ Iniciar la conversión a monte alto el rebollar de la Zona Militar para mejorar su estado.
- ⇒ Creación de Colecciones de Campo para la conservación de la especie.
- ⇒ Utilizar el rebollo entre las especies para las repoblaciones del entorno de la Vía Verde a su paso por el Cerro del Hierro.
- ⇒ Impulsar la creación de las “tierras de melojar”, claramente mejoradoras de la calidad del suelo.
- ⇒ Incentivar el uso de robles melojos

en los linderos de las fincas y en los márgenes de los caminos privados y públicos, formando cercas vivas.

- ⇒ Realizar tratamientos selvícolas a los pies o grupos que lo requieren.
- ⇒ Realización de repoblaciones en las zonas potenciales, al exterior del área de distribución actual.
- ⇒ Plantar robles en el Centro de Visitantes El Robledo.
- ⇒ Promover la educación ambiental de la zona, indicando la importancia cultural de esta especie.



Repoblación de rebollo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALLUÉ, M. 1994. Ordenación de masas de *Quercus pyrenaica* Willd. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 1:107-135.
- BLANCO, E., CASADO, M.A., COSTA, M., ESCRIBANO, R., GARCÍA, M., GÉNOVA, M., GÓMEZ, A., GÓMEZ, F., MORENO, J.C., MORLA, C., REGATO, P. y SÁINZ, H. 1997. *Los bosques ibéricos. Una interpretación geobotánica*. Ed. Planeta. Barcelona.
- CASTROVIEJO, S., LAINZ, M. y LÓPEZ GONZÁLEZ, G. (EDITORES) 1990. *Flora Ibérica: Plantas vasculares de la Península Ibérica e Islas Baleares, Vol. II*. Real Jardín Botánico-CSIC. Madrid.
- CEBALLOS, L. y RUIZ DE LA TORRE, J. 1971. *Árboles y arbustos de la España Peninsular*. E.T.S. de Ingenieros de Montes. Madrid.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 1984. *Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural Sierra Norte*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002a. *Caracterización del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002b. *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002c. *Hoja Informativa del Parque Natural Sierra Norte, Junio 2002*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2002d. *Vegetación del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Distribución de especies de flora amenazada a partir de puntos de muestreo de campo*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE. 2003. *Vegetación del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Distribución de especies de flora amenazada. Distribución potencial a partir de las unidades de vegetación*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- GALÁN CELA, P., GAMARRA GAMARRA, R. y GARCÍA VIÑAS, J.I. 2000. *Árboles y arbustos de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Ed. Jaguar. Madrid.
- JALAS, J. y SOUMEIEN, J. (Editores) 1976. *Atlas Florae Europaeae (Salicaceae to Balalanophoraceae) Tomo III*. Helsinki Univ. Printing House. Helsinki.
- JIMÉNEZ, M.P., DÍAZ-FERNÁNDEZ, P.M., MARTÍN, S.M. y GIL, L. 1998. *Regiones de procedencia Quercus pyrenaica* Willd., *Quercus faginea* Lam., *Quercus canariensis* Willd. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- LUQUE, P., NIETO, R. y MIGUEL, J. 1986. *Plantas leñosas del macizo Cazorla-Segura y otras especies de la Península*. Centro de Cap. y Exp. Forestal de Cazorla. Jaén.
- MARTÍNEZ PARRAS, S. y MOLERO MESA, J. 1982. Ecología y fitosociología de *Quercus pyrenaica* Willd. en la provincia de Bética. Los melojares béticos y sus etapas de sustitución. *Lazaroa* 4:91-104.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA. 1963. *Proyecto de clasificación de las vías pecuarias del término municipal de San Nicolás del Puerto, provincia de Sevilla*. Servicio de Vías Pecuarias. Dirección General de Ganadería. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- MINISTERIO DE AGRICULTURA. 1965. *Proyecto de clasificación de las vías pecuarias del término municipal de Constantina, provincia de Sevilla*. Servicio de Vías Pecuarias. Dirección General de Ganadería. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- MONTOYA, J.Q. 1982. Selvicultura, ordenación y economía de los rebollares de *Quercus pyrenaica* Willd. *Boletín de la Estación Central de Ecología (ICONA)* 21:3-13.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. 1987. *Memoria y mapa de las series de vegetación de España (1:400.000)*. ICONA. Madrid.
- RIVAS MARTÍNEZ, S. y SÁENZ, C. 1991. Enumeración de los *Quercus* de la Península Ibérica. *Rivasgodaya* 6:101-110.
- ROMANYK, N. y CADAHÍA, D. (Editores). 1992. *Plagas de insectos en masas forestales españolas*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- VALDÉS, B., RODRÍGUEZ, C., LÓPEZ, A. y CABEZUDO, B. (Coordinadores). 2000. *Libro rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía. Tomo II: Especies Vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- VIVERO, J.L., PRADOS, J. y HERNÁNDEZ, J.E. (inédito). *Borrador del Plan de Recuperación de Quercus pyrenaica* Willd. para Andalucía.
- Normativa
Ley 8/2003, de 28 de octubre, de la flora y la fauna silvestres. *BOJA* núm. 218, de 12 de noviembre de 2003.

Estudio de la fauna cavernícola del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Alberto Tinaut, Virginia Salavert Andrés y
Maria Dolores Lara Ojeda

*Departamento de Biología Animal
Facultad de Ciencias. Universidad de Granada. 18071 Granada. España
hormiga@ugr.es*

Palabras Clave: Bioespeleología, Fauna, Sierra Norte de Sevilla, España
Keywords: Bioespeleology, Fauna, Sierra Norte de Sevilla, Spain

Estudio de la fauna cavernícola del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (España)

Study of the cavernicolous fauna of the Natural Park Sierra Norte of Sevilla (Spain)

RESUMEN

En este trabajo se recogen los resultados de un proyecto llevado a cabo en las cavidades del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, durante el período de 2002 al 2004. No existía ningún dato previo sobre la fauna cavernícola de esta región. Estos estudios han permitido el hallazgo de 65 taxones, en su mayor parte nuevos para la provincia de Sevilla. Destacamos el hallazgo de una nueva especie de *Hexabathynella*, descrita a partir del material recogido por nosotros, así como la ampliación del área de distribución conocida para varias especies. Se discute la escasez de elementos endémicos y troglobios, atribuyéndola a la ausencia de cambios climáticos históricos importantes que forzaran al paso a la vida troglobia.

ABSTRACT

In this article we discuss the results of a research project carried out in the caves of the Sierra Norte de Sevilla Natural Park from 2002 to 2004. No previous data on the cave fauna of this region was recorded. This study enabled the discovery of 65 taxa, most of them new for this region. One of the most remarkable findings is a new species of *Hexabathynella*, described from the material found during this project. We discuss also the low number of endemic and troglobites species inhabiting in this caves. We argue the absence of strong historical climatic changes which forced to a troglotic kind of life in this area.



Descenso a la sima de los Coscojales.

INTRODUCCIÓN

Andalucía cuenta con una importante red kárstica y, por tanto, con un gran número de cuevas. Sin embargo, la fauna de estas cavidades es aún poco conocida en su conjunto debido principalmente a una distribución irregular en el número de trabajos llevados a cabo en las diferentes provincias (Barranco *et al.*, 2004; Barranco Vega, 2008). Una de las provincias escasamente estudiada era la provincia de Sevilla, a pesar de albergar un importante sistema kárstico al norte de la región, en los terrenos de Sierra Morena Occidental. En esta zona hay inventariadas alrededor de un centenar de cavidades (Álvarez García, 2000), conocidas muchas de ellas por las colonias de murciélagos que albergan (Ibáñez *et al.*, 2002; Migens *et al.*, 1999, 2000; Quetglas, 2004). Su fauna cavernícola en sentido estricto, era, por tanto, absolutamente desconocida al comienzo del trabajo que aquí se presenta, lo que suponía un reto y posibilidades de hallazgo de novedades y sorpresas, pero también un conocimiento previo muy limitado de las cavidades y de sus posibilidades reales para la fauna cavernícola. Nuestro trabajo finaliza en el 2004 y desde entonces algunos resultados parciales han sido publicados (Barranco *et al.*, 2004; Barranco *et al.*, 2005; Tinaut y Barranco, 2006; Tinaut *et al.*, 2007). En este artículo presentamos un resumen general sobre el proyecto llevado a cabo, los resultados y el interés de la fauna encontrada.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El Parque Natural Sierra Norte de Sevilla ocupa una superficie de 177.000 hectáreas y se sitúa en la zona central de

Sierra Morena Occidental, ocupando el 25% del territorio de la provincia. Su ecosistema se ve favorecido por el clima, de inviernos suaves y veranos cálidos, con precipitaciones muy irregulares y temperatura máximas de 35 grados (Molina, 2004). Además de constituir un Parque Natural, en su interior se encuentran enclaves geológicos y biológicos de gran interés y que han merecido ser considerados Monumentos Naturales (Castro Nogueira *et al.*, 2003).

La mayor parte del territorio es de origen Cámbrico formando parte del Macizo Hercínico, representando la orla meridional de la Placa Ibérica del Primario. A pesar de la antigüedad del territorio, sus cavidades, numerosas, no son demasiado extensas ni poseen una especial riqueza en espeleotemas, constituyendo en general galerías horizontales originadas por erosión mecánica a presión, como se ha descrito para Los Covachos (Álvarez García *et al.*, 2004).

La Sierra Norte esconde en el subsuelo alrededor de 70 cavidades, de las 120 conocidas para la provincia de Sevilla (Álvarez García, 2000). Algunas de ellas son sencillamente fenómenos cavernosos como abrigos o cavidades de escaso recorrido, es decir, sin mayor interés bioespeleológico, pero además para la mayoría de ellas la información existente o a la que hemos tenido acceso ha sido muy escasa o nula.

Esta situación ha supuesto un gran *handicap*, como ya se comentará, para la puesta en marcha del proyecto, habiendo necesitado alrededor de seis meses de prospección en el campo para poder localizar un número mínimo de cavidades con las que poder empezar a trabajar. Para ello, utilizábamos la información de la guardería, espeleólogos y lugareños. Un buen reflejo de la falta de información sobre la ubicación de las cavidades es que

incluso hasta el último día de muestreo (Mayo 2004) estuvimos explorando cavidades nuevas que había sido imposible descubrir hasta entonces, como ocurrió con una sima en el Risco de San Felipe o incluso con uno de los accesos más importantes de la Cueva del Martinete.

De acuerdo con la información previa, las cavidades a las que dedicamos la primera fase de prospección y búsqueda fueron un total de 35 (Tabla 1).

Hemos podido comprobar que algunas de ellas no tienen interés bioespeleológico por ser demasiado pequeñas o no reunir condiciones para el desarrollo de fauna y en otros casos nos ha sido imposible localizarlas. Las cuevas y simas que hemos prospectado definitivamente son las que se concentran sobre todo en los términos de Alanís, Almadén de la Plata, San Nicolás, Las Navas y Cazalla (Tabla 1) (Figura 1).

Localidad	Observaciones
ALANÍS	
Cueva de la Charneca	No localizada
Sima Elena	No localizada
Sima Mario	No localizada
Sima del Paro o Los Coscojales	
Sima del Título	No localizada
Sima del Perro	No localizada
Sima del Toro	No localizada
Sima de La Culebra	No localizada
Sima San Apolino	No localizada
ALMADÉN DE LA PLATA	
Los Covachos	
Cueva Risco de San Felipe	
Cueva de Mariola	
Cueva Risco Nogal	No localizada
Cueva del Cura	No localizada
Cueva de la Sartén I	No localizada
Cueva de la Sartén II	No localizada
CAZALLA DE LA SIERRA	
Santiago Grande	
Santiago Media	
Santiago Menor	
Abrigo del Cez	No localizada
Sima del Tritón	No localizada
Sima de Cuesta Blanca	No localizada
Sima del Poste	No localizada
CONSTANTINA	
Fuenfría	
Cueva de la Sima	
SAN NICOLÁS DEL PUERTO	
Sima del Hierro	
Sima Callejón	Sin int. bioespel.
Cueva de la Fuente de la Guardia Civil	Sin int. bioespel.
Cueva de las Piedras Bonitas	Sin int. bioespel.
Cueva del Martinete o Paquito	
Cueva del Árbol	No localizada
Sima Polea-Solana	No localizada
Sima de la Silla	No localizada
Sima Frente-Ocre	No localizada

Tabla 1. Relación total de cavidades incluidas previamente en el proyecto. Se indica si éstas fueron no localizadas o si carecían de interés bioespeleológico

OBJETIVOS

Puesto que el reto era muestrear unas cavidades desconocidas biológicamente hasta entonces, el objetivo principal era muy obvio y también muy amplio: conocer la fauna cavernícola de esta región, su distribución en cada una de las cavidades y en el conjunto de ellas. Pero además, nos propusimos también conocer las afinidades faunísticas entre las diferentes cavidades, dado que todas éstas estaban muy dispersas y que a su vez, las unidades kársticas de la zona representaban un puzzle inconexo en una matriz de tipo metamórfico o incluso magmático. Por último, el tercer objetivo era determinar las cavidades de mayor interés y sus necesidades de protección.

MATERIAL Y MÉTODOS

Tras localizar las cuevas, nuestra labor ha consistido en muestrearlas una vez al mes durante un año y medio. En cada cavidad visitada, se ha simultaneado un muestreo manual y la puesta o recogida de trampas de caída instaladas en lugares estratégicos de las cuevas, así como el uso de mallas para la recogida de la fauna acuática.

MUESTREO MANUAL

Son muestreos directos, realizados con un pincel fino o pinzas entomológicas según el tamaño y textura del ejemplar, realizados por toda la cavidad, mirando con detalle en los distintos ambientes: paredes, suelo pedregoso, arena, arcilla, grava, murcielaguina, coladas y acumulaciones de agua. Los individuos capturados eran conservados en tubos con alcohol absoluto y etiquetados convenientemente. Todo el material era etiquetado *in situ*.

TRAMPAS DE CAÍDA O TIPO PIT-FALL

Consisten en un bote de plástico de unos

7 cm de diámetro enterrado a ras de suelo, con un atrayente y un conservante, que preservará a los ejemplares capturados para poder estudiarlos sin problemas en el laboratorio. Cada punto de muestreo quedó localizado y señalado de forma que siempre pudiéramos muestrear en los mismos puntos.

El contenido de estas trampas de caída es variado, podía consistir en líquido de Turquín, que utiliza como base atrayente la cerveza, además de llevar conservantes para los ejemplares capturados, o bien Vinagre, que es también un fuerte atrayente.

Al líquido atrayente de cada trampa se le añaden unas gotas de detergente convencional para disminuir la tensión superficial del líquido y facilitar así la inmersión de los ejemplares atrapados. Este tipo de trampas permanecía en la cavidad durante un periodo aproximado de uno o dos meses, tiempo suficiente para la caída de un número de individuos aceptable y no excesivo para la adecuada conservación.

MUESTREO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Para ello se han utilizado dos métodos: Filtrado de 8 litros de agua, tras remover el fondo, con una malla de 40 micras.



Aphaenogaster cardenai, una de las escasas hormigas, a nivel mundial, específicas del medio subterráneo superficial (MSS) y que puede encontrarse en las cavidades de Sierra Norte.

Fernando Amor

Mediante este sistema se ha podido obtener tanto anfípodos o isópodos, como grupos de menor tamaño como fitoplancton o zooplancton. También, para aumentar el espectro faunístico, hemos filtrado agua procedente de todos los niveles con una manga de 100 micras.

Además de todo lo anterior, se han tomado datos de temperatura de forma regular en las tres cuevas de Santiago y en Fuenfría. Con esto se han representado gráficamente los valores de temperatura con el fin de conocer su variación a lo largo del año.

Para la identificación de aquellos grupos zoológicos que escapaban de nuestra especialidad se ha contado, como suele ser habitual en este tipo de trabajos, con la colaboración de diversos especialistas cuyos nombres figuran en los agradecimientos.

Para el análisis de afinidad faunística se ha utilizado el programa *Multi-Variate Statistical Package* (MVSP).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

LOCALIZACIÓN DE LAS CAVIDADES

La primera fase, previa y necesaria para este proyecto era la localización de las cuevas existentes en el Parque Natural Sierra Norte, para ello iniciamos la búsqueda de documentación al respecto. Partimos en primer lugar de un listado de las cuevas estudiadas por el grupo de Quirópteros de la Estación Biológica de Doñana y posteriormente, para su localización en el terreno y para saber de la posible existencia de más cuevas, contamos con la colaboración de personal del Parque. Gracias a ellos, pudimos localizar algunas cuevas como: La Cueva del Risco Felipe, La Cueva de Santiago Grande y Media y la ubicación del karst del Cerro del Hierro, pero no la ubicación

de sus cavidades, ya que el lugar preciso les era desconocido. En el último período del proyecto contamos con la colaboración del grupo espeleológico GES, en la persona de Genaro Álvarez lo que nos permitió localizar algunas que habían permanecido ocultas a nosotros y acceder fácil y directamente a otras cavidades como la cueva de La Sima, en Constantina. En cualquier caso, fue mediante un trabajo de campo muy laborioso y frustrante en ocasiones, como fuimos localizando la mayor parte de las cavidades. Baste decir que cuevas como Santiago Menor, Fuenfría o la Sima del Hierro requirieron bastantes días de búsqueda hasta localizarlas. En resumen, ésta ha sido, inesperadamente, la fase más complicada. Debido a eso, somos conscientes de la existencia de cavidades que no hemos tenido oportunidad de estudiar. A pesar de ello, consideramos que el número de cuevas estudiado, catorce, y la intensidad del trabajo realizado, año y medio de muestreo, permiten tener una idea bastante adecuada del valor faunístico de la zona. La localización de las cavidades específicamente estudiadas puede apreciarse en la **Figura 1**.

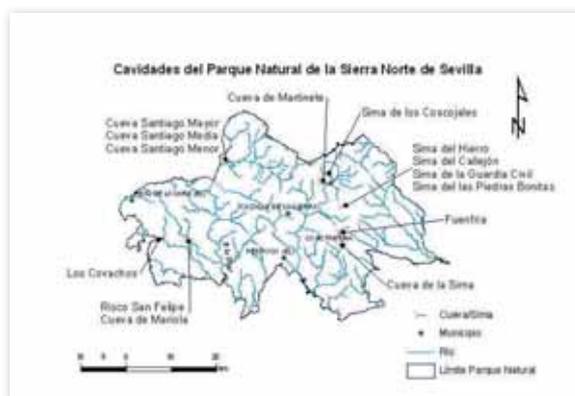


Fig. 1. Ubicación de las cuevas de mayor interés bioespeleológico.

VARIABLES ABIÓTICAS DE LAS CAVIDADES

En las **figuras 2-5** se pueden apreciar las temperaturas en tres puntos diferen-

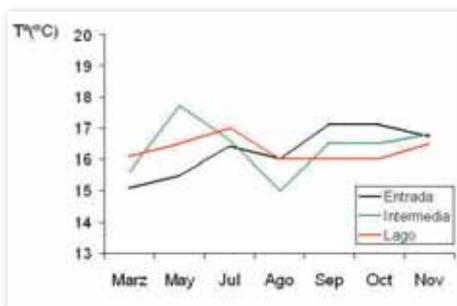


Fig. 2. Variaciones de temperatura a lo largo del año 2003, en las diferentes salas de la cavidad de Santiago Mayor.

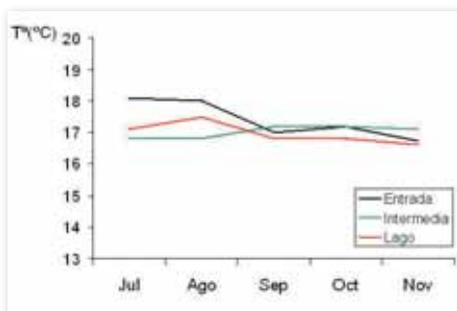


Fig. 3. Variación de temperatura a lo largo del año 2003 y en las diferentes salas de Santiago Media.

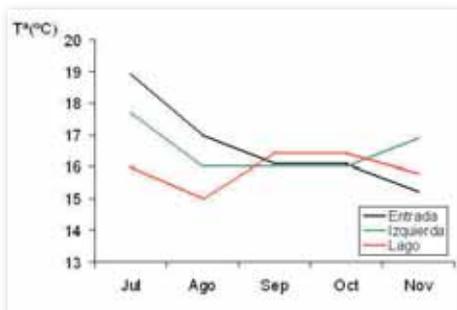


Fig. 4. Variación de temperatura en las diferentes salas de Santiago Menor a lo largo del año 2003.

tes: zona externa, zona media y zona interna, de las cavidades de Santiago y Fuenfría. En general se aprecia cómo las temperaturas de las zonas internas son más estables que las del exterior, pero no tanto como en otras cavidades de mayor desarrollo, como la Cueva del Agua (Granada) en las que las oscilaciones anuales internas son inferiores

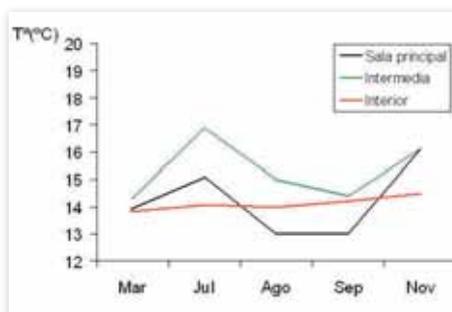


Fig. 5. Variación de temperatura en las diferentes salas y a lo largo de diferentes meses del año 2003, en la Caverna de Fuenfría.

a un grado centígrado (Calaforra *et al.*, 1996). Probablemente, en este caso, las fluctuaciones ligeramente superiores al grado de temperatura (Figuras 2 y 4) se deban a que su tamaño es relativamente pequeño y su capacidad de amortiguación térmica sea también algo menor. De las cavidades estudiadas, destaca la de Fuenfría por tener una temperatura interna claramente inferior a las otras tres, alrededor de los 15 grados centígrados, mientras que en las otras tres la temperatura interna se sitúa alrededor de los 17-18 grados centígrados.

ESPECIES ENCONTRADAS

Los objetivos del proyecto iban encaminados al estudio de la fauna cavernícola de artrópodos, sin embargo hemos tenido en cuenta también algunos otros grupos de invertebrados, como moluscos o anélidos.

Además, queremos resaltar el hallazgo, con alguna frecuencia, de anfibios de interés como *Bufo bufo* y *Salamandra salamandra*, sobre todo en la Sima del Cacao y en la Cueva de Fuenfría, en donde apareció además el *Triturus boscai*. Su presencia en estas cavidades pensamos que es accidental, en muchos casos porque caen a su interior y no pueden salir, como ocurre en la Sima del Cacao, o bien buscando unas condiciones un poco más favorables que en el exterior, especialmente en los meses de verano.

PHYLUM MOLLUSCA			
Clase	Orden	Familia	Especie
GASTROPODA			
	Archaeogastropoda	Aciculidae	<i>Platyla polita polita</i> (Hartmann, 1840)
	Stylommatophora	Limacidae	sp
		Subulinidae	<i>Rumina decollada</i> (Linnaeus, 1758)
		Zonitidae	<i>Oxychilus draparnaudi</i> (Beck, 1837)
PHYLUM ANNELIDA			
Clase	Orden	Familia	Especie
OLIGOCHAETA			
	Lumbriculida	Lumbricidae	sp
PHYLUM ARTHROPODA			
Clase	Orden	Familia	Especie
ARACHNIDA			
	Acari	Ixodidae	<i>Ixodes vespertilionis</i> Koch, 1844
	Araneae	Agelenidae	<i>Tegenaria atrica</i> Koch, C.L., 1843
			<i>Tegenaria</i> sp.
		Dysderidae	<i>Dysdera</i> sp.
		Leptonetiae	<i>Leptoneta comasi</i> Ribera, 1978
		Scytodidae	<i>Loxosceles rufescens</i> (Dufour, 1820)
		Tetragnathidae	<i>Meta</i> sp.
			<i>Metellina meriana</i> Scopoli, 1763
	Opiliona	Leiobunidae	<i>Leiobunum rotundum</i> Latreille 1798
		Trogulidae	<i>Trogulus nepaeformis</i> Scopoli, 1973
	Pseudoescorpiona	Chernetidae	<i>Allochernes masi</i> Navás, 1923
		Chthoniidae	<i>Chthonius ischnocheles</i> (Hermann, 1804)
CHILOPODA			
	Lithobiomorpha	Lithobiidae	<i>Lithobius</i> sp.
	Scolopendromorpha	Cryptopidae	<i>Criptops</i> sp.
MALACOSTRACA			
	Bathynelacea	Parabathynellidae	<i>Hexabathynella sevillaensis</i> Camacho, 2005
	Amphipoda		sp
	Isopoda	Porcellionidae	<i>Porcellio dilatatus</i> Brandt y Ratzeburg, 1833
			<i>Porcellio incanus</i> Budde-Lund, 1879
OSTRACODA			
			sp
DIPLOPODA			
	Polydesmida	Polydesmidae	<i>Polydesmus</i> sp.
		Glomeridae	sp
SYMPHILA			
			sp
INSECTA			
	Neuroptera		sp
	Psocoptera	Psyllipsocidae	<i>Psyllipsocus ramburi</i>
			Selys-Longchamps, 1872
	Sifonaptera		sp
	Collembola		sp 1
	Coleoptera	Carabidae	<i>Pristonychus baeticus</i>
			<i>Trechus fulvus</i> Dejean, 1831
		Catopidae	<i>Catops</i> sp.
		Cholevidae	<i>Speonemadus angusticollis</i> (Kraatz, 1870)
		Colydiidae	<i>Aglenus brunneus</i> (Gyllenhal, 1808)
		Cryptophagidae	<i>Cryptophagus lapidicola</i> Reitter, 1879
		Scarabaeidae	<i>Trox scaber</i> (Linnaeus, 1767)
		Staphylinidae	<i>Atheta temeris</i> Assing et Vogel, 2003
			<i>Lobrathium anale</i> (Lucas, 1849)
			<i>Medon dilutum boeticum</i>
			Jeannel y Jarrige, 1949
			<i>Quedius mesomelinus</i> (Marshall, 1802)
			<i>Sepedophilus testaceum</i> (Fabricius, 1793)
			<i>Xantholinus translucidus</i> Scriba, 1870
			sp 2

Tabla 2. Relación de especies encontradas en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Sigue →

Continuación →

PHYLUM ARTHROPODA			
Clase	Orden	Familia	Especie
	Homoptera	Cixidae	Cixius sp.
	Hymenoptera	Formicidae	<i>Aphaenogaster cardenai</i> Espadaler, 1981 <i>Aphaenogaster gibbosa</i> (Latreille, 1798) <i>Crematogaster auberti</i> Emery, 1869 <i>Lasius niger</i> (Linnaeus, 1758) <i>Pheidolle pallidulla</i> (Nylander, 1848) sp
	Lepidoptera	Dryinidae Alucitidae Noctuidae	sp <i>Alucita hexadactyla</i> Linnaeus, 1758 <i>Apopestes spectrum</i> (Esper, 1787) sp
	Trichoptera	Catocalinae Limnephylidae	sp <i>Mesophylax aspersus</i> Rambur, 1842 <i>Stenophylax crossotus</i> McLachlan, 1884

Tabla 2. Relación de especies encontradas en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.

De invertebrados hemos recopilado 60 especies de artrópodos, 4 de moluscos y 1 anélido, algunas de las cuales aún no están identificadas (**Tabla 2**).

DIVERSIDAD FAUNÍSTICA

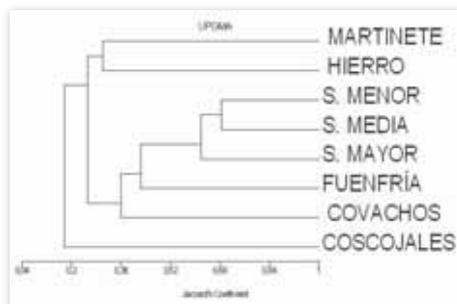
De las cuevas muestreadas, destaca Fuenfría, junto con las cuevas de Santiago, como las que poseen mayor población y número de especies troglóbias y troglófilas. En el extremo contrario tenemos a dos simas: la del Hierro y la de los Coscojales. Con números bajos similares a estas dos tenemos otras cavidades como la del Martinete, pero en este caso es más comprensible ya que esta cueva es muy poco profunda y artificial en su mayor parte del desarrollo, por lo que la mayor parte de su fauna son elementos troglógenos y algunos troglófilos, como *Metellina meriannae* o *Pristonychus baeticus*.

AFINIDAD FAUNÍSTICA ENTRE LAS CAVIDADES

La relación de afinidad se ha establecido mediante el coeficiente de Jaccard utilizando el programa *Multi-Variate Statistical Package* (MVSP) para aquellas cuevas que han sido muestreadas con mayor regularidad, obviando las que dieron resultados muy bajos desde el principio y que no volvieron a ser muestreadas,

como la de Las Piedras Bonitas, o la de la Fuente de la Guardia Civil. El resultado es que (**Figura 6**) las cuevas más coincidentes en cuanto a la diversidad de especies, son las tres cuevas de Santiago, en Cazalla de la Sierra, lógico por su proximidad física e incluso por la conexión interna, a base de pequeñas fisuras o estrechas galerías existentes entre ellas. Éstas se encuentran relacionadas con la Cueva de Fuenfría (Constantina) distanciada de las anteriores a unos 30 km en línea recta. A su vez este grupo se ve asociado a la Cueva de los Covachos, en Almadén de la Plata, también a gran distancia entre ambas.

Por otra parte, la cueva del Martinete y la Sima del Hierro, situadas las dos en San Nicolás del Puerto, coinciden en

**Fig. 6.** Estudio de la afinidad faunística entre las cavidades más importantes de la Sierra Norte de Sevilla.

cuanto a diversidad específica se refiere aunque a un nivel bastante bajo. Seguramente esta coincidencia se deba más a la baja diversidad de ambas que a una relación biótica entre ellas. La más alejada faunísticamente hablando es la sima de Los Coscojales que es la más pobre en especies.

Por tanto, lo que podemos ver también es que la distancia geográfica no es la que directamente condiciona la afinidad faunística entre estas cavidades. Esta afinidad está más condicionada, seguramente, porque la mayor parte de la fauna es troglófila, lo que quiere decir que pueden moverse por el exterior y conectarse entre cavidades alejadas, lo que uniformiza la composición faunística. Las especies troglobias de estas cavidades, como se comentará más adelante, no son específicas de ninguna de ellas, sino también y todo lo contrario, presentes en otras cavidades del territorio andaluz e incluso más lejano. Por tanto, pueden encontrarse en cavidades alejadas y son también un elemento uniformizador. Las afinidades claras existentes entre algunas cavidades, se deben más al conjunto de especies que comparten, que no a la existencia de especies características y exclusivas de ellas.

INTERÉS DE LA FAUNA ENCONTRADA

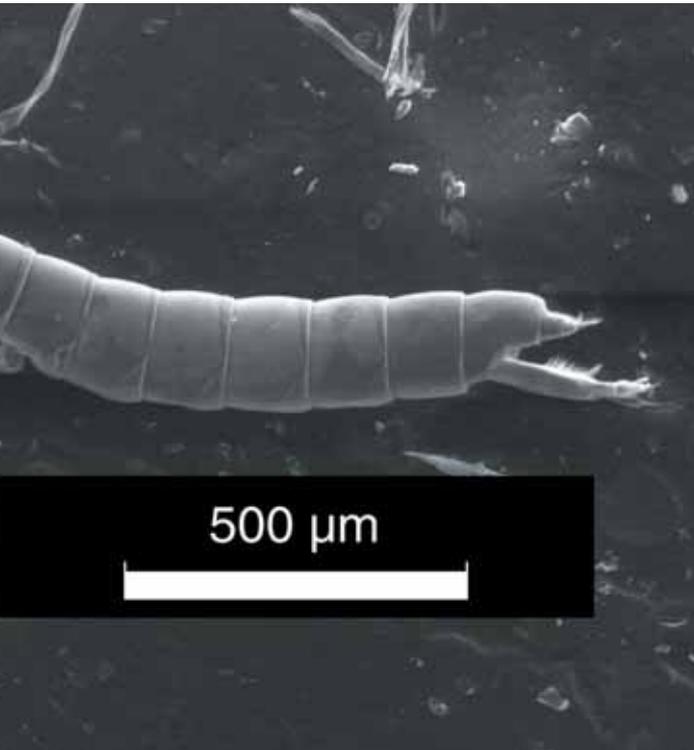
En las cavidades de la Sierra Norte hemos encontrado tan sólo 7 especies troglobias de las 65 existentes, siendo la cueva de Fuenfría y las de Santiago, en las que hemos encontrado el mayor número de éstas. Ante este resultado nos cuestionamos varias razones por las cuales pueda explicarse este bajo número de especies troglobias, lo que intentaremos responder más adelante.

Dentro de este grupo de especies troglobias, podríamos considerar el arañeido *Leptoneta comasi* descrita de varias cavidades de Murcia (Ribera, 1979), y posteriormente encontrada en la sie-



Los batinéláceos son crustáceos primitivos y raros que habitan en los ambientes intersticiales y pueden encontrarse en las masas de agua de las cavidades.

rra de Gádor en Almería (Ribera *et al.*, 2003) por lo que su presencia en la Sierra Norte de Sevilla amplía notablemente su área de distribución. Esta especie es anoftálmica y con largos pedipalpos por lo que es muy probablemente troglobia, aunque su amplia distribución plantea alguna duda sobre esta posibilidad. Otra especie que podía entrar en este grupo de especies troglobias es el coleóptero *Trechus fulvus andalusiacus*, esta subespecie puede llegar a considerarse troglobia, pero también su amplia distribución y la presencia de alas en algunos individuos plantea algunas dudas razonables. Con menos dudas podemos hablar del coleóptero, *Speonemadus angusticollis*, choleviidae endémico de la mitad sur peninsular. Ya se conocía de buena parte de Andalucía, pero no de la provincia de Sevilla, por lo que supone también una ampliación notable de su área de distribución.



En cualquier caso, el número de especies troglóbiontes encontradas en estas cavidades es relativamente bajo, no habiendo encontrado hasta ahora ningún troglóbionte endémico. Esto no quiere decir que no los haya, ya que entre el material aún por identificar, como es el caso del chilopodo escolopendromorfo del género *Criptops*, que ha aparecido sólo en la cavidad de Santiago Media, podría tratarse de un elemento troglóbionte endémico.

En el grupo de especies troglófilas el número es ya más elevado, de hecho aparecen 34 especies. Entre éstas, podríamos destacar el gasterópodo *Oxychilus draparnaudi* o al grupo de araneidos del género *Meta* o a *Metellina meriana*, el isópodo *Porcellio dilatatus*, el coleóptero carábido *Pristonychus baeticus* y los estafilínidos *Sepedophilus escalerae testaceum* y *Atheta temeris*, entre otros.

La fauna de estas cavidades, tanto para los elementos troglóbiontes como para los troglófilos, es muy constante en todo

el conjunto de cavidades de esta región, lo que, al menos por la experiencia que tenemos en otras regiones y cavidades, le da bastante originalidad y personalidad a todo el sistema kárstico. Es el caso, por ejemplo, de la abundancia de araneidos de los géneros *Meta* y *Metellina* o de los carábidos *Pristonychus baeticus* y *Trechus fulvus* o del gasterópodo *Oxychilus draparnaudi*.

Esa constancia en especies troglófilas, se refleja, como ya hemos dicho, en el análisis de afinidad que agrupa a cavidades relativamente distantes o pertenecientes a valles y fragmentos diferentes de material calizo, como ocurre con las cuevas de Santiago y Fuenfría o incluso los Covachos, situadas a unos 40 Km. de distancia en línea recta y pertenecientes a unidades kársticas diferentes.

Especies nuevas para la ciencia

El material recogido durante estos trabajos ha servido, de momento, para la descripción de una nueva especie para la ciencia. Se trata de *Hexabathynella sevillaensis* un batineláceo, descrito por Camacho (2005). Es un crustáceo de gran interés biogeográfico por ser un grupo primitivo, ligado actualmente en su mayoría a los ambientes intersticiales y del que se conocen sólo cinco especies en la Península Ibérica, incluyendo a ésta.



El carábido *Trechus fulvus* es una de las especies con presencia constante en las cavidades de Sierra Norte.

Vive en el medio intersticial y por tanto en las aguas subterráneas en el sentido más amplio: dentro de las cavidades, en los lagos, gours y ríos subterráneos, pero también en el lecho profundo de los ríos, fuera de las cavidades. Por tanto, no debe considerarse como un elemento cavernícola en sentido estricto pues al ser propios del sistema intersticial, afloran en los lagos o masas de agua del interior de las cavidades. Su despigmentación y alargamiento del cuerpo es una consecuencia también de la adaptación a este medio intersticial. Esta especie ha sido encontrada, hasta el momento, en Santiago Mayor y Media. Además, es posible la aparición de alguna especie nueva dentro de los Anfípodos e Isópodos que se han recogido en las aguas subterráneas de diferentes cavidades, o entre algunos miriápodos, pero este material está, de momento, aún en estudio.

Nuevas citas para la provincia

Como nuevas citas para la provincia podemos señalar, entre las más importantes, a los araneidos del género *Meta*

sp. (*Araneido*) y a la especie *Leptoneta comasi*. A estos arácnidos añadimos al pseudoescorpión *Allochernes masi*, conocido hasta ahora de otras cavidades andaluzas e ibéricas, pero no de la provincia de Sevilla. Entre los crustáceos hay que mencionar a los isópodos terrestres, con *Porcellio dilatatus*, conocido de Granada y Almería (Tinaut, 1998). Entre los coleópteros tenemos al estafilínido *Medon dilutum baeticum*, *Atheta temeris*, al cholevido *Speonemadus angusticollis*, el psocóptero *Psyllipsocus ramburi*, o el formícido *Aphaenogaster cardenai*, conocido hasta ahora sólo de Jaén, Granada y Badajoz.

ESCASEZ DE ESPECIES TROGLOBIAS

Hemos visto que lo que más destaca de estas cavidades es la escasez de especies troglóbias, con sólo un 11% y un bajo número de especies endémicas, de momento sólo una. En contraposición hay un número alto de especies troglóxenas, un 37 %, que aparecen no sólo en los primeros tramos de las cavidades, lo que sería normal, sino incluso en las zonas internas.



El género Meta es muy característico de las entradas a las cavidades de Sierra Norte.

Las causas de esta escasez pueden buscarse de forma inmediata en varias razones. La primera de ellas podía ser un problema de muestreo bien por insuficiente o por defectuoso. La posibilidad contraria sería pensar que este bajo número es de naturaleza endógena, es decir, una característica propia de estas cavidades bien como consecuencia de su tamaño o por su historia geológica. A continuación discutimos cada una de estas posibilidades.

Muestreo insuficiente o defectuoso

La escasez o defecto en el muestreo, consideramos que no es la explicación, a pesar de que algunas cavidades no han podido ser muestreadas con la intensidad que hubiéramos deseado, como ocurre con la sima del Paro o Coscojales, ya que por encontrarse en una finca privada y no permitirnos a veces el acceso, o bien porque en otras ocasiones las fuertes lluvias hacían peligroso el descenso en su primer tramo, una sima de unos 20 metros de profundidad, por ello sólo ha podido ser visitada en tres ocasiones. Sin embargo, nuestra experiencia en otras cavidades nos señala que aunque existen especies raras que no aparecen nada más que por casualidad y que por tanto es necesario realizar el mayor número de muestreos posibles, en general, con dos o tres días de muestreo manual se pueden poner en evidencia las especies más características de cada cavidad, como hemos podido comprobar en cavidades como Las Campanas (Gualchos, Granada) en la que en cada visita es casi asegurado el hallazgo de dos de las cuatro especies endémicas conocidas, o en la Cueva de Los Sudores (Motril, Granada) en la que ya en el primer día de visita se localizó una especie nueva y endémica de la cavidad (*Chtonius mariolae* Carabajal, García y Rodríguez, 2001, Seudoescorpión), o en la Cueva PB4 de Peal de Becerro, en la

que durante los primeros días de prospección localizamos al menos cuatro nuevas especies, una de ellas resultó ser además un género nuevo: *Tinautius troglophilus* Mateu, 1997, o en la Cueva de Nerja, en la que hemos realizado un proyecto similar a éste y en ella, prácticamente desde los primeros muestreos, ya localizamos algunas de las especies endémicas: *Platyderus speleus* Cobos, 1961, *Chtonius nerjaensis* Carabajal, García y Rodríguez, 2001 y *Plusicampa baetica* Sendra, 2004, éstas últimas descritas precisamente a partir de nuestro material. Al final del muestreo, en esta cavidad se habían localizado todas las especies endémicas previamente conocidas para la cavidad y varias nuevas para la ciencia.

Por tanto, no consideramos que el problema sea la intensidad de muestreo, ya que algunas de las cavidades, Santiago y Fuenfría fundamentalmente, han sido muestreadas prácticamente una vez al mes durante casi dos años, a pesar de lo cual no se ha encontrado nada nuevo y lo que es nuevo o de interés, como el Batineláceo, o la hormiga *Aphaenogaster cardenai* ya se encontró desde los primeros muestreos.

Por ello hay que pensar en factores intrínsecos a las cavidades o a la zona estudiada. Entre estos factores podemos señalar.

Tamaño de la Cavidad

El tamaño en una cavidad es importante en principio, ya que permite la existencia de zonas internas en las que no exista ninguna, o mínima, influencia del exterior, permitiendo una oscuridad absoluta y unas condiciones suficientemente estables como para facilitar el aislamiento genético entre los individuos que se encuentren en el interior y el exterior, con lo que se facilita el proceso de especiación.

Sin embargo, si bien es posible que estas circunstancias permitan o aceleren

los procesos de especiación, es evidente que una vez existentes estas especies cavernícolas, no es necesario desplazarse hasta las zonas más profundas de la cavidad para encontrarlas.

En el caso de las cavidades estudiadas en este proyecto, ya hemos comentado que no son de gran desarrollo, en comparación con otros sistemas kársticos, sino más bien pequeñas o medianas. Sin embargo, y de nuevo basándonos en nuestra experiencia o en la bibliografía, existen numerosas cavidades similares en otras áreas: Jaén, Granada o Almería con desarrollos similares, a pesar de lo cual albergan algún elemento endémico. En algunos casos: la Cueva del Capitán (Lobres, Granada) con *Chtonius mario-lae*, Sima de las Grajas (Loja, Granada) con *Lithobius noctivagus*, o algunas de Almería, con una rica fauna endémica (Barranco *et al.*, 2004), su desarrollo puede ser inferior al de la mayoría de las del Parque Sierra Norte y sin embargo presentan alguna o varias especies endémicas o troglobias.

En el caso que nos ocupa, cavidades como La Sima de Constantina, las tres cavidades de Santiago, Los Coscojales o Los Covachos, son cavidades con un desarrollo suficiente para que pudieran albergar alguna o varias especies endémicas y/o troglobias, pero no ocurre así.

Antigüedad

Para que el proceso de especiación y adaptación tenga lugar, es necesario un tiempo (Lomolino *et al.*, 2005). No es posible decidir un tiempo mínimo de especiación, pero es evidente que si la cavidad es reciente, las posibilidades de encontrar especies endémicas son pequeñas. De nuevo, en estas cavidades estudiadas, las circunstancias serían favorables para la existencia de especies endémicas, ya que los sistemas kársticos de esta Sierra son bastante antiguos.

Durante el Carbonífero, hace 300 m.a., estos territorios estaban ya emergidos. Sin embargo, otras cavidades formadas sobre territorios cuya emergencia ha sido más reciente, como es el caso de la Sierra de Gádor, con unos 7 millones de años de antigüedad (Braga *et al.*, 2003), tienen una enorme riqueza en especies troglobias y endémicas (Barranco *et al.*, 2004).

Las dataciones de la cueva de Los Covachos sitúan su existencia en un tiempo mucho más reciente, unos 270 ka BP, al menos para un porcentaje importante de los espeleotemas de la cavidad, por lo que se tiene que presumir que en ese tiempo las galerías principales ya estaban previamente formadas aunque es difícil determinar la edad exacta (Álvarez García *et al.*, 2004).

Teóricamente la mayor parte de la fauna cavernícola tiene su origen en el subsuelo, en las fisuras que surgen en el material carbonatado (Bellés, 1987) y desde ellas ocupan las cavidades, que no son más que una fisura con el suficiente tamaño como para que nosotros, los humanos, podamos penetrar en su interior. Por tanto no debe ser tan importante la época en la que la cavidad en sentido estricto se formó, sino la época en la que esos materiales carbonatados emergieron. En este caso, comparando con los sistemas kársticos de las Béticas Internas, ricas en especies endémicas y cuyo origen hay que situarlo a partir del Mioceno medio, es decir, hace unos 15 millones de años (Braga *et al.*, 2003; Mateu y Bellés, 2003), es por tanto evidente que en el territorio estudiado la antigüedad jugaría a su favor en más de 200 millones de años, por lo que sería de esperar un número más alto de elementos troglobios y endémicos.

Nivel de Conservación

Las cavidades son medios estables en sus



Alochernes masi, *seudoescorpión troglófilo frecuente en Santiago Mayor*.

aspectos abióticos y bióticos. En el caso de los abióticos, las condiciones microclimáticas a partir de la zona interna o sin influencia del exterior, tienen un rango de variabilidad muy pequeño o casi nulo, no sólo diario, sino anual e incluso interanual. La variación importante se puede encontrar en el nivel o flujo de agua, en algunas cavidades. Por el contrario en muchas de ellas, el nivel de lluvia puede ser casi constante a lo largo del año.

En el caso de los aspectos bióticos, hay que destacar como uno de los factores más importantes, la cantidad de energía, de alimento, disponible en la cavidad. Éste suele ser también muy estable ya que se suele basar en la energía que entra a través de los excrementos de los murciélagos o bien en la escasa cantidad de materia orgánica que penetra junto con el agua (Parzefall, 1992).

La fauna existente en las cavidades suele acoplar sus ritmos biológicos a estas especiales condiciones. Sin embargo la entrada de visitantes a las cavidades, sobre todo si ésta no es controlada, suele llevar consigo la entrada de sustancias ajenas a las normalmente presentes en la cavidad, lo cual supone, o bien una fuente de contaminación química: restos de antor-

chas, carburo, excrementos, etc. O bien un cambio en la cantidad de energía disponible en el sistema: restos de alimento o aporte extra de sustancias que pueden servir de alimento, como puede ser madera, procedente de las antorchas o bien de la utilizada en muchas ocasiones en las infraestructuras para facilitar el acceso: escaleras, pasamanos, etc. (Tercafs, 1992).

Incluso la posible habilitación de la entrada a una cavidad, puede hacer cambiar el régimen de turbulencia y de intercambio de aire del medio interno con el externo, con la consecuente alteración de las condiciones de humedad y temperatura. Por último nuestra presencia, como cuerpos a 36 grados de temperatura y por tanto productores de calor, liberando además grandes cantidades de CO₂ en nuestra respiración, puede llegar a tener efectos de importancia (Calaforra *et al.*, 1996).

Sin entrar en estas otras alteraciones que podemos producir, las anteriormente mencionadas pueden hacer que algunas especies desaparezcan por acción directa de alguna de estas sustancias contaminantes, o bien como resultado de la alteración de la estructura poblacional y el posible establecimiento de nuevas relaciones de competencia (Bellés, 1987).

Otros efectos indirectos pueden ser la desaparición de las colonias de murciélagos, como consecuencia de la visita de sus refugios durante el letargo invernal.

El problema es que es muy difícil detectar estos efectos y estas fluctuaciones en cavidades que llevan ya mucho tiempo, como es el caso, siendo visitadas por la especie humana, y no nos referimos a su uso en tiempos pasados como refugio durante el paleolítico u otras edades, sino por el hombre moderno, que penetra más en su interior, en mayor cantidad y con mayor aporte de residuos.

Sin embargo, de nuevo tenemos que usar indicios y nuestra experiencia y si comparamos cavidades muy visitadas y de forma incontrolada: Santiago, Fuenfría, Los Covachos, con otras, que por su ubicación o por su accesibilidad, son poco visitadas: Sima del Hierro y Sima del Paro o Coscojales, no encontramos diferencias importantes que nos permitan sospechar que la causa de la escasez de elementos troglobios se debe a su alteración ambiental.

Otras razones

Por tanto, ¿por qué estas cavidades tiene un número tan bajo de elementos troglobios y/o endémicos? Únicamente podemos pensar, con prudencia, que es algo intrínseco a la región, que por alguna razón, no han existido suficientes presiones históricas como para facilitar el proceso de colonización del subsuelo y la subsiguiente especialización en esa región.

En este sentido tenemos que analizar fundamentalmente cuales son las causas por las que se favorece que algunos grupos animales se especialicen en un medio tan restrictivo y sobre todo tan diferente del medio externo. Intentando resumir, diremos que es generalmente aceptado que hay algunas circunstancias ambientales que favorecen o propician la aparición de grupos animales que tienden a vivir en

el medio endogeo. En general cualquier cambio brusco que haga difícil la vida en el medio externo, propiciará que sobrevivan en mayor proporción aquellos grupos animales que puedan adaptarse a vivir bajo el suelo, ambiente que amortiguará estos cambios externos.

Las glaciaciones y los largos períodos de aridez son las dos circunstancias ambientales que se consideran inductoras a que, aquellos grupos animales que tengan poblaciones que emigren o puedan emigrar al subsuelo, sobrevivan ahí a los cambios que se producen en el exterior (Bellés, 1987, 1991). Con el tiempo estas poblaciones se aíslan genéticamente de las del exterior y en ellas se va produciendo un proceso de adaptación al medio hipogeo, de tal manera que aunque las condiciones externas vuelvan a ser favorables, estas poblaciones se mantienen viviendo ya en este medio hipogeo.

De hecho, los sistemas kársticos que mayor cantidad de elementos troglobios tienen son aquellos que se encuentran situados en la periferia de zonas fuertemente afectadas por el glaciario del cuaternario, es decir, básicamente el norte de la península Ibérica, Italia, región de los Balcanes, etc. (Juberthie & Decu, 1994).



Oxychilus draparnaudi, gasterópodo no exclusivo, pero sí muy común en las cavidades de Sierra Norte.

	PHYLUM ARTHROPODA					
	Málaga	Cádiz	Sevilla	Jaén	Granada	Almería
Nº Especies	67	30	65	16	40	229
Sp.Troglobias	15	8	6	7	11	26
Nº Cavidades	3	2	13	3	4	37
Sp.Troglobias por Cueva	5	4	<1	2	2	1

Tabla 3. Número de especies encontradas en las cavidades de cada provincia andaluza y número de especies troglobias en cada una de ellas. (Datos modificados de Barranco et al., 2004).

Dentro de la península Ibérica, es la mitad norte la que cuenta con una mayor proporción de elementos troglobios, a pesar de los importantes hallazgos realizados en la última década en el sur (Bellés, 1987, Barranco *et al.*, 2004).

Si analizamos en conjunto el número de especies existentes en las cavidades andaluzas (Barranco *et al.*, 2004) podemos ver que hay una clara diferencia entre el número de especies troglobias por cueva entre la provincia de Sevilla, con menos de 1 especie troglobia por cueva y las provincias de Málaga y Cádiz, con 5 y 4 respectivamente, siguiendo en abundancia las provincias de Granada y Jaén (**Tabla 3**). Estas cuevas en su mayor parte se encuentran en la periferia de montañas cuyas cumbres hoy día se cubren de nieve en el invierno (Serranía de Ronda, Sierra Nevada y Sierra de Cazorla), montañas en las que podemos estimar que el efecto del frío, durante las glaciaciones del cuaternario, afectaron con especial intensidad dada su orografía y sus altitudes medias.

Sin embargo el extremo occidental de Andalucía: Sevilla, Huelva y el sector occidental de la Provincia de Cádiz, ha debido mantener, por su proximidad al atlántico y por sus bajas altitudes medias, unas condiciones más benignas, incluso durante esos períodos fríos, sirviendo de refugio para especies cálidas, lo que se refleja hoy día por la presencia en ellas de especies vegetales y animales precuaternarias especialmente en las inmediaciones del estrecho de Gibraltar (Tinaut, 1990). Por tanto

pensamos que la ausencia de elementos troglobios endémicos en estas cavidades, es una consecuencia de un pasado climatológicamente benigno para la zona de estudio, lo que supuso una disminución, al menos, de las presiones evolutivas que en otras circunstancias menos favorables climatológicamente, favorecen la aparición y evolución de poblaciones endógenas, que son el origen de buena parte de las especies troglobias.

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto se ha llevado a cabo gracias a la financiación por parte de Melonares UTE y Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Agradecemos a Arturo Menor por su ayuda durante todo el proyecto. A Laura Hinojo, que participó en la primera fase en condiciones especialmente difíciles. También a la dirección del Parque Natural Sierra Norte al permitirnos realizar la recogida muestras. Álvaro García fue de una gran ayuda en los comienzos de las prospecciones para localizar algunas de las cavidades y Genaro Álvarez en la fase final del proyecto. Francisco Ruiz Avilés colaboró en la recogida de muestras. También agradecemos a Carlos Prieto, Carlos Ribera, Carlos Otero Julio Cifuentes, José García, Javier Fresneda, José Ramón Arrebola, Luis Hueli Amador, Manolo Baena, Miguel Carles Tolrá y Raimundo Outerelo por la identificación de las especies de los diferentes grupos taxonómicos encontrados.

BIBLIOGRAFÍA

- ÁLVAREZ GARCÍA, G. 2000. Aproximación al catálogo de las cuevas y simas de la provincia de Sevilla y Huelva. En: *XXXV aniversario de la Sociedad espeleológica GEOS (1962-1997)*. 481-493. Grupo Espeleológico GEOS, Sevilla.
- ÁLVAREZ GARCÍA, G., CARO GÓMEZ, J.A., RODRÍGUEZ VIDAL, J. y J. MOLINA RODRÍGUEZ. 2004. Cerro y cueva de Los Covachos. Un enclave del patrimonio natural y cultural de la Sierra Norte de Sevilla. *Medio Ambiente*, 46: 22-29.
- BARRANCO VEGA, P. 2005. Bioespeleología Bética. *Endins*, 28: 81-88.
- BARRANCO, P., MAYORAL, J.G., RUIZ-PORTERO, C., AMATE, J., GARCÍA-PARDO, J., PIQUER, M., ORTEGA, D., SALAVERT, V., RUIZ AVILÉS, F., LARA, M.D. Y TINAUT, A. 2004. Fauna endokárstica andaluza. En: *Investigaciones en sistemas kársticos españoles*. B. Andreu & J.J. Durán (eds): 473-504. Instituto Geológico y Minero, Madrid.
- BARRANCO, P., TINAUT, A. y M. BAENA. 2008. *Entomofauna cavernícola de Andalucía*. En: *El Karst en Andalucía*. J.M. Calaforra (eds): 44-55. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- BELLÉS, X., 1987. *Fauna cavernícola i intersticial de la Península Ibérica i Les Illes Balears*. Mallorca: Moll.
- BELLÉS, X., 1991. Survival, opportunism and convenience in the processes of cave colonization by terrestrial faunas. *Oecologia aquatica*, 10: 325-335.
- BRAGA, J., MARTÍN J.M. y QUESADA, C. 2003. Patterns and average rates of late Neogene – Recent uplift of the Betic Cordillera, S.E. Spain. *Geomorphology*, 50: 3-26.
- CALAFORRA, J.M., GÓNZÁLEZ-RIOS, M.J., SÁNCHEZ MARTOS, F y A. TINAUT RANERA, 1996. Estudio ambiental de la Cueva del Agua de Iznalloz (Granada). Perpectivas de uso turístico. *Actas II Congreso Internacional ISCA*. Nerja (Málaga): 59-72.
- CAMACHO, A. 2005. Expanding the taxonomic conundrum: Three new species of groundwater crustacean (Syncarida, Bathynellacea, Parabathynellidae) endemic to the Iberian Peninsula. *Journal of Natural History* 39: 1819-1838.
- CASTRO NOGUERIA, H., MOLINA VÁZQUEZ, F., DÍAZ DEL OLMO, F., CARO GÓMEZ, A., CARRASCAL MORENO, F. y M. HERNÁNDEZ DEL CAMPO. 2003. *Monumentos Naturales de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- IBÁÑEZ, C., MIGENS, E., FIJO, A., QUETGLAS J. y RUIZ, C. 2002. *Seguimiento y conservación de refugios de murciélagos cavernícolas en Andalucía (Cádiz, Huelva, Málaga y Sevilla)*. Memoria final del Convenio de Cooperación Estación Biológica de Doñana. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- JUBERTHIE, C. & V. DECU. 1994. *Encyclopaedia Biospeologica*. Bucarest: Sociéte de Biospéologie.
- LOMOLINO, M., RIDDLE, B. & BROWN, J. 2005. *Biogeography*. Massachussets: Sinauer.
- MATEU, J., y BELLÉS, X. 2003. Position systématique et remarques biogéographiques sur *Dalyat mirabilis* Mateu, 2002 (Coleoptera: Adepaga: Promecognathidae), cavernicole du Sud-Est Ibérique. *Annales de la Societe Entomologique de France (Nouvelle Série)*, 39 (4): 291-303.
- MIGENS, E., C. IBÁÑEZ y J. QUETGLAS. 1999. Inventario, seguimiento y conservación de refugios de Murciélagos Cavernícolas en Andalucía. En: *Investigación y Desarrollo Medio Ambiental en Andalucía*. 61-66. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla.
- MIGENS, E., QUETGLAS, J. y IBÁÑEZ, C. 2000. Los murciélagos cavernícolas en Andalucía occidental y sus problemas de conservación. *Actas del I Congreso Andaluz de Espeleología*. Ronda: 47-52.
- MOLINA, J. 2004. *Manual práctico Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- PARZEFALL, J. 1992. Behavioral aspects in animals living in caves. En: *The natural history of Biospeleology*. Camacho, A.I. (ed): 327-376. Museo Nacional de Ciencias Naturales. Madrid.
- QUETGLAS, J. 2004. Murciélagos Ratonero Gris, *Myotis nattereri*. En: *Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles*. Carrascal, L. M., Salvador, A. (eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- RIBERA, C. 1979. Distribution des Nesticidae cavernicoles de la Péninsule Ibérique. *Revue Arachnologique*, 2(6): 291-300.
- RIBERA, C, DE MAS, E. y BARRANCO, P. 2003. Arañeidos Cavernícolas de la Provincia de Almería (I) y descripción de 4 nuevas especies. *Revista Ibérica de Aracnología*, 7: 3-17.

TERCAF, R. 1992. The protection of subterranean environment. En: *The natural history of Biospeleology*. Camacho, A.I. (ed): 481-526. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.

TINAUT, A. 1990. Contribución al estudio de los Formicidos de la región del estrecho de Gibraltar y su interés biogeográfico (Hym.Formicidae). *Graellsia*, 45:19-29.

TINAUT, A. 1998. Artrópodos terrestres de las cavidades andaluzas. *Zoologica Baetica*, 9: 3-28.

TINAUT, A. y P. BARRANCO. 2006. Fauna Cavernícola Andaluza. En: *Proyecto Andalucía. Serie Naturaleza. Zoología. Tomo XVIII*. Publicaciones Comunitarias, Sevilla.

TINAUT, A., SALAVERT, V., LARA, M.D. y F. RUIZ AVILÉS. 2007. Caracterización espeleobiológica. En: *Proyecto Sima del Hierro 2005*. En prensa. Sociedad Espeleológica GEOS. Sevilla.

Distribución, ecología y estado de conservación de la ictiofauna del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

José Prenda, Francisco Blanco-Garrido, Virgilio Hermoso, Miguel Clavero, Arturo Menor, José Antonio Álvarez y Ángel L. Martín

*Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEMA)
Universidad de Huelva
Parque Dunar s/n
21760 Matalascañas (Huelva)*

Palabras Clave: peces continentales, ciprínidos, ríos mediterráneos, biología de la conservación, gestión fluvial.

Keywords: freshwater fishes, cyprinids, Mediterranean streams, conservation biology, river management.

Distribución, ecología y estado de conservación de la ictiofauna del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Distribution, ecology and conservation of the freshwater fish in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park

RESUMEN

En el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y su entorno inmediato habitan 13 especies de peces continentales: anguila (*Anguilla anguilla*), trucha común (*Salmo trutta*), trucha arco-iris (*Oncorhynchus mykiss*), barbo (*Barbus sclateri*), pardilla (*Chondrostoma lemmingii*), boga (*Chondrostoma willkommii*), carpa común (*Cyprinus carpio*), calandino (*Squalius alburnoides*), cachuelo (*Squalius pyrenaicus*), colmilleja (*Cobitis paludica*), gambusia (*Gambusia holbrooki*), pez sol (*Lepomis gibbosus*), blacbás (*Micropterus salmoides*). De ellas ocho son nativas (61,5%) (anguila, trucha común, barbo, pardilla, boga, calandino, cachuelo y colmilleja) y cinco introducidas (trucha arco-iris, carpa, gambusia, pez sol y blacbás) (38,5%). En este trabajo se aborda el análisis general de este componente esencial de la biodiversidad acuática, desde su distribución, hasta sus preferencias de hábitat, pasando por el estudio de las relaciones entre especies exóticas y nativas o el impacto de los embalses sobre los patrones observados. El trabajo finaliza con el diagnóstico de su estado de conservación y la propuesta de algunas directrices para su gestión.

ABSTRACT

Thirteen different freshwater fish species inhabit the Parque Natural Sierra Norte de Sevilla and surrounding areas: eel (*Anguilla Anguilla*), common trout (*Salmo trutta*), brown trout (*Oncorhynchus mikiss*), Iberian barbell (*Barbus sclateri*), pardilla (*Chondrostoma lemmingii*), iberian nase (*Chondrostoma willkommii*), carp (*Cyprinus carpio*), calandino (*Squalius alburnoides*), Iberian chub (*Squalius pyrenaicus*), Iberian sand-smelt (*Cobitis paludica*), mosquito fish (*Gambusia holbrooki*), sun fish (*Lepomis gibbosus*) and largemouth bass (*Micropterus salmoides*). This community comprised 8 natives (61.5%) (eel, common trout, Iberian barbell, pardilla, Iberian nase, calandino, Iberian chub and Iberian sand-smelt) and 5 exotics (brown trout, carp, mosquito fish, sun fish and largemouth bass). In this study we tackle from general aspects of spatial distribution of species or habitat preferences, to specific ecological relationships between native and exotic species or the effect of reservoirs on the observed ecological patterns. Additionally, we deal with a general diagnosis of the freshwater fish biodiversity's conservation status within Sierra Norte and we provide with some management advices to preserve it.

INTRODUCCIÓN

Los peces continentales son el grupo de vertebrados peor conocido de la Península Ibérica. Aspectos tan básicos como la riqueza de especies están aún por determinar. La aplicación de técnicas genéticas está sacando a la luz nuevas especies, e incluso géneros, producto del prolongado aislamiento al que han estado sometidas las poblaciones ibéricas (Doadrio & Carmona, 2006; Doadrio *et al.* 2007; Robalo *et al.*, 2007a). El Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España (Doadrio, 2001) ha puesto de manifiesto otras de las grandes lagunas que hoy día existen en torno al conocimiento de la ictiofauna ibérica, como es la referida a su área de distribución. Esta, además, cambia a un ritmo acelerado, en paralelo a las grandes transformaciones que está sufriendo la fisonomía ibérica por efecto de la actividad humana (Prenda *et al.* 2006). La cuenca del Guadalquivir es paradigmática a este respecto y pasa por ser uno de los enclaves que destacan por la falta de información referente a los peces fluviales (taxonomía, distribución, grado de amenaza, factores de extinción, etc.).

Los graves problemas que afectan de forma generalizada a los peces continentales ibéricos por efecto, principalmente, de la contaminación de los ríos, la degradación de los hábitats acuáticos o la introducción de especies exóticas de carácter invasor, etc., exigen la puesta en marcha de estrategias de gestión que permitan conservar estos valiosos recursos naturales, componente fundamental de la biodiversidad. De nuevo, la falta de información básica (número de especies, distribución y estado de las poblaciones) aparece como un difícil escollo a la hora de diseñar las citadas estrategias. Como consecuencia de esta situación resulta llamativa, por ejemplo, la escasa o nula presencia que los peces continentales tienen en los PORN y PRUG de los distintos Parques Naturales andaluces.

Una circunstancia a tener en cuenta en la conservación de la ictiofauna continental es que todas las especies dulceacuícolas habitan en cuencas hidrográficas que son auténticas islas separadas entre sí por barreras infranqueables (mar, divisorias de aguas). A consecuencia de este fuerte aislamiento muchas de las poblaciones de peces que viven en una determinada cuenca constituyen una línea evolutiva independiente, una Unidad Evolutiva Significativa (Robalo *et al.*, 2007b). A pesar de que tradicionalmente la unidad de conservación utilizada ha sido la especie, actualmente la tendencia dominante es la de centrar los esfuerzos de conservación en las poblaciones, que son las unidades realmente sometidas a procesos de declive o extinción. En el caso de los peces continentales la conservación centrada en poblaciones implica necesariamente un esfuerzo por conocer la situación de las mismas en cada una de las cuencas hidrológicas que ocupa cada especie.

El conocimiento de la ictiofauna continental del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, como la del resto de espacios naturales protegidos andaluces, se encuentra muy por debajo de lo que sería deseable para un enclave tan emblemático, y falta una base mínima de información para el desarrollo de una gestión adecuada. La compleja red hidrográfica de este espacio y la ausencia de un inventario de especies preciso convierten a la zona en un punto de gran interés ictiológico. En este trabajo se plantean rellenar estas lagunas por medio de los siguientes objetivos específicos:

1. Realizar el inventario y describir la distribución de las especies de peces del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, así como caracterizar el estado de sus poblaciones.

2. Analizar los patrones de distribución y de selección de hábitat de las distintas especies de peces en relación a los principales factores ambientales estudiados (posición en la cuenca, características estructurales y limnológicas de los cuerpos de agua, barreras, etc.).

3. Realizar un diagnóstico de la situación de los peces que incorpore la caracterización de la red de drenaje del espacio protegido según un valor de conservación que se derive no solo de la ictiofauna, sino de las condiciones del hábitat.

4. Proponer un conjunto de medidas de manejo y gestión de la ictiofauna y sus hábitats para su conservación.

viales naturales y ambientes lacustres en embalses, como los de El Pintado, Huéznar y Retortillo.

La mayor parte del área de estudio presenta un relieve con ondulaciones suaves que favorece la formación de numerosos valles fluviales. Casi la práctica totalidad de los cursos de agua de la zona sufren un fuerte estiaje, quedando en muchos casos convertidos en rosarios de pozas aisladas durante el verano. Sólo las mayores cuencas, como las del Viar y del Huéznar, mantienen un cierto caudal durante todo el año. Sin embargo los embalses reducen notablemente los caudales aguas abajo.

ÁREA DE ESTUDIO

La zona donde se desarrolla este trabajo comprende una amplia franja en la que se incluyen las principales subcuencas, todas en la cuenca del Guadalquivir, que contactan con el Parque Natural (Figura 1). Entre éstas destacan la del río Viar y la de la rivera del Huéznar. Además en el estudio se han incluido otras subcuencas menores, así como localidades que no se encuentran dentro de los límites del Parque pero que ha sido necesario estudiar para la correcta caracterización de la ictiofauna de la zona. Estas son la rivera de Huelva, incluyendo la rivera de Cala, la rivera de Retortillo y el arroyo del Puerco. Para la descripción de la comunidad íctica de la zona se han estudiado tramos flu-

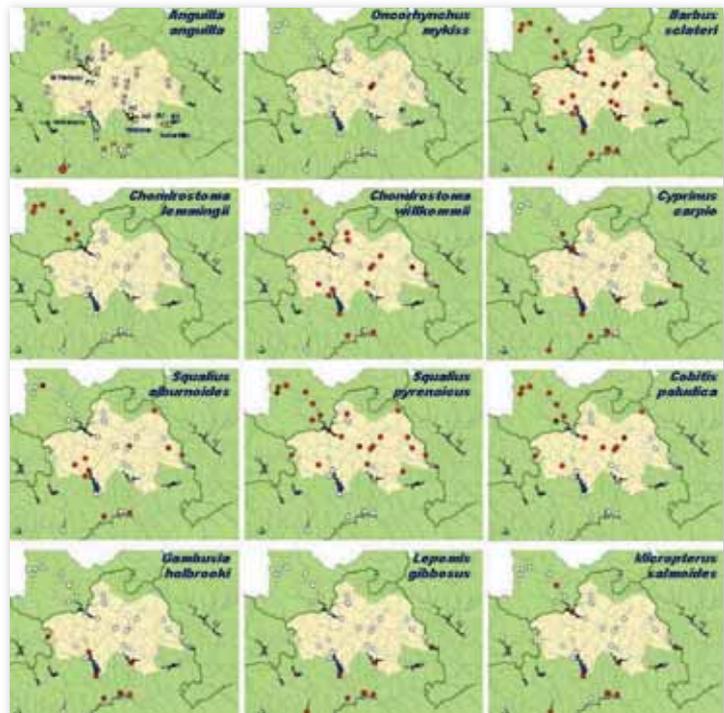


Fig. 1. Mapa de distribución de las especies de peces del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla (en beige) y su entorno. En el mapa correspondiente a la anguilla (*Anguilla anguilla*) se indican todas las localidades de muestreo con su número. Los puntos blancos se corresponden con ríos y en todos ellos se empleó la pesca eléctrica. Los lugares que aparecen con un punto en el centro del círculo indican zonas donde además se han muestreado excrementos de nutria. Los puntos amarillos se corresponden con embalses y en ellos se muestreó con redes y trampas. Se representa el embalse de Los Melonares (en celeste en el de la anguilla) aunque durante la realización del estudio no se había ejecutado aún la obra

Desde el punto de vista geológico, la zona está constituida fundamentalmente por materiales paleozoicos y fitosociológicamente está englobada dentro del piso bioclimático mesomediterráneo con una vegetación potencial formada principalmente por encinar, alcornocal y algunas zonas de quejigal. La vegetación de ribera asociada a los cauces fluviales suele estar en términos generales bien conservada, destacando el caso de la rive-ra del Huéznar que presenta un bosque en galería bastante desarrollado durante gran parte de su recorrido. Las zonas que presentan peor estado de conservación son las que se corresponden con aquellos arroyos y riveras cercanos a la vega del Guadalquivir, ya fuera de los límites del Parque.

METODOLOGÍA

Se muestrearon 31 localidades, 25 en cursos de agua y 6 en embalses, tanto del parque natural, como de su entorno inmediato (**Figura 1**). Todos ellos se efectuaron en la primavera del año 2000. Los puntos de muestreo se eligieron siguiendo criterios de variabilidad fisiográfica y ambiental, así como por razones logísticas.

CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT FLUVIAL

En cada punto de muestreo se realizó una doble caracterización del hábitat fluvial: una a partir de la medición o estima de variables in situ y otra a partir del análisis y medida de variables mediante herramientas S.I.G. En el primer caso, justo tras la realización del muestreo de los peces, se caracterizaron 14 variables (**Tabla 1**).

En el caso de la caracterización mediante S.I.G. se extrajeron datos cartográficos, climatológicos, y fisiográficos de cada localidad prospectada. Para ello se usó el Software ArcView. (Tabla 1) y dis-

tintas bases de datos vectoriales como el mapa digital de Andalucía 1:100.000 y la base de datos disponible por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

MUESTREO DE PECES EN AMBIENTES FLUVIALES

Para el muestreo de las poblaciones de peces se utilizó un aparato de pesca eléctrica portátil. Las pescas se realizaron en cada localidad en tramos de longitud variable, normalmente entre 70 y 175 m. Tras la realización de la pesca se anotó la longitud recorrida y el tiempo empleado en la misma. Los peces capturados se mantuvieron vivos en un cajón, donde se identificaron y midieron. Finalmente los ejemplares fueron devueltos vivos al agua.

El esfuerzo de pesca se definió a partir de la longitud del tramo muestreado y del tiempo empleado. Las capturas se expresaron como capturas por unidad de esfuerzo (CPUE), siendo 1 CPUE un ejemplar capturado por unidad de longitud y unidad de tiempo.

Para completar los datos de presencia de especies se han identificado a nivel específico los restos de peces presentes en excrementos de nutria recolectados en diferentes localidades del área de estudio.

MUESTREO DE PECES EN EMBALSE

Se muestrearon dos puntos en cada uno de los tres embalses principales del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla: El Pintado, Huéznar y Retortillo. Para ello se empleó una combinación de redes de enmalle y trampas. De las primeras, caladas en aguas libres, se emplearon trasmallos de 2 m de peralte, 10 m de longitud, 3 cm de luz de malla para el paño interior y 10 cm para los exteriores. En cada punto se calaron dos pares de trasmallos, estando cada pareja constituida por uno en fondo y otro en superficie. En las orillas de cada punto de muestreo se calaron tres tipos de trampas: 1) nasas o

holandesas, 2) botellas y 3) *minnow traps*; las dos últimas específicamente diseñadas para capturar peces pequeños. La unidad de esfuerzo aplicada en cada punto de muestreo consistió en una combinación de: **1)** 2 pares de trasmallos [2x (1 superficie + 1 fondo)], **2)** 6 pares de nasas [6x (1 camaronera + 1 anguilera)], **3)** 10 series de 3 *minnow traps* colocadas perpendiculares a la orilla. Cada serie se unió mediante una línea de nylon de 10 m, colocándose cada trampa a 3 m una de otra, aproximadamente. Con ello se lograba muestrear los peces pequeños de las orillas a distintas profundidades. **4)** 10 pares de trampas de botella, colocando en cada par una en fondo y otra en superficie unidas mediante una varilla metálica.

Las artes y trampas fueron siempre caladas durante una noche. El esfuerzo de pesca estuvo comprendido entre 18 y 26 horas, al final de las cuales las capturas fueron extraídas, identificadas, medidas y pesadas, y devueltas al agua. La unidad de esfuerzo empleada (CPUE) se obtuvo dividiendo el número de capturas por el de artes empleadas y el número de horas que estuvieron caladas. Esta combinación de artes y trampas permite un muestreo muy preciso de la ictiofauna de los embalses, incluyendo la que ocupa las aguas libres (trasmallos) y la que explota las orillas (trampas). Además el uso de diferentes luces de malla, así como de tamaños de arte, facilitó la captura de la práctica totalidad del rango de tallas y especies de peces que potencialmente podían estar ocupando el lugar de muestreo.

ANÁLISIS DE LOS DATOS

Análisis estadísticos multivariantes

Se realizaron tres Análisis de Componentes Principales (ACP, Legendre y Legendre, 2000) alternativos, uno para la matriz de datos físico-químicos del agua, otro para la de datos estructurales y otro

para los fisiográficos y climáticos. Todas las variables que no presentaron una distribución razonablemente Normal fueron transformadas [$\log_{10}(x+1)$], $[(x+1)^{1/2}]$ o $[\text{asen}(x+1)^{1/2}]$.

Para definir asociaciones de especies se siguieron dos aproximaciones alternativas. La primera estuvo basada en una matriz de presencia-ausencia de especies por localidad. Esta matriz se analizó por medio de un TWINSpan (Two Way INdicator SPecies ANalysis) que agrupa a las distintas especies según su afinidad pareja por las distintas localidades de muestreo.

Índice del estado de conservación de los peces

Según los resultados obtenidos en apartados anteriores, una de las principales amenazas que existe sobre el estado de conservación de los peces nativos del Parque Natural son los peces exóticos. Por ello, se ha evaluado el estado de conservación de la ictiofauna nativa del área de estudio aplicando un índice inspirado en el propuesto por Doadrio *et al.* (1991) y que incluye en su expresión la proporción/abundancia de las especies exóticas. En el cálculo del índice, se le asigna a cada especie autóctona un valor en función de la categoría de amenaza de la UICN propuesta para la misma por Doadrio (2001) (CR, 4; EN, 3; VU, 2; LR, 1) (Prenda *et al.* 2002). De igual modo se le asignó un valor negativo a cada especie introducida acorde con su grado potencial de piscivoría (ciprínidos y especies de pequeño tamaño, -1; especies depredadoras que no alcanzan 30 cm, -2; especies depredadoras mayores de 30 cm, -3). El valor asignado a cada especie se pondera por la frecuencia de aparición o la abundancia de las mismas. De este modo la expresión del índice de conservación (IC) en cada localidad queda definido del siguiente modo:

$$IC=(V_A * F_A + V_B * F_B + V_C * F_C + \dots) * 100$$

donde,

$V_{A,B,C,...}$ = valor asignado a la especie A, B, C, ..., según la categoría de conservación de la UICN propuesta por Doadrio (2001).

$F_{A,B,C,...}$ = frecuencia de aparición/abundancia de la especie A, B, C, ..., en esa localidad.

RESULTADO Y DISCUSIÓN

EL HÁBITAT ACUÁTICO

La distribución de los peces y la estructura de sus comunidades están en gran medida determinadas por la estructura del hábitat (Prenda 1993; Prenda *et al.* 1997). Las características del hábitat están condicionadas, a su vez, por variables ambientales que operan a distintos

niveles. Aquí se realizó la descripción del medio acuático del PN Sierra Norte de Sevilla teniendo en cuenta tres niveles distintos: **1)** características físico-químicas de las aguas, **2)** variables estructurales de los cauces fluviales y **3)** parámetros fisiográficos y climáticos (**Tabla 1**). En general, se trata de ríos, bien conservados, sin problemas sustantivos que alteren su fisonomía y su aptitud para la vida de los peces.

Las variables indicadoras de perturbación antrópica presentaron grandes diferencias entre unas subcuencas y otras. Según los datos obtenidos, la rivera de Huelva fue la que presentó mayores signos de perturbación. En su superficie de drenaje completa están asentados 20 núcleos de población y sus aguas circulantes están reguladas por 8 embalses. Le sigue la subcuenca del río

Variables	Método	Media (\pm DE)
Temperatura del agua ($^{\circ}$ C) *	Termómetro portátil	24,97 \pm 4,23
pH*	pH-metro	8,33 \pm 0,46
Conductividad (mS cm^{-1})	Conductivímetro	353,07 \pm 91,61
Oxígeno disuelto (mg l^{-1})*	Oxímetro	8,84 \pm 2,24
Turbidez (FTU)*	Turbidímetro	2,24 \pm 3,93
Velocidad de la corriente (m s^{-1}) *	Objeto flotante	0,12 \pm 0,13
Profundidad del cauce (m)*	Regla	0,47 \pm 0,20
Granulometría*	Escala Wentworth	6,35 \pm 2,10
Anchura del cauce (m)*	Cinta métrica	9,30 \pm 6,90
Refugio para los peces (m ² 4m ⁻¹)*	Estima visual	1,72 \pm 1,21
Vegetación acuática sumergida (%)*	Estima visual	17,12 \pm 18,11
Vegetación acuática emergente (%)*	Estima visual	12,33 \pm 11,15
Cobertura de herbáceas en orillas (%)*	Estima visual	38,40 \pm 18,51
Cobertura arbustiva en orillas (%)*	Estima visual	49,40 \pm 24,26
Cobertura arbórea en orillas (%)*	Estima visual	29,30 \pm 35,75
Orden [¥]	Método Strahler	
Altitud (m)		293,6 \pm 187,1
Superficie de la cuenca (Km ²) [¥]	Área de drenaje calculada aguas arriba del punto de muestreo	370,1 \pm 530,9
Pendiente media del tramo (%o) [¥]	Pendiente en un tramo de 5 Km.	9,5 \pm 6,1
Longitud de drenaje (Km) [¥]		2212,8
Densidad de drenaje (Km m ⁻²) [¥]		485,9 \pm 72,1
Distancia al río principal (m) [¥]	Distancia al Guadalquivir	48,2 \pm 30,8
Posición relativa en la cuenca (% [¥])	Cociente entre la distancia a la desembocadura y la longitud total del río	0,2 \pm 0,2
Precipitación media anual (mm) [¥]	Fuente bibliográfica (Rosselló, 1997)	665,3 \pm 60,3
Evapotranspiración real (mm) [¥]	Fuente bibliográfica (Rosselló, 1997)	484,2 \pm 29,6

Tabla 1. Variables empleadas para caracterizar el hábitat fluvial en cada localidad muestreada. Se indica la unidad de medida, el método para obtenerla y la media (\pm desviación estándar) de cada una de ellas en las 25 localidades fluviales estudiadas. * Variables físicoquímicas y estructurales medidas *in situ*; ¥ variables fisiográficas, cartográficas y climáticas obtenidas mediante herramientas S.I.G.

Viar, donde la construcción de la presa de Los Melonares agravará esta situación ya que la superficie embalsada en esta cuenca aumentará en el doble. En contraposición a estas cuencas estuvo la del Arroyo del Puercu, con ausencia total de núcleos de población y de embalses.

Gradientes de hábitat

A partir de los ACPs se obtuvieron gradientes espaciales que definían patrones de variación de las distintas variables del hábitat. El ACP de la matriz variables físico-químicas produjo un único componente (CP_{F-Q}) que explicó más del 55% de la varianza inicial (Tabla 2). Este componente definió un gradiente de concentración de oxígeno disuelto, que varió entre localidades muy oxigenadas y además con

valores altos de pH, temperatura y turbidez (con más producción primaria) y baja conductividad, frente a otras con condiciones opuestas (Tabla 2).

Los dos primeros componentes extraídos del ACP aplicado a la matriz de variables estructurales ($CP1_{EST}$ y $CP2_{EST}$) explicaron en conjunto el 46% de la varianza original de los datos. El $CP1_{EST}$ es un típico gradiente tramo alto-tramo bajo, que va de sitios con elevada corriente, sustrato grueso y elevadas coberturas de arbustos y árboles (tramos altos), a zonas más profundas, con cauces anchos, altas coberturas de vegetación emergente y disponibilidad de refugio elevados (tramos bajos) (Tabla 2).

Los dos primeros componentes del ACP aplicado a la matriz de variables

Variables	CP_{F-Q} (55,0%)	$CP1_{EST}$ (26,5%)	$CP2_{EST}$ (19,9%)	$CP1_{FIS-CLI}$ (56,8%)	$CP2_{FIS-CLI}$ (15,9%)
Físico-químicas					
Temperatura	0,72***				
Conductividad	-0,56**				
Oxígeno	0,89***				
Turbidez	0,73***				
pH	0,77***				
Estructurales					
Velocidad		-0,42*	-0,40*		
Profundidad		0,65***	0,27		
Anchura cauce		0,74***	0,35		
Granulometría		-0,44*	0,34		
Refugio		0,59**	-0,42*		
Veg. sumergida		0,12	-0,72***		
Veg. emergente		0,61***	-0,48*		
Herbáceas orillas		-0,28	-0,73***		
Arbustos		-0,58**	0,18		
Árboles		-0,41*	-0,21		
Fisiográficas y climáticas					
Orden				-0,89***	0,13
Superficie cuenca				-0,91***	0,34
Altitud				0,91***	0,32
Dist. al Guadalquivir				0,75***	0,51**
Pendiente				0,66***	0,53**
Posición relativa				-0,97***	0,39
Evapotranspiración				0,38	-0,58**
Precipitación				0,14	0,13

Tabla 2. Correlaciones (*r* de Pearson) de las variables ambientales con los componentes extraídos de ACP realizados sobre matrices variable x localidad. Los números entre paréntesis indican el porcentaje de varianza explicado por cada componente. * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.



fisiográficas y climáticas ($CP1_{FIS-CLI}$ y $CP2_{FIS-CLI}$) resumieron en conjunto cerca del 73% de la varianza inicial (Tabla 2). El $CP1_{FIS-CLI}$ es también un típico gradiente tramo alto- tramo bajo (Tabla 2). Este componente enfrentó localidades a mayor altitud (cabeceras), más alejadas del Guadalquivir y con mayor pendiente, con tramos de mayor orden, superficie de cuenca y posición relativa (tramos bajos). Este componente explicó casi el 57% de la varianza.

Se observó que todos los primeros componentes ($CP1_{F-Q}$, $CP1_{EST}$ y $CP1_{FIS-CLI}$) estuvieron correlacionados ($r > 0,47$, $p < 0,05$ en todos los casos), por lo que todos ellos tenían un comportamiento paralelo, relacionado con el gradiente fluvial general tramo alto-tramo bajo.

DISTRIBUCIÓN DE LAS ESPECIES

Se capturaron 13 especies de peces en el área de estudio (Tabla 3). De ellas ocho fueron nativas (61,5%) y cinco introducidas (38,5%). La familia mejor representada fue la de los ciprínidos, con seis especies (54,5% del total) y solo una introducida, la carpa. La trucha arco-iris

(*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha común (*Salmo trutta*) no han sido capturadas en este estudio, si bien se ha confirmado su presencia a partir de los restos identificados en excrementos de nutria (*Lutra lutra*). Además la presencia de ambas especies en la cuenca del Huéznar es sobradamente conocida por ser repobladas por la Consejería de Medio Ambiente (CMA) con la finalidad de mantener un coto de pesca intensivo. Desde el punto de vista histórico a mediados del S XIX se tiene constancia de la presencia en el área de estudio de trucha común (*Salmo trutta*) (Madoz, 1845).

La ictiofauna nativa del PN Sierra Norte de Sevilla posee una riqueza de especies similar a la de otros parques naturales andaluces. En lo que respecta a especies exóticas, sin embargo, la situación del PN Sierra Norte de Sevilla parece sensiblemente peor que la de otros espacios naturales protegidos, en los que la media de especies foráneas es de 2,9. Esta cifra contrasta con las 5 especies registradas en este trabajo, dentro o en las inmediaciones de los límites del parque natural sevillano, lo que representa el 50% de las espe-

cies exóticas documentadas en Andalucía (Doadrio, 2001). Estas cifras deben ser motivo de alarma puesto que representan un grave riesgo para los peces nativos de este espacio protegido. Y es que la mayoría de especies autóctonas, salvo la trucha arco-iris, es de carácter invasor.

La especie claramente dominante en el PN Sierra Norte de Sevilla fue el barbo (Tabla 3), presente en más del 90% de las localidades prospectadas (Figura 1). Las siguientes especies en importancia, ya a considerable distancia, fueron el cachuelo, la pardilla, la boga, y el calandino (Tabla 3, Figura 1). Desde el punto de vista de la biomasa, tras el barbo, en importancia, se encontró la carpa (Tabla 3). Esta especie exótica, aunque nunca fue muy abundante, alcanzó grandes tallas en los embalses y en las pocas localidades fluviales en que estuvo presente.

Las localidades con mayor abundancia de peces pertenecían a la cabecera del río Viar. En estos lugares la comunidad

estuvo compuesta exclusivamente por especies nativas de pequeña talla (barbos, cachuelos, pardillas, colmillejas y, en algunos casos, bogas). Las especies exóticas no colonizaron estos tramos fluviales. Las cabeceras son medios muy peculiares, muy inestables desde un punto de vista hidrológico y ecológico y no permiten el asentamiento y la proliferación de especies exóticas (Bernardo *et al.*, 2003). Se necesita un alto grado de especialización para sobrevivir en estos ambientes fluctuantes, del que carecen las especies foráneas.

TALLAS

El análisis de la distribución de frecuencias de las tallas de las especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia puso de manifiesto dos circunstancias alternativas, una para ríos y otra para embalses. La estructura de tallas de las poblaciones de ríos y embalses fue marcadamente distinta (Figura 2). En ambientes fluviales las especies nativas poseían una

	Clave	CPUE ríos	CPUE embalses	BPUE ríos	BPUE embalses	Frecuencia (%)
Anguila (<i>Anguilla anguilla</i>)†	AAN	0,4 (500,0)		6,4 (500,0)		3,6
Barbo (<i>Barbus sclateri</i>)	BSC	351,4 (100,4)	1,6 (64,9)	5319,3 (194,4)	736,3 (72,6)	92,9
Pardilla (<i>Chondrostoma lemmingii</i>) †	CLE	66,1 (238,5)		361,6 (233,1)		25,0
Boga (<i>Chondrostoma willkommii</i>)	CWI	27,9 (237,7)	0,2 (142,5)	209,5 (267,2)	36,3 (154,9)	60,7
Carpa (<i>Cyprinus Carpio</i>)*	CCA	1,6 (325,8)	0,5 (120,3)	626,8 (302,6)	401,1 (118,2)	32,1
Calandino (<i>Squalius alburnoides</i>)	SAL	40,8 (335,6)		58,4 (357,3)		21,4
Cachuelo (<i>Squalius pyrenaicus</i>)	SPY	54,6 (230,5)	0,0 (223,6)	226,5 (178,5)	0,0 (245,0)	50,0
Colmilleja (<i>Cobitis paludica</i>)	CPA	9,0 (187,9)		25,8 (171,9)		39,3
Gambusia (<i>Gambusia holbrooki</i>)*	LGI	13,2 (228,1)	0,4 (110,7)	75,1 (255,1)	5,6 (131,4)	28,6
Pez sol (<i>Lepomis gibbosus</i>)*	MSA	3,4 (241,6)	0,2 (90,2)	81,2 (252,8)	11,3 (194,2)	28,6
Blacbás (<i>Micropterus salmoides</i>)*	GHO	8,7 (433,2)	0,00 (223,6)	5,1 (450,8)	0,0 (245,0)	28,6

Tabla 3. Abundancia y biomasa medias (en paréntesis el CV, en %) de las diferentes especies de peces, expresadas como CPUE y BPUE, para tramos fluviales (capturas o Kg por 100 m de curso de agua y hora de muestreo con pesca eléctrica) y embalses (suma del número medio de capturas o kg por cada tipo de arte -trasmallos, nasas, trampas de botella y minnow traps- calados durante 12 h). Se incluye la frecuencia de aparición de cada especie (en %) y su clave abreviada.

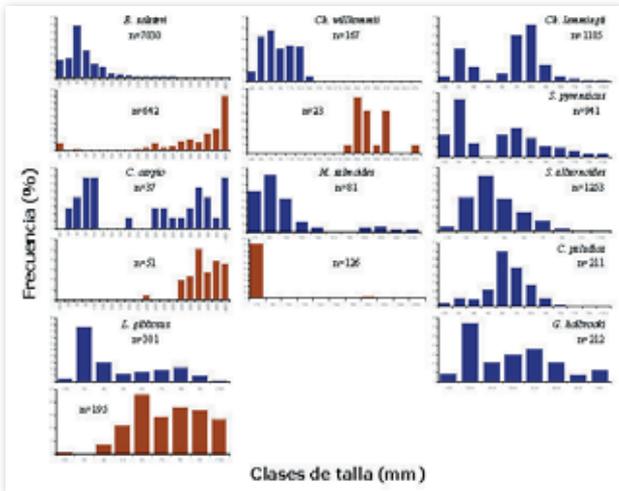


Figura 2. Distribución de frecuencias de las tallas de peces capturadas en ríos (en azul) y embalses (en rojo) del PN Sierra Norte de Sevilla y su área de influencia. El gráfico correspondiente a las especies capturadas en embalses se coloca siempre debajo de la correspondiente a ríos. En todos los casos se indica el tamaño de la muestra (n)

adecuada representación de las diferentes clases de talla, especialmente de las menores, normalmente dominantes (Figura 2). En las especies con mayor rango de tamaños, como barbo y boga, predominaron los ejemplares de longitud total en torno a 100 mm y fueron muy escasos los de mayor talla. En embalses ocurrió lo contrario (Figura 2), es decir no estuvieron representadas las clases menores y predominaron las muy grandes, normalmente ausentes de los ríos (véase los casos del barbo, la boga, la carpa y el pez sol). La excepción fue el blacbás, del que la mayoría de capturas en embalses fueron ejemplares pequeños.

La situación en ríos es la normal y esperable. Las tallas más grandes normalmente no pueden desarrollarse en los hábitats fluviales, de escaso volumen, donde además son muy vulnerables a depredadores aéreos no limitados por el tamaño de la boca, como garzas o la nutria. Por el contrario, el espectro de tallas de embalses se puede considerar anómalo respecto al fluvial, por la nula representación de los individuos de menor talla. Esto es consecuencia del efecto combinado de dos factores: 1) la

no reproducción en embalses de barbos y bogas, ambas de hábitos reproductores litófilos y reófilos, por lo que raramente van a estar presentes en este medio las clases de talla menores correspondientes al menos a la recluta del año; y 2) la depredación diferencial ejercida por especies acuáticas invasoras carnívoras como el blacbás, que consumen preferentemente a los individuos de menor tamaño y sesgan la distribución de frecuencias de las tallas hacia aquellos valores no susceptibles de ser depredados. Este efecto sería de aplicación a todas las especies presentes en embalses, e incluso a las que no están, cuya exclusión estaría en parte motivada por la actividad de los centrárquidos. Por tanto, barbos y bogas no se reproducen en embalses y además los ejemplares menores de estas especies que lleguen por deriva a estos medios lénticos son eficazmente consumidos por el blacbás y eventualmente desplazados competitivamente por el pez sol. Las otras especies nativas de pequeña talla aunque potencialmente pueden reproducirse en los embalses están ausentes de ellos por estas mismas razones. La carpa sí se reproduce en embalses pero las más pequeñas deben ser igualmente depredadas/desplazadas por los centrárquidos. Asimismo, la escasa representación de los individuos de menor talla del pez sol, que también se reproduce en embalses, puede ser debida a la elevada tasa de crecimiento de esta especie en estos medios que son su hábitat óptimo –los individuos nacidos han crecido más que los de ríos–, y a la probable depredación que sufra por parte del blacbás, precisamente la única especie que cuenta con ejemplares pequeños en embalses.

ASOCIACIONES DE ESPECIES

Tras la aplicación de un TWINSPLAN se obtuvieron cuatro asociaciones de especies (Figura 3a). Cada asociación quedó compuesta por especies que tendían a

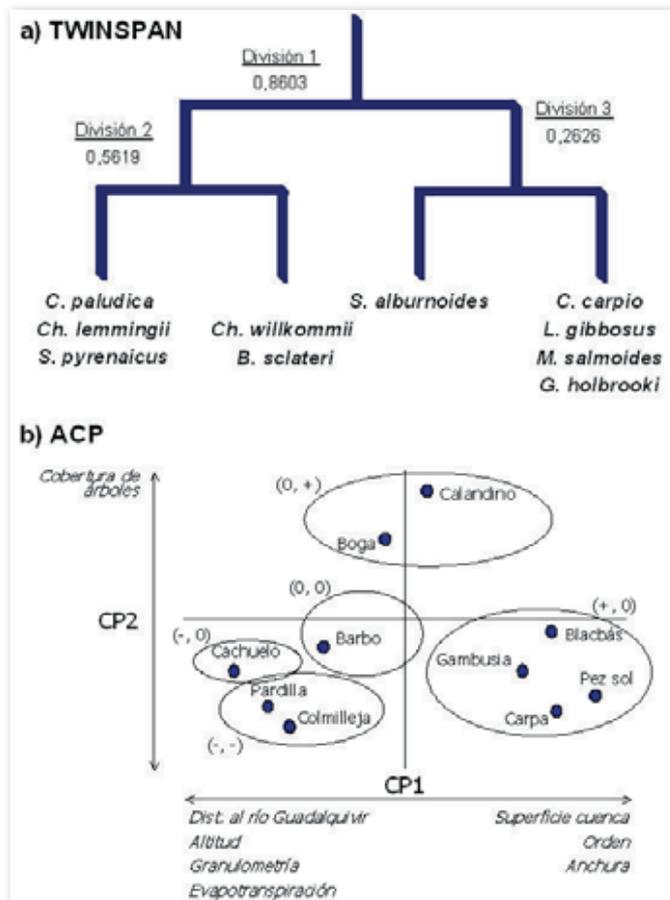


Figura 3. Ordenación de las especies de peces del PN Sierra Norte de Sevilla según sus afinidades de distribución. A) Agrupaciones obtenidas tras la aplicación de un análisis TWINSpan a una matriz de presencia-ausencia de especies x localidad. Los números indican la probabilidad que separa los distintos grupos, es decir su disimilitud. B) Distribución de las especies en el plano definido por los dos primeros componentes de un ACP aplicado a una matriz de abundancia de especies (CPUE) x localidad. Se enmarcan en elipses las especies que muestran un mismo tipo de correlación con los componentes, formando por tanto asociaciones que tienden a aparecer en las mismas localidades. Se incluye entre paréntesis la correlación que muestra cada asociación de especies con el primer (izquierda) y segundo componente (derecha). Bajo las flechas se indican las variables ambientales que presentan una correlación significativa con cada componente principal (CP1 y CP2)

aparecer en las mismas localidades, independientemente de su abundancia. El primer grupo identificado estuvo compuesto por tres especies: la colmilleja, el cachuelo y la pardilla. Estas especies suelen convivir en ambientes inestables, como los tramos altos de los ríos donde pueden alcanzar altas densidades. La

segunda asociación la formaron el barbo y la boga, que tienen un carácter generalista en cuanto a su distribución y tienden a predominar en los tramos medios. En tercer lugar apareció el calandino, muy próximo a la asociación constituida por las especies exóticas (carpa, blacbás, pez sol y gambusia). Tanto el calandino como, especialmente, las exóticas, mostraron claras preferencias por los tramos más bajos, con condiciones hidrológicas más estables.

La aplicación de un Análisis de Componentes Principales (ACP) a una matriz de abundancia de especies por localidad produjo dos componentes que explicaron en conjunto más del 50% de la varianza original de la matriz (CP1 33,52% y CP2 18,09%) y que generaron 5 asociaciones de especies (Figura 3b).

Los resultados generados por ambos métodos de ordenación (TWINSpan y ACP) fueron muy coherentes, a pesar del diferente procedimiento analítico seguido por cada uno de ellos. Así la ordenación de especies que produjo el CP1 concuerda perfectamente con la obtenida con el TWINSpan: cachuelo, pardilla, colmilleja -barbo, boga - calandino - gambusia, blacbás, carpa, pez sol. Esta secuencia además posee un evidente significado ecológico como se ha visto en un trabajo más amplio, que engloba a todo el cuadrante suroccidental ibérico (Blanco-Garrido, 2006).

COMUNIDADES ÍCTICAS

La riqueza media total en el PN Sierra Norte de Sevilla fue de 4,1 especies en ríos y 3,5 especies en embalses (Tabla 4), aunque en el primer caso éstas fueron principalmente nativas y en el segundo mayoritariamente exóticas (Tabla 4).

Como ya se vio para las poblaciones, la comparación del espectro de tamaños medios de las especies (ver Figura 2) puso de manifiesto la existencia de dos comunidades bien diferentes, una propia de ríos y otra de embalses. La fluvial fue muy rica en especies, la mayoría nativas, con muchos individuos y dominada por ejemplares de tamaño pequeño (Figura 2), salvo alguna esporádica carpa con un peso en promedio superior a 400 g. Mientras que la de embalses estuvo formada por solo seis especies, la mayoría exóticas, normalmente de gran tamaño, de casi 300 g de media (Figura 2), siempre mucho mayores que en ríos.

Los valores del índice de Shannon y la equitatividad fueron menores en ríos que en embalses (Tabla 4). Esto implica que en ríos existió un reparto más desigual de la abundancia total entre especies que en embalses. Este desequilibrio se debió en todos los casos al barbo, especie claramente dominante en la comunidad promedio, tanto fluvial, como de embalses.

Lo dicho para las capturas es igualmente aplicable a la biomasa, si bien en

este caso, la dominancia ejercida por el barbo se acentúa por la mayor talla que alcanza esta especie frente al resto (Tabla 3). Si se obvia a esta especie, la comunidad aparece mucho más equilibrada.

Las localidades con mayor riqueza de especies (6 especies) fueron los tramos bajos de los ríos. El aumento del número de especies de peces desde la cabecera hasta la desembocadura es un fenómeno bien conocido en ecología fluvial (Magalhães *et al.* 2002b). Aunque muchas de las especies que hacen aumentar la riqueza en los tramos bajos son exóticas. En ellos, con una mayor estabilidad hidrológica y la existencia de aguas más remansadas (Schlosser, 1990), se crean unas condiciones muy propicias para la proliferación de estas especies foráneas. Además, el río Guadalquivir actúa como fuente de especies exóticas.

En conjunto, estos resultados definen una comunidad íctica característica de los medios fluviales del PN Sierra Norte de Sevilla, constituida por tres especies, entre las que domina el barbo, seguida por un representante del género *Squalius* (cachuelo o calandino) y por otro del género *Chondrostoma* (boga o pardilla). Eventualmente, si las condiciones ambientales lo permiten, aparece la colmilleja o alguna de las especies exóticas presentes en el área.

En embalses esta comunidad nativa típica del sur peninsular se ve totalmen-

	Ríos		Embalses		t-value	df	p
	media	N	media	N			
S autóctonas	3,1±1,1	25	1,3±1,0	6	3,6	29	0,001
S exóticas	1,0±1,4	25	2,2±1,5	6	-1,8	29	0,087
S total	4,1±1,5	25	3,5±1,2	6	0,9	29	0,380
H CPUE	1,0±0,5	25	1,3±0,3	6	-1,3	29	0,205
H BPUE	0,8±0,5	25	0,9±0,3	6	-0,4	29	0,672
H max	1,9±0,6	25	1,9±0,6	6			
J CPUE (%)	50,8±24,2	24	77,7±12,8	6	-2,6	28	0,014
J BPUE (%)	46,0±25,3	24	61,1±26,1	6	-1,3	28	0,207

Tabla 4. Valor medio (\pm desviación estándar) de la riqueza de especies (S), la diversidad de Shannon (H) y la equitatividad (J: H/Hmax) de las comunidades de peces de los ríos y embalses del PN Sierra Norte de Sevilla. Se incluye la comparación de las medias entre ríos y embalses con el test de la t.

te modificada por efecto de la presencia de especies exóticas de carácter invasor y junto con el barbo, normalmente de gran talla, aparecen en promedio otras dos o tres especies exóticas, principalmente pez sol, seguida de carpa y/o blacbás.

PREFERENCIAS DE HÁBITAT EN RELACIÓN A LOS PRINCIPALES FACTORES AMBIENTALES

Las correlaciones entre los dos primeros componentes obtenidos tras aplicar un ACP a una matriz de abundancias de las especies de peces (CP1_{AB} y CP2_{AB}) y las variables del hábitat pusieron de manifiesto que el CP1_{AB} representó un gradiente de distribución de especies, desde el tramo alto al tramo bajo fluvial. Cada asociación de especies (**Figura 3b**) mostró las siguientes preferencias:

- El grupo formado por cachuelo, pardilla y colmilleja estuvo asociado a los tramos altos, a las cabeceras, caracterizadas por estar alejadas del cauce del Guadalquivir, poseer mayor altitud, estar formadas por lechos fluviales con sustratos gruesos y sufrir una elevada evapotranspiración (**Figura 3b**). Estas tres especies son de pequeño tamaño, característica típica de especies que habitan en medios inestables (Poff y Ward, 1989; Schlosser, 1990), con adaptaciones morfológicas y fisiológicas que les permiten explotar ambientes estresantes. Por ejemplo, la colmilleja posee una modificación en la vejiga natatoria que le habilita para respirar pequeñas cantidades de oxígeno atmosférico, compensando así los episodios de anoxia propios de las pozas estivaes de los tramos altos de estos ríos y arroyos (Gómez-Caruana y Díaz-Luna, 1991).

- Los peces exóticos, por el contrario, se asocian principalmente a los tramos bajos de los ríos. Estas zonas se caracterizan por tener un área de drenaje extensa (superficie de cuenca), un orden elevado y cauces amplios (Figura

3b). En los tramos bajos el agua tiende a remansarse, son zonas con profundidad moderada y la estabilidad hidrológica es mucho mayor que en los tramos medios y altos. Estas condiciones son propicias para el asentamiento y proliferación de las especies exóticas. Además, en general, poseen un mayor nivel de degradación ambiental, que también favorece a estos elementos foráneos.

- El barbo, calandino y la boga se mostraron aparentemente indiferentes al gradiente tramo alto- tramo bajo, aunque los dos últimos aparecieron asociados a cauces con una elevada cobertura de árboles, según se desprende de su correlación con el CP2_{AB} (**Figura 3b**).

INFLUENCIA DE LOS EMBALSES SOBRE LAS PREFERENCIAS DE HÁBITAT

Los embalses son infraestructuras hidráulicas que modifican drásticamente el medio fluvial; transformando un medio lótico o de aguas corrientes en un medio léntico; multiplican extraordinariamente el volumen de hábitat acuático respecto al cauce original y durante su explotación están sometidos a unas fluctuaciones de nivel erráticas, no integradas evolutivamente por las especies nativas; y representan una barrera infranqueable para los organismos acuáticos. Sin embargo, muchas de estas características los hacen idóneos para la proliferación de especies exóticas (Prenda *et al.* 2002, 2006; Clavero *et al.* 2004), la gran mayoría de ellas limnófilas y adaptadas a ambientes degradados. Por tanto, los embalses del PN Sierra Norte de Sevilla representan una alteración radical del hábitat fluvial original que propicia la penetración y expansión de especies invasoras (Prenda *et al.* 2002; Clavero *et al.* 2004; Blanco-Garrido, 2006), que a su vez ejercen un gran impacto sobre las comunidades nativas: las simplifican y alteran la estructura de tallas de las que logran sobrevivir en ellos.

La mayor o menor proximidad a los embalses afectó a la proporción de las diferentes especies (Figura 4) y a sus tallas medias (Tabla 5). Como ya se había apuntado, la proporción de especies nativas fue claramente mayor en los tramos fluviales que en los embalses (Figura 4) y todas las especies presentaron tallas significativamente diferentes al compararse a distancias crecientes de los embalses (Tabla 5). Las tallas del barbo y la boga aumentaban a medida que disminuía la distancia a los embalses, haciéndose máximas en ellos (Tabla 5). El pez sol siguió un patrón similar, alcanzando las tallas máximas en los propios embalses (Tabla 5).

INFLUENCIA DE LAS ESPECIES EXÓTICAS SOBRE LAS PREFERENCIAS DE HÁBITAT DE LAS NATIVAS

Las especies nativas ibéricas han evolucionado en ausencia de depredadores, y por tanto no han desarrollado los mecanismos adaptativos necesarios para hacer frente de manera eficaz a las especies exóticas. Ello sin duda debe repercutir en los patrones de distribución y uso del espacio de las especies nativas. Se ha observado con anterioridad la existencia de una clara segregación espacial entre especies nativas y especies exóticas (Figura 3). Las nativas, en general, tienden a ocupar los tramos altos, mientras que las exóticas habitan en los tramos bajos. Este es un fenómeno gradual de respuesta progresiva de peces nativos y exóticos al gradiente ambiental tramo alto-tramo bajo (Figura 5a). La abundancia de nativas en conjunto disminuye desde los tramos altos hacia las zonas bajas de los ríos, justo el patrón inverso observado para las especies alóctonas, cuyas abundancias crecen a medida que se desciende desde los tramos de cabecera hasta los tramos bajos (Figura 5a). Algo similar ocurre con la riqueza de especies; el número de especies nativas aumenta desde la cabe-

cera hasta la zona media del gradiente, a partir de ahí y coincidiendo con la aparición de las especies exóticas la riqueza de autóctonas disminuye, llegando a valores similares a los mostrados en los tramos altos (Figura 5a). En las localidades donde coexisten, la abundancia y riqueza de las especies autóctonas disminuye a medida que las alóctonas se hacen más numerosas y viceversa (Figura 5b).

Estos patrones de variación en la abundancia y la riqueza observados para las especies nativas contradicen las tendencias naturales ampliamente descritas para ambientes fluviales. Sería esperable que, tanto la abundancia como la riqueza, aumentasen desde la cabecera hacia los tramos bajos (Magalhães *et al.* 2002b). Sin embargo, se observa justo lo inverso. Todo ello apunta a que son las especies exóticas las responsables de alterar e invertir los patrones naturales de distribución de las especies nativas en los ríos estudiados en el Parque Natural. Los peces exóticos actúan como agentes perturbadores y desestructuradores de las comunidades de peces nativos. Una vez que las especies exóticas colonizan un determinado lugar se simplifica enormemente la comunidad de peces nativos, tanto en número de individuos como de especies (Clavero

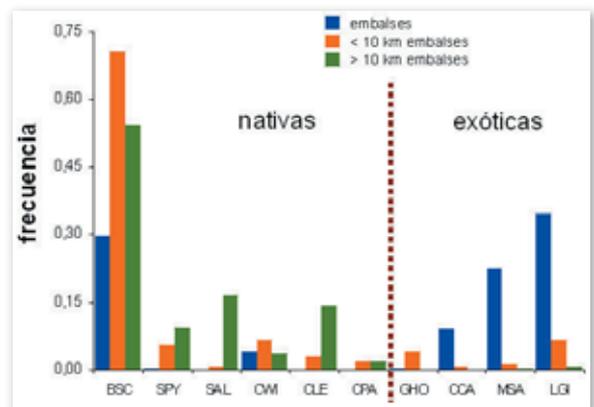


Figura 4. Distribución de la proporción de la abundancia de cada especie de pez del PN Sierra Norte de Sevilla en sectores a distinta distancia a embalses

Especie	embalses	< 10 Km	> 10 Km	F	p
BSC	370,7	90,2	80,9	3422,3	<0,001
SPY	31,0	74,0	53,8	61,13	<0,001
SAL		63,8	50,4	24,11	<0,001
CWI	279,5	98,3	75,5	553,8	<0,001
CLE		77,1	69,6	14,9	<0,001
CPA		61,4	75,9	54,4	<0,001
GHO	52,0	32,3	42,5	3,24	0,041
CCA	367,2	215,3	401,0	33,4	<0,001
MSA	60,7	98,0	88,6	13,19	<0,001
LGI	80,4	61,4	63,6	50,35	<0,001

Tabla 5. Comparación (ANOVA) de la tallas medias (mm) de cada especie entre: localidades en embalses, localidades a menos de 10 Km de embalses y localidades a más de 10 Km de embalses.

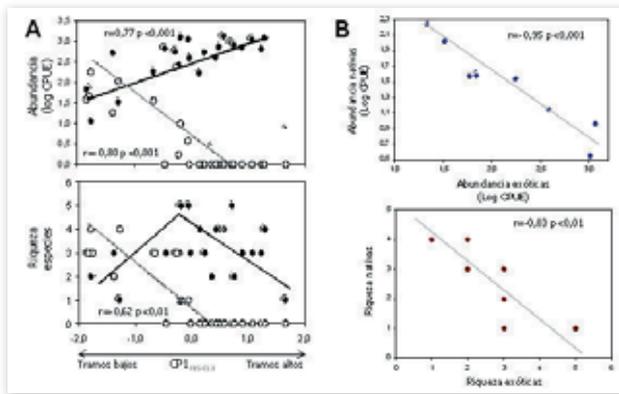


Figura 5. Relación entre las especies de peces exóticas y las nativas del PN Sierra Norte de Sevilla. A) Relación entre el gradiente de tramo alto-tramo bajo definido por el CP1_{FIS-CL1} y la abundancia de nativas y exóticas (arriba), y la riqueza de ambos grupos de especies (abajo). B) Relación entre la abundancia (arriba) y la riqueza de nativas y exóticas (abajo)

& García-Berthou, 2005; Blanco-Garrido, 2006; Blanco-Garrido *et al.* 2007). De aquí se deriva que los peces exóticos sean uno de los principales factores de amenaza del estado de conservación de la ictiofauna nativa en el área de estudio.

Ya se comentó con anterioridad como pueden afectar las especies exóticas, especialmente el blacbás y el pez sol, a las nativas. La primera depreda sobre las especies nativas de mediano y pequeño tamaño, esquilmando sus poblaciones. El pez sol compite eficazmente por los mismos recursos –invertebrados– que

las especies autóctonas, depreda sobre sus huevos y sobre las tallas menores. De forma parecida actúa la gambusia. Además estas dos últimas especies despliegan un marcado comportamiento agonístico que excluye eficazmente de sus territorios a los peces nativos, mucho menos agresivos. La carpa, por último, modifica sustancialmente el funcionamiento ecológico de las masas de agua, incrementando su turbiedad y haciendo desaparecer a los macrófitos y a toda su fauna asociada. La combinación de estos efectos altera la composición de la ictiofauna nativa.

DIAGNÓSTICO DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LA ICTIOFAUNA EN EL PN SIERRA NORTE DE SEVILLA Y PROPUESTA DE GESTIÓN

Para el cálculo del valor de conservación en cada una de las subcuencas estudiadas, se usó la media aritmética de los valores obtenido en los puntos de muestreo (Tabla 6). Las dos aproximaciones al valor de conservación son equivalentes tal y como indica la correlación existente entre ambas ($r=0,48$; $p<0,05$). Según este índice los lugares mejor conservados corresponden a los tramos de cabecera de los ríos, escasamente invadidos por especies exóticas (Tabla 6). En cambio las localidades con un peor estado de conservación corresponden a las situadas en los tramos

bajos (Tabla 6). Los puntos con mayor nivel de degradación fueron el 14, el 15 y el 23, mientras que los situados en la cabecera del Viar (2, 3, 4, 7 y 8) presentaron un alto valor de conservación. Por cuencas, la mejor conservada fue la del Viar con diferencia, y las peores la de la Rivera de Huelva y la del Huéznar.

La gestión óptima de la ictiofauna del PN Sierra Norte de Sevilla pasa fundamentalmente por el mantenimiento de las condiciones físico-químicas y estructurales del hábitat actuales, por la eliminación de todos aquellos obstáculos que generan embalses y que carecen de utilidad alguna, y por el seguimiento periódico de los peces en un conjunto representativo de localidades, especialmente en la cabecera del Viar, haciendo especial hincapié en la boga. Lamentablemente, es prácticamente imposible ejercer algún tipo de medida

útil que sirva para controlar a las especies exóticas, principal agente de degradación de la ictiofauna del área de estudio. Así mismo es recomendable plantearse un plan de repoblación con anguilas en diferentes cursos de agua del Parque Natural y, por el contrario, el cese de las repoblaciones con salmónidos, especialmente con trucha arco-iris, en el Huéznar. Desde la dirección del Parque se debe incidir en prácticas de manejo de embalses que no perjudiquen a la ictiofauna nativa y, en ningún caso, se debe promover la creación de nuevas presas, ni siquiera con el objeto de crear láminas de agua permanentes con intenciones ecológicamente loables. Siempre serán fuente de especies exóticas que no solo arruinarán a los peces nativos, sino a muchos otros elementos de la biodiversidad local, como invertebrados, anfibios, aves e incluso mamíferos.



La anguila es una especie extremadamente escasa en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Localidad	V.C. abundancia	V.C. frecuencia
1	3,0	1,3
2	10,6	2,0
3	10,6	1,5
4	16,0	1,8
5	8,5	1,1
6	9,4	1,6
7	11,6	1,1
8	13,7	1,2
9	8,3	1,0
10	6,1	1,0
11	0,0	2,0
12	6,7	1,2
13	8,5	1,7
14	-3,2	0,1
15	-0,2	0,6
16	5,1	1,3
17	0,0	2,0
18	5,2	1,5
19	3,2	1,1
20	9,1	2,0
21	1,5	1,1
22	2,1	0,5
23	-1,8	0,7
24	1,6	1,0
25	-0,1	0,8
Riv. Huelva	-0,1	0,7
Huéznar	1,4	1,4
A. Puerco	2,1	0,5
Retortillo	5,3	1,5
Viar	8,2	1,3

Tabla 6. Valor de conservación (VC) de cada localidad de muestreo considerando dos métodos alternativos para el cálculo de un índice basado en el de Doadrio et al. (1991) (ver texto). Se incluye el VC medio para cada una de las cuencas estudiadas. Cuanto mayor es el índice mayor es el valor de conservación.



Rivera del Huéznar

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se ha realizado dentro del Proyecto de construcción de la presa de Los Melonares, área de compensación ecológica y conjunto de medidas compensatorias y correctoras de impacto ambiental tt.mm. varios (Sevilla) y su elaboración no habría sido posible sin la ayuda prestada en todo momento por la Dirección de Obra y el resto del personal de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, así como por parte de Melonares UTE y de la Consejería de Medio Ambiente. Especialmente queremos agradecer la colaboración ofrecida y la buena disposición mostrada por D. Enrique Grosso y D. Miguel Ángel Puertas. Asimismo, Dña. Nuria López,

D. Jorge Canca y D. Francisco González atendieron en numerosas ocasiones nuestros requerimientos ayudándonos a solventar adecuadamente diversas situaciones, tanto en el campo como en la oficina.

Es necesario igualmente señalar las aportaciones efectuadas por el Directora Conservadora del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, Dña. Inmaculada Cuenca Bonilla y por el resto del personal de la Consejería de Medio Ambiente. D. José Manuel Fernández participó activamente en varias fases del trabajo y, junto con la guardería, facilitaron el acceso a varios puntos de muestreo. Por último queremos agradecer la colaboración en las tareas de campo a José Antonio Sarrión, Concepción Macías y Miriam Fernández.



Adecuación de un azud para permitir el tránsito de los peces en la rivera del Huéznar

BIBLIOGRAFÍA

- BLANCO-GARRIDO, F. 2006. *Ecología, distribución y conservación de peces continentales en el cuadrante suroccidental ibérico*. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva.
- BLANCO-GARRIDO, F., J. PRENDA & M. NARVAEZ. 2007. Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet and prey selection in Mediterranean streams invaded by centrarchid fishes. *Biol. Inv.*, en prensa.
- CLAVERO, M. 2003. *Ecología y conservación de la nutria y los peces continentales en pequeños arroyos del Campo de Gibraltar*. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva.
- CLAVERO, M., BLANCO-GARRIDO, F. & PRENDA, J. 2004. Fish fauna in Iberian Mediterranean river basins: biodiversity, introduced species and damming impacts. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecos.*, 14: 575-585.
- CLAVERO M. & E. GARCÍA-BERTHOU. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *TREE*, 20: 110.
- DOADRIO, I. & J. A. CARMONA. 2006. Phylogenetic overview of the genus *Squalius* (Actinopterygii, Cyprinidae) in the Iberian Peninsula, with description of two new species. *Cybium*, 30: 199-214.
- DOADRIO, I. (ED.) 2001. *Atlas y libro rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.
- DOADRIO, I., B. ELVIRA. & Y BERNAT. 1991. *Peces continentales españoles. Inventario y clasificación de zonas fluviales*. Colección Técnica, ICONA, Madrid.
- DOADRIO, I., S. PEREA & F. ALONSO. 2007. A new species of the genus *Squalius* Bonaparte, 1837 (Actinopterygii, Cyprinidae) from the Tagus River Basin (Central Spain). *Graellsia*, 63: 89-100.
- GÓMEZ-CARUANA F. & J. L. DÍAZ-LUNA. 1991. *Guía de los peces continentales de la Península Ibérica*. Penthalon, Madrid.
- LEGENDRE P. & L. LEGENDRE. 2000. *Numerical ecology. Developments in environmental modelling 20*. Elsevier. Segunda Edición
- MADOZ, P. 1845-1850. *Diccionario Geográfico-Estadístico-Histórico de España*. Ámbito/Editoriales Andaluzas Reunidas (Ed. Facsimil, 1988). Valladolid.
- MAGALHÃES, M. F., C. B. DIOGO & M. J. COLLARES-PEREIRA. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwat. Biol.*, 47: 1015-1031.
- POFF N. L. & J. V. WARD. 1989. Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*; 46: 1805-1818.
- PRENDA J. 1993. *Uso del hábitat en algunas poblaciones de animales acuáticos de un río del sur de España. Influencia de las interacciones bióticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- PRENDA J., ARMITAGE P. D. & GRAYSTON A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *J. Fish Biol.*, 51: 64-79.
- PRENDA, J., CLAVERO M., BLANCO F. & REBOLLO A. 2002. Consecuencias ecológicas de la creación de embalses en el ámbito mediterráneo: el caso de los peces. *III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua*: 497-503.
- PRENDA, J., M. CLAVERO, F. BLANCO GARRIDO, A. MENOR & V. HERMOSO. 2006. Threats to the conservation of biotic integrity in Iberian fluvial ecosystems. *Limnetica*, 25: 377-388.
- ROBALO, J. I., V. C. ALMADA, A. LEVYA & I. DOADRIO. 2007A. Re-examination and phylogeny of the genus *Chondrostoma* based on mitochondrial and nuclear data and the definition of 5 new genera. *Mol. Phyl. Evol.*, 42: 362-372.
- ROBALO, J. I., I. DOADRIO, A. VALENTE & V. C. ALMADA. 2007B. Identification of ESUs in the critically endangered Portuguese minnow *Chondrostoma lusitanicum* Collares-Pereira 1980, based on a phylogeographical analysis. *Cons. Genet.*, 8: 1225-1229.
- SCHLOSSER I. J. 1990. Environmental variation, life history attributes and community structure in stream fishes. Implications for environmental management and assessment. *Env. Manag.*, 14: 621-628.

La adecuación de las escalas para peces para salvar obstáculos de distintas dimensiones: el caso de la presa de Los Melonares y el azud de Gargantafría (río Viar, Sevilla)

José Prenda

*Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEMA)
Universidad de Huelva
Parque Dunar s/n
21760 Matalascañas (Huelva)*

Palabras Clave: embalses, peces continentales, migración ictica, dispositivos de paso, ciprínidos, ríos mediterráneos, biología de la conservación, gestión fluvial.

Keywords: reservoirs, freshwater fishes, fish migration, fishways, cyprinids, Mediterranean streams, conservation biology, river management.

La adecuación de las escalas para peces para salvar obstáculos de distintas dimensiones: los casos de Los Melonares y Gargantafría

Fishway design for large vs small dams in the Sierra Norte of Sevilla Natural Park

RESUMEN

En este trabajo se realiza un análisis pormenorizado de la adecuación de una escala para peces que les permita salvar el obstáculo de la presa de Los Melonares (río Viar, Sevilla). Se realiza un análisis desde una doble vertiente: la capacidad fisiológica de los peces de la cuenca del Viar y de las propiedades hidráulicas de un diseño que en su día fue desestimado. Finalmente se comenta la situación de la escala del azud de Gargantafría que si se considera viable para el paso de ciprínidos ibéricos.

ABSTRACT

In this work a detailed analysis of the utility of a fishway for the stream fish to pass the large dam of Los Melonares is made. This analysis is done from the physiological capacity of the fishes point of view and from the hydraulic properties of a fishway design, finally rejected. The situation of an alternative project, the Gargantafría fishway, is finally commented.



CAPACIDAD DE NATACIÓN DE LOS PECES

La capacidad de natación de los peces, entendida como la combinación de las velocidades que pueden alcanzar y su resistencia para mantener dichas velocidades durante periodos de tiempo más o menos largos, es la que les permite superar los obstáculos que se encuentran en sus desplazamientos a lo largo de los cursos fluviales (García de Jalón *et al.*, 1993).

Los peces para salvar un obstáculo del tipo de una escala en una presa pueden combinar tres modalidades de natación: (1) sostenida, con la que consiguen bajas velocidades y emplea esencialmente musculatura roja dependiente de metabolismo aerobio (puede ser mantenida durante largos periodos de tiempo, al menos de 200 minutos, sin causar cansancio); (2) de *sprint*, alcanzándose una velocidad muy elevada pero de muy corta duración –normalmente menos de 15-20 segundos- y se utiliza para salvar los mayores obstáculos con participación de musculatura blanca o anaerobia; (3) prolongada, que cubre un espectro de velocidades entre sostenida y de *sprint* empleando musculatura roja (aerobia) y blanca (anaerobia) (Peake *et al.*, 1997).

Las velocidades específicas punta o de *sprint* que pueden desarrollar los peces, aquellas que verdaderamente les permiten salvar obstáculos importantes, varían de unas especies a otras. Para los ciprínidos se considera que varían entre 4 y 9 L s⁻¹, donde L es la longitud del pez (Webb, 1975). Esto significa que para tallas de entre 10 cm y 50 cm, las velocidades que se pueden alcanzar en esta familia serán del orden de entre 0,4-4,5 m s⁻¹. Asimismo, las velocidades sostenidas y de crucero que pueden desarrollar los peces en condiciones óptimas varían entre 2-3 L s⁻¹ (Tabla 1).

La velocidad de natación es sin embargo un parámetro muy variable

Talla del pez (mm)	Rango de velocidad punta (m s ⁻¹)	Rango de velocidad sostenida (m s ⁻¹)
100	0,4-0,9	0,2-0,3
200	0,8-1,8	0,4-0,6
300	1,2-2,7	0,6-0,9
400	1,6-3,6	0,8-1,2
500	2,0-4,5	1,0-1,5

Tabla 1. Cuadro de velocidades de *sprint* o punta y sostenida (valores máximo y mínimo) que pueden desarrollar los ciprínidos de distintas tallas en condiciones óptimas

entre especies y entre distintos estados fisiológicos. En general, los salmónidos alcanzan velocidades muy superiores a los ciprínidos y éstas son mucho más elevadas en condiciones óptimas que en condiciones de estrés. Distintos autores han estimado la velocidad punta de diferentes especies pertenecientes a estas familias en condiciones fisiológicas variables (Tabla 2).

Como se puede comprobar, las aptitudes de nado –entendidas como la facultad de saltar cuando sea necesario, así como la acomodación a las distintas

Especies	Velocidad punta (m s ⁻¹)	
	Condiciones Óptimas	Condiciones de estrés
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4	
<i>Salmo trutta</i>	-	4,4
<i>Leuciscus cephalus</i>	-	2,7
<i>Barbus barbus</i>	-	2,4
<i>Cyprinus carpio</i>	2,5	0,4

Tabla 2. Velocidades de *sprint* o punta que pueden alcanzar distintas especies de ciprínidos y salmónidos, en condiciones óptimas y/o de estrés

posibilidades que los pasos les puedan ofrecer (García de Jalón *et al.*, 1993)- de las diferentes especies de peces son muy variables. Y ello necesariamente habrá de ser tenido en cuenta a la hora de evaluar la idoneidad de distintos dispositivos de paso para la ictiofauna.

El coste energético del desplazamiento de los peces es función de la talla del pez, de la velocidad de la corriente,

de la velocidad de natación y de la distancia recorrida (Nøttestad *et al.*, 1999). En general, la velocidad de la corriente en un paso debe ser tal que la velocidad máxima de nado y la resistencia del pez no sean sobrepasados. Dichos límites vendrán impuestos por la especie, la talla del pez y la temperatura del agua. Lo mismo se puede argumentar para la longitud de los pasos. La velocidad de la corriente en el paso puede ser susceptible de ser superada por el pez, sin embargo la distancia a recorrer ser tal que se supere la resistencia del pez (Herskin y Steffensen, 1998).

ANÁLISIS PORMENORIZADO DE LA PROPUESTA DE ESCALA PARA PECES DE LA PRESA DE "LOS MELONARES"

La instalación de dispositivos de paso que permiten a los peces salvar obstáculos fluviales es una práctica habitual en países templados. Normalmente, la mayoría de estos dispositivos ha sido concebida originalmente para facilitar el paso de salmónidos (Aarestrup y Jepsen, 1998; Linnik *et al.*, 1998; Gowans *et al.*, 1999; Stuart y Mallen-Cooper, 1999; Rivinoja *et al.*, 2001), familia de peces de alto valor comercial y unas capacidades locomotoras muy elevadas. Ello supone que el diseño de los mismos ha tenido en cuenta estas circunstancias.

En zonas climáticas distintas a las templadas-frías, donde no existen de forma natural salmónidos, la creciente instalación de dispositivos de paso para peces se ha basado en la mayoría de los casos en diseños adaptados a las necesidades de los salmónidos (Granado y Prenda, 1991). La principal consecuencia de ello ha sido la baja eficacia mostrada por los mismos con la ictiofauna nativa de estas áreas (Stuart y Mallen-Cooper,

1999). La clave de esta discrepancia salmónidos-no salmónidos reside en las velocidades máximas alcanzadas por el agua en las escalas y en la energía disipada en las mismas en forma de turbulencias. Las escalas para no salmónidos han de posibilitar velocidades máximas inferiores a las de salmónidos y han de reducir drásticamente las turbulencias. Stuart y Mallen-Cooper (1999) sustituyen una escala de estanques sucesivos por otra de escotaduras verticales y logran reducciones en la velocidad de 2,5 a 1,4 m s⁻¹ y en energía disipada en forma de turbulencias de 250 a 41 W m⁻³. Con ello consiguen incrementar extraordinariamente la eficacia de una escala, que inicialmente solo permitía el paso de unos cuantos *Mugil cephalus* y que con las modificaciones referidas registran pasos de hasta de 3.400 individuos día⁻¹, pertenecientes a un total de 29 especies con tallas comprendidas entre 25 y 640 mm de longitud total.

Como ya se comentó, la velocidad de la corriente en la escala no debe sobrepasar nunca las capacidades natatorias de los peces que han de atravesarla. La velocidad crítica puede ser definida como la velocidad máxima que puede ser remontada por un pez sin ser arrastrado aguas abajo (Kim, 2001). Lucas *et al.* (1999) observan una eficiencia muy baja en un paso tipo Denil que supera un obstáculo de un metro por la elevada velocidad que se alcanza en el mismo en relación a las capacidades natatoria de los peces que podrían utilizarlo, mayoritariamente ciprínidos. Contrariamente, Schmutz *et al.* (1998) observan una eficacia muy elevada en un paso que salva un desnivel de 2 m con una pendiente media del 0,5%, permitiendo la ascensión de numerosas especies de peces, principalmente ciprínidos y pércidos de muy escasa capacidad natatoria.

Las mejoras hidráulicas logradas por Stuart y Mallen-Cooper (1999) en una

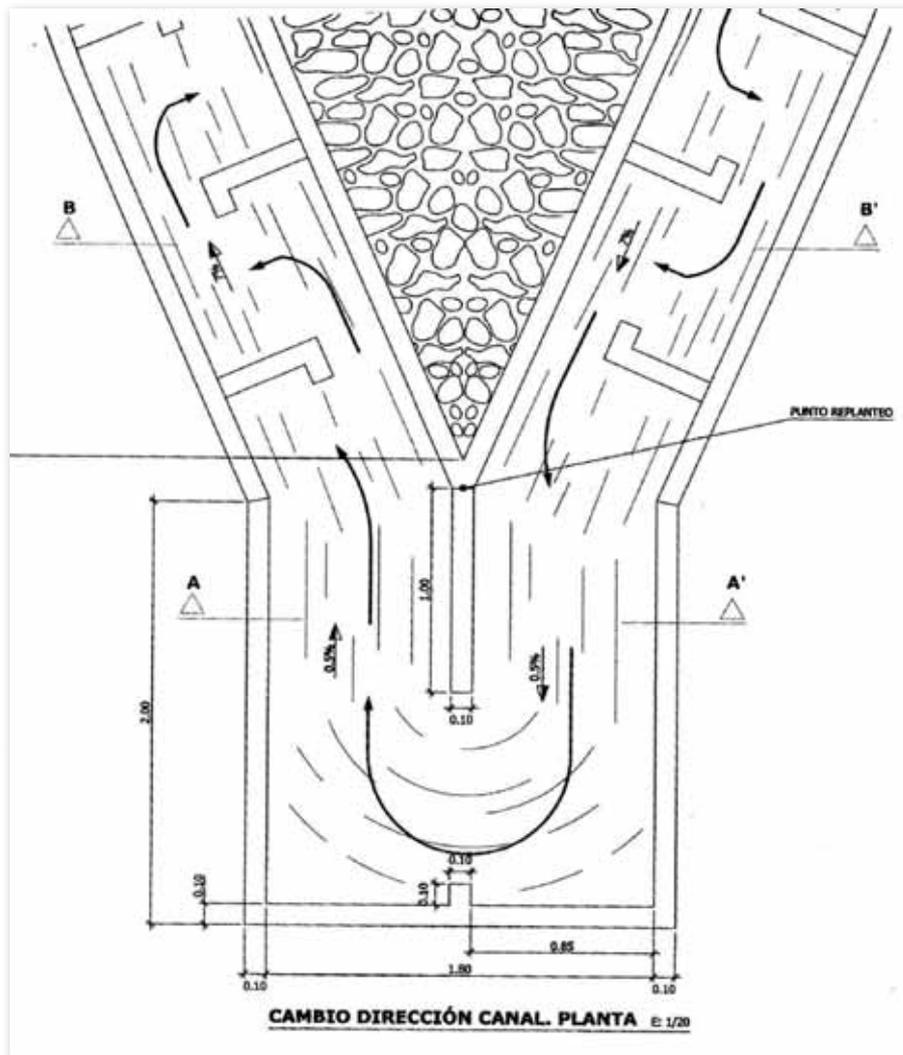


Fig. 1. Detalle de la escala para peces de la presa de Los Melonares. Planta.

escala originalmente diseñada para salmónidos las consiguen incrementando el volumen de los estanques, disminuyendo la caída entre estanques y reduciendo el caudal de la escala.

SOBRE EL TIPO Y DISEÑO DE LA ESCALA

El tipo de escala propuesto para superar el obstáculo que representa la presa de Los Melonares se corresponde con un paso de escotaduras verticales sin deflectores laterales (Elvira *et al.*, 1998) (Fig. 1). Kim (2001) analiza cuatro modelos de escala de estanques sucesivos con escotaduras laterales y orificios de fondo distribuidos en diferentes posiciones y concluye que el diseño óptimo es el que sitúa las esco-

taduras y los orificios enfrentados, frente a otros modelos en los que orificios y escotaduras se disponen en zigzag. En este último caso el flujo es inestable y no queda espacio para el descanso de los peces en el estanque. Algo similar puede ocurrir con el diseño de escala que se analiza en este estudio, con escotaduras verticales de gran anchura (40 cm) alternas.

En este tipo de pasos el coeficiente de caudal suele variar entre 0,65 y 0,85. Es importante que la inclinación del paso no sea excesiva ya que el caudal que pasa por la escotadura puede chocar violentamente contra la pared contraria y producir así perturbaciones en el comportamiento de los peces.

Este diseño es previsible que genere fuertes turbulencias y posea poca capacidad de aminorar la velocidad de la corriente media. En lo que se puede considerar un diseño óptimo (ver por ejemplo Stuart y Mallen-Cooper, 1999) éste debe incorporar deflectores laterales, con una escotadura de entre 15 y 20 cm de anchura.

SOBRE EL DESNIVEL QUE HA DE SALVAR LA ESCALA

Elvira *et al.* (1995) reconocen que las escalas para peces tienen una aplicabilidad limitada según la altura del obstáculo. Por ejemplo, estos autores recogen la existencia de pasos de estanques sucesivos en presas de hasta cerca de 30 m de altura, si bien mostraron una eficacia muy baja. En general, este tipo de pasos pueden resultar eficaces para obstáculos de hasta unos 10 m de altura (Elvira *et al.*, 1995).

La escala de Los Melonares debe salvar una altura de 45,5 m. Un análisis detallado de varias escalas con diferentes niveles de eficacia pone claramente de manifiesto la seria limitación que representa la altura para facilitar el paso de los peces, independientemente de la solución de diseño adoptada (Tabla 3). Teniendo en cuenta los datos recogidos en la literatura, este desnivel de 45,5 m representa un obstáculo, *a priori* insalvable para los peces que habitan en el río Viar.

SOBRE EL CAUDAL DE LA ESCALA

El caudal en el dispositivo de franqueo debe estar a escala del caudal del curso de agua en periodo de migración. De manera general, el caudal en el paso debe ser del orden del 1 al 5 % del caudal circulante. La atracción será mayor cuanto mayor sea el caudal que transita por el paso, de modo que, en general, un aumento del caudal de atracción se traducirá en una mejora de la eficacia del dispositivo de paso (Elvira *et al.*, 1998)

Si partimos de la base de que el caudal que está previsto que circule por la

escala en Los Melonares sea del orden de 15 l s^{-1} (teniendo en cuenta la solución técnica prevista para el remate de la escala, de los 30 l s^{-1} que se prevé bombear desde el embalse, la mitad de ellos circulará aguas abajo -15 l s^{-1} y la otra mitad retornará al embalse), tenemos que la regla anteriormente expuesta del 1-5% no se cumplirá al menos durante los meses de noviembre, diciembre, enero, febrero y abril (Figura 2), época en la que se producen los desplazamientos reproductivos en los peces (Rodríguez y Granado, 1992; Granado *et al.*, 2000). El resto del año, por el contrario, se superan estos valores.

Por tanto, según los presupuestos del 1-5%, el caudal mínimo exigido para que la escala funciones debiera ser el que aparece en la Tabla 4. Se considera el

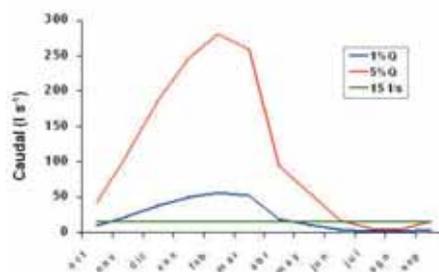


Fig. 2. Evolución mensual del 1% (línea azul) y el 5% (línea roja) del caudal medio del río Viar en Melonares (1942-1985). La línea verde representa el valor 15 l s^{-1} , caudal que está previsto que circule por la escala para peces

2% del caudal por la razón aludida con anterioridad de que la mitad del caudal bombeado retornará al embalse. En estas condiciones, en total el gasto anual de la escala sería aproximadamente de $0,688 \text{ Hm}^3$. En caso de liberar un caudal fijo de 30 l s^{-1} , el gasto anual ascendería a $0,467 \text{ Hm}^3$.

Hasta ahora se han manejado datos exclusivamente teóricos, basados en experiencias desarrolladas en otras latitudes. Si se consideran, por el contrario, datos rea-

les de caudales circulantes en escalas con elevado grado de eficiencia, la situación puede ser muy diferente (Tabla 3). Entre $0,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ y $3,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ se encuentran los caudales de tres escalas que facilitan el franqueo de obstáculos a un número muy elevado de peces, pertenecientes a especies muy distintas. Los valores de $0,015 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ propuestos para la escala de Los Melonares son insuficientes comparados con estos. Además, en estos casos el gasto

anual de la escala oscilaría entre 8 y 104 Hm^3 , aproximadamente.

SOBRE LAS DIMENSIONES DE LOS ESTANQUES Y EL VOLUMEN OCUPADO POR EL AGUA CIRCULANTE POR LOS MISMOS

Un aspecto fundamental a la hora de valorar la adecuación de una escala es el referido a sus dimensiones. En el caso concreto de una escala de estanques sucesivos, como el que nos ocupa, es

Obstáculo	Fitzroy	Stamford Bridge	Marchfeldkanal	Pitlochry Dam	Tailfer Dam (Mosa)
	Presa mareal	Presa en curso bajo	dique en curso bajo	Presa Hiroeléctrica	Presa
Tipo de dispositivo	Escala de escotaduras verticales con deflectores laterales	paso tipo Denil	estanques sucesivos	estanques sucesivos con orificios sumergidos	
Desnivel (m)	3,6	1	2	15	
Dimensiones del dispositivo	16 estanques; (1,95*1,83*1,7) 40,85 m longitud	10 m longitud * 0,9 m anchura	12 estanques de 33 m longitud; 400 m long. total	34 estanques en 310 m de longitud (típico: 7,9 long* 4,3 ancho*, 2,1 prof*) 0,84 m diámetro orificios	
Pendiente (%)	5	20	0,5	4,8	
Caudal circulante por el dispositivo ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	3,3306		0,25	1,4	
Velocidad máxima (m s^{-1})	1,4			2,4	
Profundidad (m)	1,3	0,8		2,1	
Eficacia*	máx. 3,400 peces/día	16,7% de los que entran suben; 3,8% de los intentos de subir lo logran	35.000 individuos de 34 especies pasan entre abril y julio (>57.000 ind/año)	5.072 ind/año (2.374-11.977)	máximo 4.155 ind/día
Especies	peces subtropicales no salmónidos	ciprínidos	ciprínidos-pércidos	salmón	<i>Rutilus</i>
Rango de tallas	25-640 mm				160-269
Tiempo de ascensión	31%-2h, 50%-4h; 13%-16h; resto 28 h			20,7 h (5,25 h -7,5 días)	
Referencia	Suart & Mallen Cooper (1999)	Lucas et al. (1999)	Schmutz et al. (1998)	Gowans et al. (1999)	Kestemont et al. (1999)

Tabla 3. Características generales de cinco escalas para peces con distinto grado de eficacia

2%Q (l s ⁻¹)	Velocidad punta (m s ⁻¹)											
	oct	nov	dic	ene	feb	mar	abr	may	jun	jul	ago	sep
	17	45	75	98	112	103	37	22	7	2	2	7

Tabla 4. 2% del caudal medio registrado en el Viar en Los Melonares para los distintos meses del año

especialmente importante, porque de sus dimensiones y del volumen de agua que contenga en un instante t (esencialmente de la profundidad que alcance) va a depender el que pueda ser utilizada por los peces.

La escala proyectada en Los Melonares posee estanques de 0,9 m de longitud, 0,8 m de anchura y 0,5 m de profundidad, lo que representa un volumen de 0,36 m³. Este valor es muy inferior a los de otras escalas que han demostrado una alta eficacia (Tabla 3). Las tres escalas de la Tabla 3 para las que se cuenta con datos poseen estanques con volúmenes comprendidos entre 6,4 m³ y 71,3 m³.

Teniendo en cuenta la pendiente de la escala podemos estimar la velocidad máxima entre estanques a partir de la fórmula $V=(2*g*h)^{1/2}$, donde g es la aceleración de la gravedad y h la diferencia de altura entre estanques (0,056 m para una pendiente del 7%). La velocidad estimada es de 1,11 m s⁻¹. A continuación podemos calcular la profundidad que alcanzará el agua circulando a esa velocidad por la escala, a partir de la fórmula $Q=S*V$, siendo Q el caudal (m³ s⁻¹), S la superficie de la sección del agua circulante (en m²; S=profundidad*anchura) y V la velocidad (en m s⁻¹). Despejando, tenemos que la profundidad alcanzada por los 15 l s⁻¹ de agua que bajan por la escala serán del orden de 1,7 cm (Figura 3).

Esta profundidad es insuficiente. Otras escalas de probada eficacia poseen profundidades comprendidas entre 0,8 y 2,2 m (Tabla 3). Atendiendo a la las características de la escala diseñada para Melonares, la profundidad máxima posible sería de 40 cm, que es la altura del tabique interior. Este valor está muy por

debajo de los mencionados antes y es con toda probabilidad insuficiente para la ictiofauna del Viar. En cualquier caso, para alcanzar esa profundidad, dado el caudal de 15 l s⁻¹, el agua debería bajar

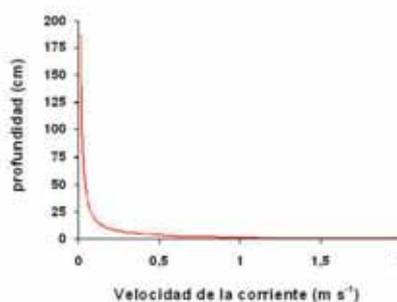


Fig. 3. Relación entre la velocidad de la corriente y la profundidad de la misma en la escala de Los Melonares, para un caudal de 15 l s⁻¹

a una velocidad en torno a 0,05 m s⁻¹, lo que significa que la pendiente media de la escala habría de ser del 1,25% y su longitud total de 3.653 m, aproximadamente.

Sin embargo, el planteamiento correcto pasaría por estimar el caudal mínimo necesario para generar una determinada corriente con la profundidad requerida, que en este caso sería de 40 cm. Suponiendo una velocidad máxima de 1,11 m s⁻¹ entre estanques, haría falta un caudal de unos 356 l s⁻¹ para que el agua circulando por la escala alcance esta profundidad (Figura 4). Con el diseño propuesto de escala haría falta bombear el doble de caudal. El gasto anual de la escala sería de 11,06 Hm³.

SOBRE LA PENDIENTE Y LA VELOCIDAD DE LA CORRIENTE EN LA ESCALA

La pendiente media estimada de la esca-

la de Los Melonares es algo superior al 6%, muy por encima de los valores registrados para otras escalas (Tabla 3),

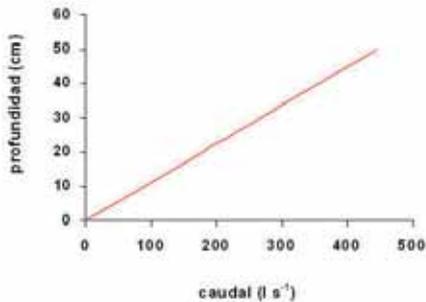


Fig. 4. Relación entre el caudal y la profundidad de la corriente en la escala de Los Melonares

normalmente por debajo del 5% (con la excepción de los pasos tipo Denil, que salvan obstáculos pequeños con una fuerte pendiente y que, en principio, solo son aptos para salmónidos). A efectos comparativos se puede citar que el límite superior de la distribución de los peces –ciprínidos, como la mayoría de la ictiofauna del Viar- en la cuenca del Guadalete (Cádiz), lo marca una pendiente del 1,60% (Prenda, 1993). En este sentido, una pendiente media adecuada para ciprínidos podría estar en torno al 2%. Para alcanzar este valor habría que construir una escala en Los Melonares de 2.275 m de longitud (Figura 5).

Aparte de la elevada pendiente, el problema se agrava por la longitud de la escala, que es excesiva (Figura 6). Esta dificultad añadida convierte al dispositivo de paso en un sistema prácticamente infranqueable para la mayoría de los peces.

Respecto a las velocidades de la corriente que se alcanzarían en la escala no parecen ser excesivamente elevadas. La velocidad máxima en cada estanque ya se ha referido como se ha estimado. Para el cálculo de la velocidad media en

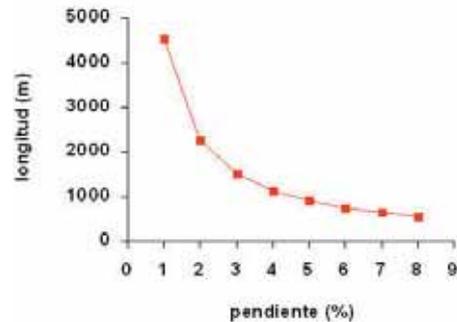


Fig. 5. Relación entre la pendiente y la longitud que debería tener una escala para superar el desnivel de 45,5 m de la presa de Los Melonares

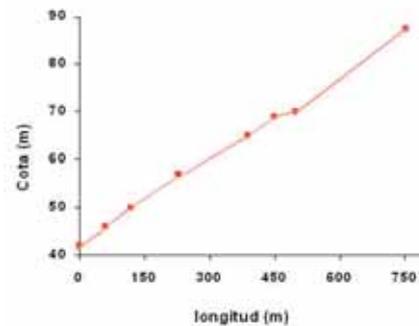


Fig. 6. Perfil lateral de la escala de Los Melonares

cada tramo de la escala se ha utilizado la siguiente expresión (Gordon *et al.*, 1992): $V=(n^{-1})\cdot R^{2/3}\cdot S^{1/2}$, donde V es la velocidad media, n es el coeficiente de Manning para un cauce rectilíneo de sustrato liso ($n=0,025$), R es el radio hidráulico y S la pendiente.

Si comparamos la evolución de ambos valores de la velocidad a lo largo de los distintos tramos que conforman la escala se puede comprobar que, en principio, no se alcanzan velocidades que sean insalvables, al menos para los peces de más talla (Figura 7).

Es, sin embargo, destacable la similitud existente entre las velocidades máximas y medias en los tramos de más pendiente, lo que apunta a la ausencia de refugios hidráulicos adecuados en los mismos (Figura 7). En conjunto, la

combinación de pendientes, longitud y velocidad de la corriente resulta en un

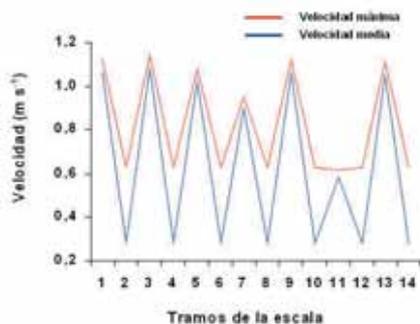


Fig. 7. Rango de velocidad de la corriente (media-máxima) estimado para cada uno de los tramos de la escala de Los Melonares

dispositivo de paso prácticamente infranqueable, incluso para peces con elevadas habilidades natatorias, como podrían ser los salmónidos.

Se puede adoptar como índice de dificultad de ascenso por la escala el producto de la velocidad máxima de la corriente en cada tramo por su longitud correspondiente. La representación acumulada del valor de este índice pone de manifiesto una cierta regularidad en la dificultad de ascenso

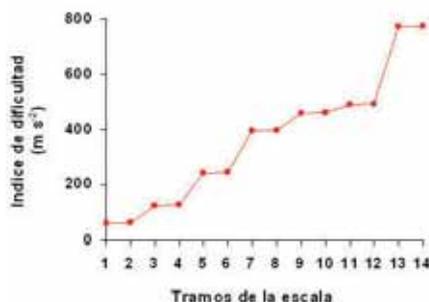


Fig. 8. Representación del Índice de dificultad acumulado de la escala de Los Melonares a lo largo de los 14 tramos que la conforman

entre los tramos 1 y 12, que se rompe en el tramo 13 (**Figura 8**). Es precisamente al final de la escala cuando potencialmente pueden los peces encontrar la máxima dificultad para franquearla.

SOBRE LA ENERGÍA DISIPADA POR LA ESCALA

Tan importante o quizás más que la velocidad de la corriente es la energía disipada por la escala. La velocidad de paso recomendada para salmónidos es de 2,4 m s⁻¹ y la energía disipada en forma de turbulencias recomendada para salmónidos es de 200 W m⁻³ y para no salmónidos de 150 W m⁻³.

Aunque la velocidad de sprint de un pez sea superior a la velocidad máxima registrada en una escala es necesario tener en cuenta las turbulencias del agua y las posibilidades de descanso que ofrece una escala. Estas deben permitir la recuperación del déficit de oxígeno que se produce durante el ascenso súbito en sprint en el que participa básicamente musculatura blanca (Gowans *et al.*, 1999).

La potencia disipada por la escala (P) podemos estimarla a partir de la ecuación $P=(p*g*Q*C)/V$, donde p es la masa del agua, g la aceleración de la gravedad, Q el caudal, C la caída entre estanques y V el volumen del estanque. La escala diseñada para Los Melonares dispararía del orden de 809 w m⁻³, muy por encima del tope de 150 w m⁻³ reconocido para no salmónidos (incluso muy superior a los 200 w m⁻³ para salmónidos).

La potencia disipada es por tanto función del caudal y de la pendiente de la escala. Para los valores de caudal previstos para la escala de Los Melonares de 15 l s⁻¹, solo se conseguiría disipar menos de 150 w m⁻³ para pendientes inferiores al 1,2% (**Figura 9**). La utilización de caudales superiores, especialmente del óptimo de 356 l s⁻¹, cumpliría holgadamente la regla de los 150 w m⁻³ (**Figura 9**).

SOBRE LA LLAMADA Y LA ENTRADA A LA ESCALA

La situación de la entrada de la escala, un tanto desfavorable en Los Melonares por su alejamiento aguas abajo del obstáculo, ha de ser compensada aumentando notablemente el caudal en la escala, que deberá representar una fracción aún

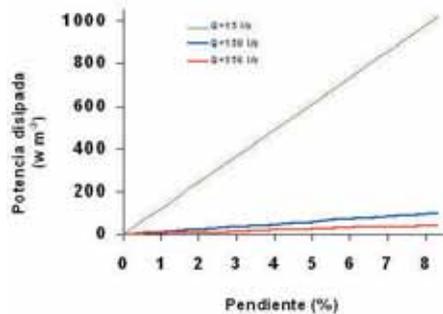


Fig. 9. Relación entre pendiente de una escala para peces y potencia disipada en forma de turbulencias para tres valores de caudal: 15 l s⁻¹, 150 l s⁻¹ y 356 l s⁻¹, valor este considerado óptimo para la escala de Los Melonares

mayor del caudal del curso de agua en periodo de migración (Elvira *et al.*, 1998). Linnik *et al.* (1998) observan que las truchas raramente inician el ascenso de una escala cuando los caudales circulantes en la entrada son bajos. Es necesario recordar en este punto que conviene instalar las entradas de los pasos lo más cerca posible del obstáculo a salvar, que es donde tienden a concentrarse los peces en sus desplazamientos aguas arriba (Elvira *et al.*, 1998).

Al mismo tiempo, es indispensable que la velocidad de la corriente sea elevada a la entrada del paso, pero a la vez compatible con las capacidades de desplazamiento de las especies implicadas. Se puede adoptar como velocidad mínima en la entrada un valor del orden de 1 m s⁻¹ (la velocidad óptima para salmónidos y otros grandes migradores está en torno a 2-2,4 m s⁻¹).

Es necesario tener en cuenta que en una obra o proyecto donde se carece de información sobre la conducta migratoria de la ictiofauna, el comportamiento del pez ante el obstáculo –la presa, en este caso– es una incógnita sobre la que solo cabe emitir hipótesis (Elvira *et al.*, 1998).

SOBRE EL ACCESO AL EMBALSE DESDE LA ESCALA

Otro aspecto a destacar es la solución planteada al final de la escala para permitir el acceso de los peces al embalse. El dispositivo de paso finaliza en un estanque con doble salida, aguas abajo y aguas arriba de la presa. El agua bombeada desde el embalse es soltada en el estanque a través de una tubería de manera que cuando éste se llena se desborda hacia ambos lados. Se supone que los peces que alcanzan el estanque tras ascender por la escala deben continuar su marcha, ahora a favor de corriente, para alcanzar la lámina de agua del embalse. Esta solución de diseño no tiene en cuenta el comportamiento de la ictiofauna y puede favorecer el bloqueo de los ejemplares en el estanque terminal. Los peces son sensibles a caídas importantes, como las que se pueden dar entre el final de la escala y la lámina de agua del embalse, así como a zonas de recirculación o turbulencia del tipo de las que se generarán en el estanque final. Ambos factores pueden generar desorientación y confusión general en los peces, que hagan que retornen por la escala. Esto ha sido analizado en estudios previos que ponen de manifiesto que el inicio de la acumulación de los peces en un determinado estanque fuerza la marcha atrás de los ejemplares que van alcanzándolo (Karisch, 1994). Lógicamente, estas circunstancias redundarán en una pérdida neta de eficacia del dispositivo de paso.

La altura del salto entre el punto de desagüe y el plano de agua no debe ser mayor a 5 m, para evitar que los peces

se hieran o choquen de manera violenta contra el agua. Diversos estudios han puesto en evidencia la aparición de daños significativos (lesiones en las branquias, ojos y órganos internos) si la velocidad de impacto del pez sobre el plano de agua supera los $15-16 \text{ m s}^{-1}$, sea cual sea su talla. Esta velocidad crítica es alcanzada después de un salto variable según la talla del pez (Elvira *et al.*, 1998). Los peces mayores no mueren si la velocidad de impacto se mantiene por debajo de la velocidad crítica de 16 m s^{-1} .

A estos riesgos directos se deben añadir otros indirectos. Por ejemplo los traumatismos y/o la desorientación de los peces después del salto les hacen más vulnerables a la depredación por aves o por peces ictiófagos (30% de muertes en algunos lugares) (Elvira *et al.*, 1998).

LA ESCALA DEL AZUD DE GARGANTAFRÍA

El proyecto de escala para peces del azud de Gargantafría debe permeabilizar este obstáculo y permitir los desplazamientos reproductivos de la ictiofauna aguas arriba a través del arroyo del mismo nombre. En la fase actual este dispositivo de paso para peces está diseñado como de estanques sucesivos con escotaduras verticales y deflectores. En principio este planteamiento es el más apropiado para el tipo de ictiofauna que habita en la zona. En este apartado se profundiza en el diseño de la escala y se plantean algunas posibles soluciones a los principales problemas detectados en el actual proyecto. Para ello se han seguido las indicaciones, sugerencias y recomendaciones contenidas en uno de los principales manuales para el diseño de escalas para peces, el *Design of fishways and other fish facilities*, obra clásica del ingeniero Charles H. Clay (1995).



Es recomendable instalar mallas protectoras para evitar que los peces puedan saltar fuera de la escala.

¿Cuáles deben ser las dimensiones óptimas de la escala? La respuesta a esta pregunta es compleja y debe basarse en un adecuado conocimiento de la biología y el comportamiento de las especies a las que va destinada. Por ejemplo, ¿Cuál es el volumen mínimo de agua requerido por un pez? Según algunos autores, este debe ser de 4 l por kg de peso. A partir de esta información y conociendo la tasa y los tiempos de paso y el tamaño de los individuos se podrían estimar las dimensiones de la escala. Pero esto, hoy por hoy, para el caso de Gargantafría (así como para la



mayoría de los cursos de agua ibéricos) es poco menos que imposible. A pesar de ello, se considera que el tamaño mínimo de los estanques que conforman una escala para salmónidos grandes (de tamaño superior a 1,8 kg) ha de ser aproximadamente de 2,5 m de ancho, por 3 m de largo y algo más de 0,5 m de profundidad. Para peces de tallas inferiores pueden ser perfectamente útiles estanques menores. En cualquier caso la escala debe tener una profundidad mínima asegurada de 0,6 m durante la época reproductora, que es en la que se llevan acabo los principales movimientos dispersivos en busca de frezaderos adecuados. Clay (1991) sugiere

que la profundidad ideal para grandes salmónidos durante el pico de la migración reproductora es de 2 m.

En el caso de Gargantafría, en la situación actual, la comunidad de peces está dominada por ejemplares pequeños (Figura 10). Solo el 12% de los peces de las especies presentes en el área de estudio con alguna potencialidad para remontar (barbos, bogas y calandinos) posee una talla que le confiere capacidad nadadora adecuada para superar obstáculos importantes (talla superior a 150 mm de longitud total), todos barbos y bogas. Por tanto, las dimensiones de los estanques de la actual escala parecen ajusta-

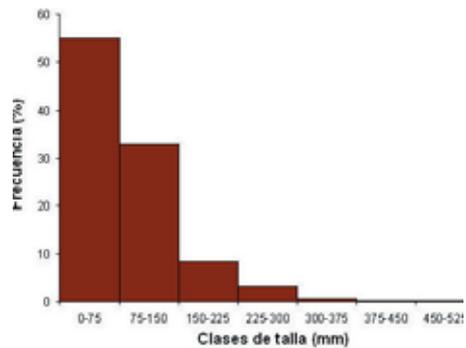


Fig. 10. Distribución de frecuencias de las tallas (longitud total) de los peces susceptibles de usar la escala del azud de Gargantafría en las condiciones actuales (barbos, bogas y calandinos; $n=1383$)

dos al espectro de tallas de los peces del Gargantafría y del Viar aguas abajo de su unión con este arroyo. No obstante, esta situación cambiará previsiblemente con el llenado del embalse de Los Melonares. La composición de la comunidad se alterará en detrimento de las especies pequeñas (calandinos especialmente), aumentará la proporción de exóticas, así como la talla media de los ciprínidos nativos, sobre todo la de los barbos. Es decir que en el futuro la escala debería ser útil a unas tallas marcadamente superiores a las existentes hoy en día, probablemente dominadas por grandes barbos.

BIBLIOGRAFÍA

- AARESTROP, K y N. JEPSEN. 1998. Spawning migration of sea trout (*Salmo trutta* (L)) in a Danish river. *Hydrobiologia*, 371/372: 275-281.
- CLAY, C. H. 1995. Design of fishways and other fish facilities. 2nd Ed. Lewis Publishers. 248 pp.
- Elvira, B., G. G. Nicola y A. Almodovar. 1998. *Sistemas de paso para peces en presas*. Monografías CEDEX. Ministerio de Fomento, Madrid.
- ELVIRA, B., G. G. NICOLA, A. ALMODOVAR, I. DOADRIO, A. PERDICES y J. C. VELASCO. 1995. *Impacto de las obras hidráulicas en la ictiofauna y análisis de viabilidad de algunas medidas correctoras*. Convenio ICONA-Universidad Complutense. Madrid.
- GARCÍA DE JALÓN, D., M. MAYO, F. HERVELLA, E. BARCELÓ y T. FERNÁNDEZ. 1993. *Principios y técnicas de gestión de la pesca en aguas continentales*. Ediciones Mundi Prensa, Madrid.
- GORDON, N. D., T. A. MCMAHON y B. L. FINLAYSON. 1992. *Stream hydrology. An introduction for ecologists*. Wiley, Chichester.
- GOWANS, A. R. D., J. D. ARMSTRONG y I. G. PRIEDE. 1999. Movements of adult Atlantic salmon in relation to a hydroelectric dam and fish ladder. *J. Fish Biol.*, 54: 713-726.
- GRANADO, C y J. PRENDA. 1991. La conservación de los ríos y la construcción de embalses. *Quercus*, 64: 30-35.
- GRANADO, C., A. RODRÍGUEZ, L. ENCINA, C. ESCOT, E. MELLADO y J. PRENDA. 2000. *Ecología del alto Guadalete. Bases para su conservación*. COPT, Dirección General de Obras Hidráulicas, Sevilla.
- HERSKIN, J. y J. F. STEFFENSEN. 1998. Energy savings in sea bass swimming in a school: measurements of tail beat frequency and oxygen consumption at different swimming speeds. *J. Fish Biol.*, 53: 366-376.
- KARISCH, S. E. 1994. A simulation study of fishway design: an example of simulation in environmental problem solving. *J. Environ. Manag.*, 41: 67-77.
- KIM, J. H. 2001. Hydraulic characteristics by weir type in a pool-weir fishway. *Ecol. Eng.*, 16: 425-433.
- LINNIK, V. D., L. K. MALININ, M. WOZNIOWSKI, R. SYCH y P. DEMBOWSKI. 1998. Movements of adult sea trout *Salmo trutta* L. in the tailrace of a low-head dam at Włocławek hydroelectric station on the Vistula River, Poland. *Hydrobiologia*, 371/372: 335-337.
- LUCAS, M. C., T. MERCER, J. D. ARMSTRONG, S. MCGINTY y P. RYCROFT. 1999. Use of a flat-bed passive integrated transponder antenna array to study the migration and behaviour of lowland river fishes at a fish pass. *Fish. Res.*, 44: 183-191.
- NØTTESTAD, L., J. GISKE, J. C. HOLST y G. HUSE. 1999. A length-based hypothesis for feeding migrations in pelagic fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 56: 26-34.
- PEAKE, S., R. S. MCKINLEY y D. A. SCRUTON. 1997. Swimming performance of various freshwater salmonids relative to habitat selection and fishway design. *J. Fish Biol.*, 51: 710-723.
- PRENDA, J. 1993. *Uso del hábitat en algunas poblaciones de animales acuáticos de un río del sur de España. Influencia de las interacciones bióticas*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- RIVINOJA, P. S. MCKINNELL y H. LUNDEVIST. 2001. Hindrances to upstream migration of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a northern Swedish river caused by a hydroelectric power-station. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 17: 101-115.
- RODRÍGUEZ, A. y C. GRANADO. 1992. Spawning period and migration of three species of cyprinids in a stream with Mediterranean regimen (SW Spain). *J. Fish Biol.*, 41: 545-556.
- SCHMUTZ, S., C. GIEFING y C. WIESNER. 1998. The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion luciperca*) in the Marchfeldkanalsystem. *Hydrobiologia*, 371/372: 355-360.
- STUART, I. G. y M. MALLEEN-COOPER. 1999. An assessment of the effectiveness of a vertical-slot fishway for non-salmonid fish at a tidal barrier on a large tropical/subtropical river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.*, 15: 575-590.
- WEBB, P. W. 1975. Hydrodynamics and energetics of fish propulsion. *Bull. Fish. Res. Board Can.*, 190: 1-158.

Las investigaciones sobre anfibios en el Parque Natural Sierra Norte

Miguel Tejedo (1), Rafael Márquez (2), Juan F. Beltrán (3),
Federico Marangoni (1), Diego Llusia (2), Mark Cambron (4),
Iván Gómez-Mestre (1), Albert Meier (5), Xavier Eekhout (2),
Richard G. Bowker (5), Maribel Benítez (6), Catarina N. Moreira
(7), Eduardo G. Crespo(7) , José Pedro Sousa do Amaral (5, 7) y
Mario Penna (8)

(1) Departamento de Ecología Evolutiva, Estación Biológica de Doñana, CSIC.

Avda. María Luisa, s/n, Pabellón del Perú. 41013 Sevilla.

(2) Fonoteca Zoológica, Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC. c/ José Gutiérrez Abascal, 2. 28006 Madrid

(3) Departamento de Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla.

Avda. Reina Mercedes, 6. 41012 Sevilla

(4) Department of Engineering. Western Kentucky University, Bowling Green, KY 42 101 (USA).

(5) Department of Biology. Western Kentucky University, Bowling Green, KY 42101 (USA).

(6) Departamento de Biología Animal y Ecología. Facultad de Ciencias. Campus Universitario de Fuentenueva s/n.

Universidad de Granada. 18071 Granada.

(7) Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo grande, 1749-016. Lisboa (Portugal).

(8) Facultad de Medicina, Universidad de Chile, Casilla 70005, Correo 7, Santiago de Chile (Chile).

Palabras Clave: anfibios, anuros, cambio climático, diferenciación adaptativa de poblaciones, adaptación local, conservación, investigación.

Keywords: amphibia, anura, conservation, climatic change, population divergence, local adaptation, research, monitoring.

Las investigaciones sobre anfibios en el Parque Natural Sierra Norte

The amphibian research in Sierra Norte Natural Park, sw. Spain

RESUMEN

Anivel mundial, los anfibios están desapareciendo por causas muy diversas, algunas poco conocidas, como los efectos del cambio climático. Son, en general, especies muy sensibles a los cambios en el medio y, por tanto, resultan especialmente interesantes tanto para los investigadores como para todo aquel interesado en la conservación de la biodiversidad. Desde hace años, investigadores del CSIC y otros centros españoles (Universidad de Sevilla y Granada) y extranjeros (Universidad de Lisboa, Portugal, Universidad de Chile y la Universidad de Western Kentucky, USA) están realizando estudios sobre bioacústica, biología de la reproducción, variación geográfica y adaptaciones locales, morfología y dinámica poblacional de algunas especies presentes en el Parque Natural de la Sierra Norte. Los resultados más relevantes de tales estudios se resumen en estas páginas, incluyendo resultados preliminares de un proyecto nacional I+D+i, actualmente en marcha. Además, sus observaciones han permitido detectar y sugerir acciones que están permitiendo mejorar la conservación de algunas de estas poblaciones. Con ello esperamos contribuir a un mejor conocimiento y conservación de estas especies y su medio.

ABSTRACT

Currently, there is a global decline of amphibians due to an array of different factors, including global warming. Amphibians are among the more sensitive vertebrate species to changes in the environment, what target them both for research and for anyone interested in biodiversity conservation. During the last decade, researchers from different institutions, including CSIC, the University of Seville, the University of Granada, the University of Lisbon, the University of Chile, and Western Kentucky University, have conducted studies on population divergence and local adaptations, bioacoustics, reproductive biology, morphology, and population dynamics of some of the anuran species occurring in the Natural Park of Sierra Norte. In this paper, we summarize relevant results from these studies, including preliminary results from an ongoing I+D+i national project. These studies have already help us to detect and suggest some conservation actions for amphibians, which once implemented, will improve the conservation status of some of these amphibian populations. Our hope is to contribute to increase the knowledge and conservation of these species and their habitats.



INTRODUCCIÓN

EL DECLIVE MUNDIAL EN LAS POBLACIONES DE ANFIBIOS

Ya en los años 70, algunas especies de anfibios descritas recientemente habían desaparecido de sus hábitats sin razones aparentes. Pero no es hasta finales de los años 90, cuando intercambiando opiniones durante el primer congreso mundial de Herpetología, celebrado en Canterbury (R. Unido), los científicos constatan la existencia de un patrón a nivel mundial de disminución, o si se prefiere, desaparición de numerosas poblaciones de anfibios. En la actualidad existe una preocupación global por el declive de los anfibios, ya que si no lo atajamos puede representar una degradación irreversible de nuestro medio natural de carácter planetario, además de una importantísima pérdida de biodiversidad. ¿Cuáles son las causas más aceptadas de este declive? En una primera fase, se consideró que podría ser resultado de fluctuaciones naturales más que de un proceso real de pérdida de poblaciones, debatiéndose si se trataba de un fenómeno global o de casos aislados. Hoy en día, como decimos, la comunidad científica es casi unánime en reconocer este declive. De hecho existe una comisión especializada de la UICN para, entre otros fines, identificar las causas de esta disminución. Nos encontramos, sin embargo, con una dificultad: los datos de seguimientos poblacionales a largo plazo, tan necesarios para discriminar entre fluctuaciones anuales y un declive continuado, son muy escasos.

En todo caso, parece muy claro que el descenso en la biodiversidad de los anfibios se puede achacar tanto a causas generadas a nivel local como la alteración y destrucción de los hábitats acuáticos reproductivos y medios terrestres colindantes, debido a construcción de carreteras, urbanizaciones, polígonos industriales, etc., contaminación de las

aguas por liberación de sustancias nocivas, por ej. plaguicidas, abonos, etc., como a causas de ámbito global, que indirectamente inciden en poblaciones o especies (p. ej. *Bufo periglenes*, de las montañas de Costa Rica, entre otros anfibios neotropicales) que han desaparecido en lugares remotos, donde parece descartarse la intervención directa del hombre. Entre las causas globales estarían las precipitaciones ácidas, que afectan sobre todo al Hemisferio Norte, que acidificarían las aguas de las charcas y arroyos, el cambio climático y el incremento de las radiaciones UV como consecuencia de la disminución de la capa de ozono, la disminución de las precipitaciones en zonas tropicales, además de la irrupción de enfermedades emergentes como iridovirus y hongos quitridios, cuya existencia se demostró ya hace años en España en poblaciones de anfibios del P.N. Peñalara (Bosch *et al.*, 2001).

EL PAPEL DE LA INVESTIGACIÓN: DISCRIMINANDO ENTRE LA VARIACIÓN NATURAL Y LAS AMENAZAS A LA BIODIVERSIDAD

El conocimiento es la base de la conservación. Entre las actuaciones para la protección y la conservación de la biodiversidad en anfibios, está conocer mejor su biología reproductiva y la dinámica de sus poblaciones, lo que requiere un seguimiento/control de individuos. Ésta no es una tarea fácil, ya que una de las características de la demografía de los anfibios, como ya hemos señalado anteriormente, es que pueden presentar fluctuaciones, es decir, cambios en sus efectivos poblacionales, con variaciones interanuales muy notables en cuanto a actividad, muy determinada por variaciones climáticas, p. ej. en los años secos el número de adultos reproductivos que pueden ser censados disminuye notablemente; aparte de variaciones debidas a eventos discretos de

reclutamiento (incorporación de nuevos individuos juveniles a la población) que suelen ser, en numerosas ocasiones, de carácter “explosivo” al depender del éxito de metamorfosis, que no se produce todos los años. La mayoría de los anfibios se reproducen en humedales no permanentes que sufren frecuentes desecaciones prematuras que determinan mortandades catastróficas de los renacuajos. Por tanto, no todos los años se pueden producir reclutamientos de nuevos individuos a las poblaciones reproductivas. Estas fluctuaciones naturales pueden ocultar las tendencias a largo plazo, y por esta razón, no resulta fácil determinar qué variación de estos cambios que observamos son un “fenómeno natural” y cuando estamos ante un escenario de “declive”, es decir, una tendencia, que a menos que sea revertida, conducirá a la extinción de las poblaciones y, quizá, de la especie.

SITUACIÓN GEOGRÁFICA

ANDALUCÍA Y SUS SIERRAS: ALGUNAS EXPLICACIONES BIOGEOGRÁFICAS

Los campos de Andalucía y, particularmente, sus sierras (p.ej. Sierra Morena, Sierras Béticas, Sierra Nevada, la Sierra de Grazalema) ofrecen una variedad extraordinaria de hábitats para las especies de vertebrados, invertebrados y plantas. Los endemismos “andaluces” o casi andaluces (p.ej. especies que no se pueden encontrar más allá de los límites de nuestra comunidad) son abundantes y proporcionan a nuestra tierra una singularidad biológica excepcional. Estos ambientes mediterráneos (de los que Andalucía es parte esencial) están en la actualidad considerados como uno de los escasos puntos calientes (*hot spots*) de biodiversidad a nivel planetario.

Centrándonos en el grupo biológico que nos ocupa, la fauna de anfibios de



Fig. 1. Ejemplares de sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*) encontrados bajo una piedra cerca de un abrevadero en la Sierra de Baza (Granada) a unos 2000 m. a. s. n. m. Se trata de un macho adulto portando sobre su espalda la puesta, junto a dos hembras y un individuo juvenil.

Andalucía se compone de 16 especies de las cuales siete son de carácter endémico de los 12 totales que existen en la Península Ibérica, lo que representa la mayor riqueza en especies endémicas. Además algunos de estos endemismos están prácticamente limitados geográficamente a Andalucía como son el sapo partero bético (*Alytes dickhilleni*, **Fig. 1**), el sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*, **Fig. 2**) y a nivel infraespecífico, la subespecie de salamandra común (*Salamandra salamandra longirostris*, **Fig. 3**)

Las demás especies tienen una distribución más extensa, como es el caso del sapo común, del sapo corredor y de la salamandra, ampliamente extendidos por Europa, mientras que la presencia del gallipato refleja la proximidad del continente africano, donde también se encuentra. De ellos, en el P.N. Sierra Norte, están presentes 13 especies, lo que



Fig. 2. Ejemplares de sapillo moteado ibérico (*Pelodytes ibericus*) fotografiados junto a una de las charcas protegidas en el P.N. Sierra Norte. Se trata de una de las especies más recientemente descritas en la fauna ibérica.

proporciona un valor muy alto a esta área en cuanto a la conservación de la biodiversidad.

¿Existen algunas reglas/características que expliquen por qué existen estos anfibios en Andalucía? Dos características, aparentemente contrapuestas, definen la fauna de anfibios que podemos encontrar en nuestros campos y sierras. De un lado, su relativa pobreza de especies en relación a su superficie (si la comparamos, por ej. con otras comunidades/regiones ibéricas como por ej. la Comunidad de Madrid con 17 especies). La Biogeografía, que trata de explicar la distribución geográfica de las especies, puede ayudarnos a entender el porqué de esta situación. Andalucía es la región más meridional de la Península Ibérica, lo que habría dificultado la llegada de especies de distribución eurosiberiana (p.ej. *Rana temporaria*, *Lisotriton helveticus*) presentes en el norte de la Península. Por otra parte, se observa una disminución paulatina, tanto en bio-

diversidad como en abundancia de anfibios, desde el Oeste al Este de Andalucía. Esto coincide con la existencia de un gradiente bioclimático, con fuertes precipitaciones otoñales e invernales en su área occidental (que contribuyen a la formación y permanencia de los hábitats reproductivos), que se reducen drásticamente hacia el Este con su máximo extremo en el Cabo de Gata en Almería.

Por otro lado, de forma paradójica, y como hemos comentado anteriormente, la fauna de anfibios de Andalucía presenta la mayor riqueza de taxones endémicos de la Península Ibérica, con un total



© Ricardo Requies

Fig. 3. Ejemplar juvenil de la subespecie de salamandra común bética (*Salamandra salamandra longirostris*) del Parque Natural de los Alcornocales (Cádiz).



Fig. 4. Localidades elegidas para el seguimiento acústico de cinco especies de anuros ibéricos dentro del proyecto I+D+i “Adaptaciones de anuros ante cambios climáticos”. Para cada especie se dispone de dos localidades: “hábitat cálido” y “hábitat frío” dentro de su área de distribución en la Península Ibérica.

de siete especies y una subespecie. Tres de estos taxones: el sapo partero bético (**Fig. 1**), el sapillo moteado ibérico (**Fig. 2**), aparte de una subespecie de salamandra común (*Salamandra salamandra longirostris*) (**Fig. 3**), presentan una distribución geográfica prácticamente restringida a Andalucía. Además, otros dos endemismos ya con una distribución más amplia en la Península: el tritón pigmeo y el sapillo pintojo meridional, tienen también sus poblaciones más abundantes en esta región. El origen de estos taxones endémicos puede deberse a varias razones, siendo muy importante la capacidad de nuestras sierras para servir de “refugio” a las especies durante períodos geológicos pasados (5-10 Ma) y más recientemente durante las glaciaciones. El aislamiento reproductivo de estas poblaciones relictas hizo el resto, permitiendo la aparición de especies nuevas, algunas de ellas

recién descubiertas (ej. el sapillo moteado ibérico en el año 2000).

MÉTODOS DE ESTUDIO Y RESULTADOS

LOS ANFIBIOS Y EL CAMBIO CLIMÁTICO: EL PROYECTO TEMPURA

Conscientes de la influencia que el cambio climático puede tener sobre la biodiversidad de nuestro planeta, y ante la necesidad de obtener datos relevantes que nos permitan conocer/anticipar y quizá corregir los efectos de dicho cambio, abordamos el proyecto TEMPURA: “Adaptaciones de anuros ante cambios climáticos: estudio comparativo de poblaciones en extremos térmicos”. Y es que los anfibios, como vertebrados ectotermos, es decir, que dependen del medio para regular su temperatura corporal, y con un tegumento



Fig. 5. Ejemplar de sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*). Se trata de un macho adulto portando sobre su espalda la puesta. Tras la fecundación y durante varias semanas, el desarrollo de los huevos tiene lugar bajo los solícitos cuidados del macho. Sólo cuando están a punto de eclosionar, éste los depositará en el agua.

muy permeable a los gases y al agua, son excelentes indicadores de las condiciones de “salud” de los ecosistemas terrestres.

El proyecto TEMPURA es un proyecto de investigación I+D+i (que se desarrolla entre los años 2005 al 2008) realizado en colaboración por la Universidad de Sevilla, la Universidad de Lisboa y el Museo Nacional de Ciencias Naturales (Consejo Superior de Investigaciones Científicas, CSIC). El proyecto pretende determinar la vulnerabilidad relativa de varias especies de anuros al cambio climático, evaluando el grado de adaptación a variaciones térmicas de poblaciones situadas en extremos térmicos opuestos de su distribución (para cada especie se estudia una población en el hábitat más frío de su distribución y otra en el medio más cálido, Fig. 4). Las especies estudiadas son las dos especies peninsulares del género *Hyla* (ranitas), y las tres del género *Alytes* (sapos parteros). El proyecto estudia el

efecto de la temperatura a tres niveles de la ontogenia o desarrollo: (preferencias térmicas de las larvas, resistencia a la desecación de los metamórficos y relaciones térmicas del comportamiento acústico reproductor en los adultos). Una de las poblaciones seguidas en este proyecto de ámbito peninsular es la población de sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii* Boscá, 1879, Fig. 5) del Parque Natural Sierra Norte (en adelante, PNSN). Antes de exponer brevemente un avance de los resultados preliminares que hemos obtenido en este proyecto, veamos algunos antecedentes que nos permitirán interpretar mejor estos resultados.

Los anuros, a diferencia de los urodelos (salamandras y tritones) realizan “cantos” durante la reproducción. No resulta, por tanto, difícil detectar su presencia y/o determinar su período reproductivo. En el PNSN, dentro del proyecto TEMPURA, estamos estudiando la fenología de la reproducción (cantos) del sapo partero ibérico, quizá el más “mediterráneo” de los sapos parteros (véase más adelante). Se trata de una especie restringida al centro y suroeste de la Península Ibérica, adaptada a cursos de agua temporales, en zonas de bosque de encinas o alcornoques con suelo arenoso. Su comportamiento reproductor es el típico del género *Alytes*, con apareamiento en tierra y cuidado parental obligatorio por parte del macho (que carga con los huevos enrollados a sus patas traseras desde el apareamiento y durante varias semanas hasta que suelta la puesta en el agua cuando los renacuajos están plenamente desarrollados en su interior). Este desarrollo embrionario lejos del agua es un caso excepcional

entre los anuros de la zona templada y único en los de medios semi-áridos. Con objeto de conocer cómo la temperatura ambiente influye en la emisión y percepción de estos cantos, verdaderas llamadas de apareamiento, ya que son emitidos tanto por machos como por las hembras de *Alytes*, hemos instalado dispositivos en el campo para registrar a lo largo del año la actividad reproductora de los *Alytes*.

ALGUNOS RESULTADOS PRELIMINARES DEL PROYECTO TEMPURA

El PNSN dispone desde el 2006 de una estación de seguimiento acústico de anfibios, dirigido específicamente a detectar la actividad reproductiva del sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*). Esta estación, que es una de las 10 de este tipo situadas en la Península Ibérica dentro del proyecto TEMPURA, "Adaptaciones de anuros ante cambios climáticos" (Fig. 4), actúa como un espía, registrando todos los sonidos de un radio de más de 100 metros, entre los que se encuentra el peculiar silbido de apareamiento del sapo partero. Este innovador sistema de grabación, que incorpora además una pequeña estación meteorológica en funcionamiento durante todo el año, nos permitirá conocer mejor la fenología reproductiva de esta especie en la sierra sevillana y su relación con la humedad y la temperatura ambiental. A su vez, en comparación con el resto de estaciones de seguimiento, esta información nos ayudará a predecir las posibles respuestas de estas poblaciones de anfibios ante alteraciones globales como el cambio climático, al sondear hasta dónde responden de manera adaptativa a las variaciones climáticas locales y hasta dónde se encuentran limitados por sus características genéticas y fisiológicas.

En la Sierra Norte de Sevilla los primeros resultados obtenidos confirman el inicio de la actividad acústica de esta especie durante el mes de septiembre, como en otras poblaciones ibéricas (García-París

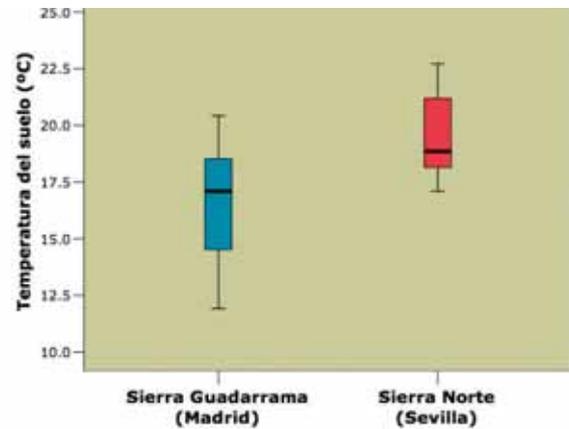


Fig. 6. Temperatura a 5 cm bajo el suelo durante la actividad acústica del sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*) en dos localidades de estudio (otoño 2006).

et al., 2004). Sin embargo, los datos recogidos hasta ahora sugieren que las condiciones climáticas durante la emisión de las llamadas son distintas entre poblaciones alejadas. Así, en la Sierra Norte de Sevilla la temperatura del suelo a 5 cm bajo la superficie durante la actividad acústica de los sapos fue significativamente más alta (t -Student=-4.79; $p=0.00008$; $n=48$) que la presente en la población norteña de la misma especie de la Sierra de Guadarrama (Madrid) (Fig. 6). En Sevilla las llamadas de apareamiento se produjeron a una temperatura del aire de entre 13 a 20°C y a una humedad relativa no inferior al

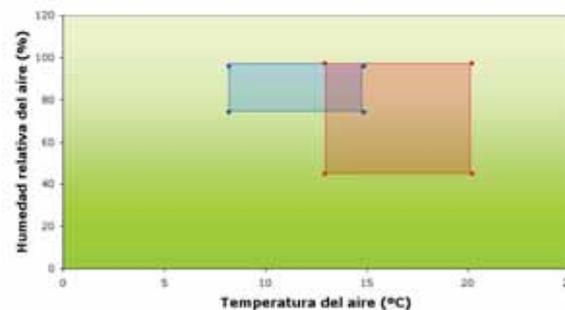


Fig. 7. Rangos de temperatura y humedad relativa del aire durante la actividad acústica del sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*) en dos localidades de estudio (otoño 2006). Cuadro azul: Sierra de Guadarrama (hábitat frío). Cuadro rojo: Sierra Norte (hábitat cálido).

44% (Fig. 7). Estos resultados preliminares encajarían mejor con la hipótesis de una adaptación climática local de esta especie, si bien serán necesarios nuevos datos y un seguimiento a largo plazo para poder avanzar en su confirmación.

Sin embargo, no se trata sólo de un estudio “de campo”, ya que también en el laboratorio estamos testando la tolerancia a distintos niveles de deshidratación durante la etapa terrestre de las cinco especies de anuros antes citadas en individuos juveniles. Los resultados preliminares de estos experimentos nos han dejado sorprendidos, ya que los sapos parteros ibéricos, a diferencia del resto las especies del género, mantienen sus patrones de crecimiento independientemente de la cantidad de agua del sustrato. En otras palabras, no se ven afectados, al menos en las variables que hemos medido, por condiciones más desecantes y, por tanto, parecen mostrar una mayor tolerancia a ambientes más áridos. En las siguientes líneas resumimos algunos detalles de la biología de estas especies ibéricas tan bien adaptadas a los hábitats ibéricos.

INVESTIGACIONES PREVIAS SOBRE LOS ANFIBIOS DE LA SIERRA NORTE

ESTUDIO DE LA VARIACIÓN GEOGRÁFICA Y ADAPTACIONES LOCALES EN ANFIBIOS

Durante los últimos 10 años el grupo de investigación de ecología evolutiva de Anfibios de la Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC) ha venido realizando estudios de campo, tanto observacionales como experimentales, en el PNSN de Sevilla. De estos estudios se han derivado dos tesis doctorales y varios artículos en revistas de Ecología Evolutiva que aparecen reseñadas más abajo.

La línea de investigación fundamental ha sido el examen de la variación geográfica adaptativa de las poblaciones

de anfibios y evolución de adaptaciones locales a medios ecológicos estresantes. Esta línea de trabajo es básicamente teórica pero participa directamente de los intereses y ámbito de la biología de la conservación. Durante las últimas décadas, la conservación de la biodiversidad no se ha limitado sólo a la preservación de unidades taxonómicas a nivel de especie o superior sino que ha ampliado sus intereses a la conservación de poblaciones diferenciadas a nivel genético molecular o ecológico, lo que se conoce en la literatura científica como unidades evolutivas significativas. La conservación de estas unidades intra-específicas tienen el enorme interés de que se está preservando la biodiversidad potencial futura, desde el momento que estas poblaciones diferenciadas serán materia prima generadora de las nuevas especies del futuro biótico del planeta.

Dentro de los vertebrados, los Anfibios son potenciales generadores de unidades evolutivas de interés para la conservación por su especial biología. Los Anfibios presentan un escaso poder de dispersión, ciclo vital bifásico con ocupación secuencial de ambientes acuáticos y terrestres y, por último, una fisiología muy especializada con un tegumento permeable a iones, gases, agua, contaminantes y otros factores de estrés de todo tipo, además de su naturaleza ectotérmica. Todo ello da lugar a que este grupo presenta un elevado grado de estructuración genética y ecológica con evolución de adaptaciones locales al medio en el que vive.

Los proyectos que hemos venido desarrollando han examinado, en primer lugar, el potencial de diferenciación adaptativa de poblaciones que ocupan ambientes acuáticos de naturaleza salobre, ambiente altamente estresantes para organismos con una débil capacidad osmoreguladora como son los Anfibios, especialmente durante su fase embrionaria y larvaria acuática. Para ello estudiamos experimentalmente la supervivencia de embriones y



© Francisco Mingorance. © Ricardo Requies

Fig. 8. Ejemplares adultos de: Pelobates cultripes, hembra de la Reserva Biológica de Doñana, y Epidalea (=Bufo) calamita, de Sierra Morena (Córdoba)

larvas de sapo corredor (*Epidalea* (=Bufo) *calamita*) tanto de poblaciones que ocupan ambientes ligeramente salobres del interior de Andalucía y otras que se reproducen en ambientes acuáticos de agua dulce entre las que se encontraba la población del PNSN de El Pedroso. Estos experimentos se realizaron tanto en ambiente común en laboratorio como en campo en un diseño de trasplante recíproco entre ambientes de todas las poblaciones.

Los resultados principales mostraron que las poblaciones de origen salobre y dulce no diferían en su supervivencia embrionaria y larvaria en los ambientes

dulces, como los de un arroyo temporal situado en el PNSN. Sin embargo, en los ambientes salobres, las poblaciones locales mostraron una mayor supervivencia que las poblaciones foráneas y por tanto, mostraban una adaptación a su ambiente salobre local, pudiendo ser definidas como unidades evolutivas que merecen una protección especial.

El segundo proyecto en el que hemos trabajado en los últimos años ha intentado comprobar la naturaleza de la diferenciación extrema en el tamaño de las poblaciones de Anfibios de los arenales del manto eólico de Doñana. Estas poblaciones tie-

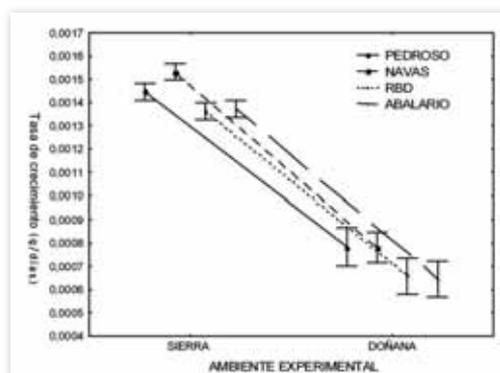


Fig. 9. Normas de reacción para la tasa de crecimiento larvario del sapo corredor *Epidalea* (=Bufo) *calamita* de poblaciones de origen Sierra (símbolos sólidos) y de origen Doñana (símbolos vacíos) en los dos ambientes experimentales de trasplante recíproco (Doñana y Sierra). Imagen de uno de los autores, Federico Marangoni, midiendo un ejemplar juvenil de sapo de espuelas procedente de los cercados experimentales terrestres (Dcha).



Figs. 10 y 11. Imágenes de los hábitats donde se realizaron los experimentos de trasplante recíproco entre poblaciones de sapo de espuelas, *Pelobates cultripes*. Ambiente de Doñana donde los adultos de ésta y de otras especies de anfibios son de pequeño tamaño (izqda). Ambiente de Sierra, donde los adultos presentan tamaños grandes (dcha).

nen un tamaño adulto que representa un tercio del tamaño medio de las poblaciones colindantes a la zona de arenas. Estudiamos un total de 10 poblaciones de dos especies de sapos: el sapo corredor (*Epidaelea* (=Bufo) calamita) y el sapo de espuelas ibérico (*Pelobates cultripes*) (Fig. 8) a lo largo de un transecto de unos 120 km que incluía poblaciones del PNSN como El Pedroso y Las Navas El Berrocal.

Para descubrir si esta disminución en el tamaño era debida a factores ambientales, o si la diferencia respondería a una diferenciación genética, realizamos una serie de experimentos de trasplante recíproco tanto en los ambientes acuáticos como en los ambientes terrestres. Los experimentos en los ambientes acuáticos se realizaron en charcas naturales en los dos ambientes ecológicos, que incluían dos charcas situadas en Las Navas El Berrocal del PNSN (Fig. 9). Los resultados mostraron que el crecimiento durante la etapa larvaria no difería entre las poblaciones de origen pero sí entre los ambientes. El crecimiento en las charcas de Doñana fue prácticamente la mitad del observado en las charcas del PNSN (Fig. 9).

Los experimentos de trasplante en el medio terrestre consistieron en la introducción de individuos juveniles de sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) en

dos cercados de 200 m² que se instalaron tanto en el ambiente de Doñana como en el de Sierra (Figs. 10 y 11). Los resultados revelaron que las tasas de crecimiento en el medio terrestre, de manera similar a lo que ocurría en el medio acuático, eran mucho menores en los cercados de ambiente arenoso de Doñana que en los cercados del PNSN (Fig. 12). En conclusión, parece plausible que el menor tamaño de los anfibios de Doñana sea el reflejo no de una diferenciación genética sino más bien la consecuencia de una plasticidad fenotípica inducida por un ambiente tanto acuático como terrestre más estresante o más pobre en recursos, determinando un menor potencial de crecimiento para estos organismos. Por tanto, no podemos definir las poblaciones de pequeño tamaño de Doñana como unidades evolutivas significativas, como también reflejan los resultados genético moleculares que muestran una escasa diferenciación entre estas poblaciones.

ESTUDIOS DE COMUNICACIÓN SONORA

Los estudios realizados en el PNSN de Sevilla en años previos sobre las poblaciones de *A. cisternasii* por científicos del CSIC, Universidad de Chile y Universidad de Lisboa, con la colaboración de la universidad norteamericana Western

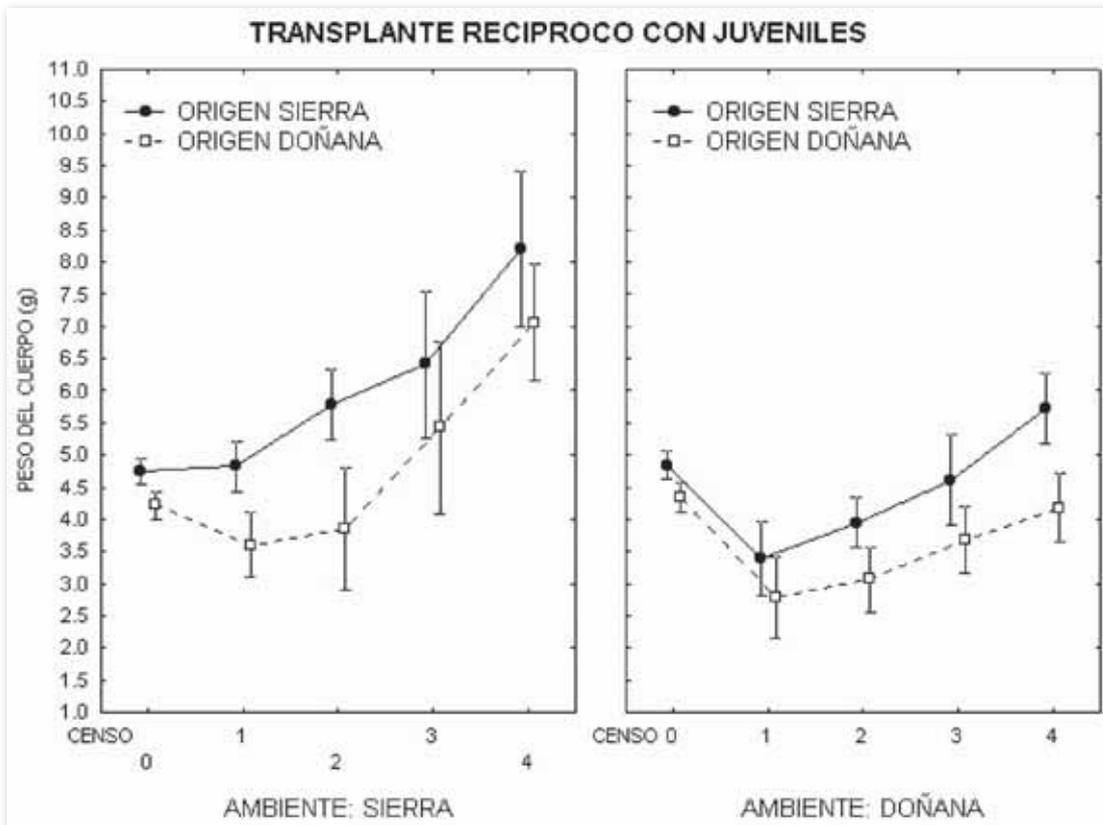


Fig. 12. Curva de crecimiento de individuos juveniles de sapo de espuelas ibérico, *Pelobates cultripes*, en los dos ambientes ecológicos examinados mediante experimentos de trasplante recíproco, realizados en cercados de 200 m² dispuestos en los mismos ambientes naturales. Ambiente Sierra, corresponde a los cercados localizados en Las Navas El Berrocal, Almadén de la Plata (Sevilla-PNSN). Ambiente Doñana, corresponde a los cercados localizados en Bodegones, Almonte (Huelva). La curva de crecimiento se elaboró a partir de recapturas realizadas en cuatro censos. 0 = Momento en el que fueron liberados. 1= 13 Nov-02, 2= 12 Dic-02, 3= 18 Feb-03, 4= 22-Abr-03.

Kentucky University, ya han generado importantes contribuciones sobre su biología. Veamos algunos de estos resultados. Márquez *et al.* (2006) publicaron las primeras medidas de intensidad sonora de esta especie grabada en el PNSN. El conocimiento de la intensidad de las emisiones sonoras es un elemento esencial para determinar la conectividad entre poblaciones y también es crucial para calibrar los sistemas de seguimiento acústico de las poblaciones y medir su rango de influencia. En el caso de *A. cisternasii* en el PNSN se obtuvieron medidas de *source level* a 50 cm del origen del sonido de 83,9 dB *peak* de media con rango (79.0-88.0). Estos valores están entre los

más bajos de todas las especies de anuros medidos en el mundo por lo que esta especie sería particularmente vulnerable a un incremento de los niveles de ruido. Además, con los datos conocidos de sensibilidad acústica del sistema auditivo de esta especie se puede determinar que la distancia máxima a la que el sonido puede ser percibido por otro ejemplar de la especie es de 6 m, lo cual indica que las poblaciones o coros separados por una distancia mayor a 6 m estarían acústicamente aisladas. Además de este estudio sobre intensidad, los primeros estudios de propagación de sonidos de anuros en Europa también incluyeron poblaciones de esta especie en el PNSN (Penna *et al.*

2006). En este trabajo se demostró que las características del canto de dos especies de sapo parteros no estaban adaptadas maximizando su capacidad de transmisión de sonido en sus respectivos hábitats. Al contrario, los cantos de la especie con sonido más grave (*Alytes obstetricans*) se transmitían mejor tanto en su medio como en el de *A. cisternasii*. Asimismo se han realizado estudios comportamentales de preferencia de las hembras con ejemplares de esta especie de las poblaciones del PNSN (Márquez *et al.* 2007). En este trabajo, con una metodología etológica novedosa, se demostró que las hembras de *A. cisternasii* y *A. obstetricans* tienen una preferencia por tasas de repetición de canto altas, y que esta preferencia era mucho más intensa que la también existente hacia cantos de frecuencia fundamental baja (tono más grave). Asimismo, se demostró que el grado de selectividad de las hembras era mucho mayor cuando los estímulos acústicos alternativos eran mayores (simulando que los machos estaban más cerca) que cuando los estímulos emitidos eran de menor intensidad.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN.

Hasta la fecha se han citado 13 especies de anfibios en el PNSN, entre ellos cinco endemismos ibéricos, como son el tritón ibérico, el tritón jaspeado meridional, el sapo partero ibérico, el sapillo moteado ibérico y el sapillo pintojo ibérico. Cada especie tiene requerimientos de hábitats concretos tanto, para la reproducción (p. ej., algunas prefieren arroyos temporales con cierta corriente, mientras que otros, en cambio, prefieren charcas temporales, sin corriente), así como para su vida en el medio terrestre. En cualquier estrategia de conservación de la biodiversidad es fundamental poder compatibilizar la aplicación de medidas de conservación con el uso más tradicional y sostenible del territorio. Así, por ejemplo, en el caso de *Alytes cisternasii* se trata de una espe-

cie considerada como “casi amenazada” (NT) en el libro rojo de los anfibios y reptiles españoles por su estricta asociación a los cursos de agua temporales, que a menudo están siendo modificados (canalizaciones, embalses, etc.) (Márquez y Crespo, 2004). Deberíamos ser capaces de conseguir mantener en buen estado (sin contaminación, eutrofización, alteración de los cauces, etc.) de dichos ambientes. Uno de los problemas más acuciantes es la eutrofización intensiva que sufren las charcas y arroyos del PNSN por acumulación de purines procedentes de una excesiva carga ganadera asociada a la montanera del cerdo ibérico. Es un problema ambiental serio que condiciona la supervivencia de las fases larvarias de todos los anfibios que se reproducen entre los meses de otoño e invierno coincidiendo con la montanera y, además, repercutiendo igualmente sobre toda la biocenosis de estos humedales. Una posibilidad sería la exclusión del ganado de estos medios acuáticos mediante vallado o la reducción de esta cabaña a valores que permitan el desarrollo sostenible de las dehesas del PNSN.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todos los gestores y guardería del Parque Natural Sierra Norte y, particularmente, a todas las personas vinculadas con la finca Las Navas El Berrocal por toda la ayuda y facilidades proporcionadas durante todos estos años de trabajo en el Parque. Agradecemos muy especialmente la ayuda de Ricardo Reques en los proyectos de variación geográfica y adaptaciones locales y la ayuda de Candelaria Iriarte, Ricardo Martín y Belén Cano en la realización de experimentos del proyecto TEMPURA. Agradecer igualmente al MEC la concesión de los proyectos y becas de investigación que han permitido la realización de estos estudios.

BIBLIOGRAFÍA

BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARRÍS, M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biol. Conserv.* 97: 331–337.

GARCIA-PARIS, M., MONTORI, A. y HERRERO, P. 2004. *Fauna Ibérica. Volumen 24. Amphibia*. CSIC. Madrid.

GÓMEZ-MESTRE, I. y M. TEJEDO. 2002. Geographic variation in asymmetric competition: A case study with two larval anuran species. *Ecology* 83(8): 2102-2111.

GÓMEZ-MESTRE, I. y M. TEJEDO. 2003. Local adaptation of an anuran amphibian to osmotic stressful environments. *Evolution* 57: 1889-1899.

GÓMEZ-MESTRE, I., M. TEJEDO, E. RAMAYO y J. ESTEPA. 2004. Developmental alterations and osmoregulatory physiology of a larval anuran under osmotic stress. *Physiological and Biochemical Zoology* 77(2): 267-274.

GÓMEZ-MESTRE, I. y M. TEJEDO. 2004. Contrasting patterns of quantitative and neutral genetic variation in locally adapted populations of the natterjack toad *Bufo calamita*. *Evolution* 58(10): 2343-2352.

GÓMEZ-MESTRE, I. y M. TEJEDO. 2005. Adaptation or exaptation? An experimental test of hypotheses on the origin of salinity tolerance in *Bufo calamita*. *Journal of Evolutionary Biology* 18: 847-855.

MÁRQUEZ, R., BOSCH, J. & EEKHOUT, X. 2007. Intensity of female preference quantified through playback setpoints: call frequency versus call rate in midwife toads. *Anim. Behav.* En prensa.

MÁRQUEZ, R., BOSCH, J., & PENNA, M. 2006. Sound pressure levels of advertisement calls of *Alytes cisternasii* and *Alytes obstetricans* (Anura, Discoglossidae). *Bioacoustics* 16: 27-37.

MÁRQUEZ, R. & CRESPO, E.G. 2004. *Alytes cisternasii*. En: *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Pleguezuelos, J. M., Márquez, R. & Lizana, M. (eds.): 73-75. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

PENNA, M., MÁRQUEZ, R., BOSCH, J. & CRESPO, E. G. 2006. Nonoptimal propagation of advertisement calls of midwife toads in Iberian habitats. *J. Acoustic Soc. America* 119(2): 1-11.

TEJEDO, M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. En: *La conservación de los Anfibios en Europa*, (ed. X. Rubio). *Munibe* 16: 19-41.

TEJEDO, M., REQUES, R., GASENT, J. M., GONZÁLEZ DE LA VEGA, J. P., BARNSTEIN, J. M., GARCÍA, L., GONZÁLEZ, E., DONAIRE, D., SÁNCHEZ-HERRÁIZ, M. J. & MARANGONI, F. 2003. *Distribución de los anfibios endémicos de Andalucía: estudio genético y ecológico de las poblaciones*. Informe Técnico inédito, Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía-CSIC, 172 pp.



La Ecología de la Muerte: Bioestratinomía en la Sierra Norte de Sevilla

Eloísa Bernáldez Sánchez, (1, 2), Esteban García-Viñas (1),
Fernando Gutiérrez Parra (2), Clemente Ortiz Romero, (2),
María Bernáldez Sánchez, (1), Aurora Ocaña García de Veas, (1),
Felipe José Vázquez Gil, (2), Miguel Gamero Esteban, (1) y
Ana Vela Grimaldi (1).

(1) Instituto Andaluz de Patrimonio Histórico de la Consejería de Cultura. Junta de Andalucía.
Avda. de los Descubrimientos, 1. Monasterio de La Cartuja, 41092 Sevilla.

(2) Departamento de Sistemas Físicos, Químicos y Naturales de la Facultad de Ciencias Experimentales de la Universidad
Pablo de Olavide. Crta. Utrera, Km1. 41013 Sevilla.

Palabras Clave: Bioestratinomía, vertebrados, Tafonomía, tanatocenosis, procesos postmortem, carroñeros.

Keywords: Biostratinomy, Vertebrates, Taphonomy, Tanathocoenosis, postmortem events, scavengers.

La Ecología de la Muerte: Bioestratinomía en la Sierra Norte de Sevilla

The Ecology of Death: Biostratinomy in the Sierra Norte de Sevilla

RESUMEN

Tres años de observación de los procesos que acontecen después de la muerte de 12 vertebrados con masa corporal superior a los 5 Kg, nueve ciervos (*Cervus elaphus*), un jabalí (*Sus scrofa*), un meloncillo (*Herpestes ichneumon*) y un tejón (*Meles meles*) han determinado las pautas de la actividad carroñera en la finca de Las Navas-El Berrocal situada en la Sierra Norte de Sevilla. Dicha dinámica temporal muestra similitudes con la ya estudiada en la Reserva Biológica de Doñana en 1990 a pesar de que la presencia de los buitres en este ecosistema es temporal (entran la última semana de septiembre).

Con los resultados obtenidos proponemos unos criterios bioestratinómicos en la gestión de los cadáveres de la Sierra Norte de Sevilla.

ABSTRACT

Three years ago we began a new study in Sierra Norte de Sevilla about post-mortem events of 12 vertebrates with more 5 Kg of weight, nine red dears (*Cervus elaphus*), one wild pig (*Sus scrofa*), one badger (*Meles meles*) and one egyptian mongoose (*Herpestes ichneumon*). The following of these process give a scavenger dynamic in the ecosystem of Las Navas-El Berrocal -Sierra Norte de Sevilla- very similar to the Biological Reserve of Doñana -Huelva-, a place where the scavenger activity from vultures is only temporal (last week of September) and short.

The results can be used like biostratinomics critters for the scavenger management of Sierra Norte de Sevilla.



INTRODUCCIÓN

Desde el año 2004, la Sierra Norte de Sevilla se ha convertido en uno de los mejores laboratorios para la investigación de la actividad carnívora y carroñera a través del seguimiento de los procesos *postmortem* que experimentan los cadáveres de vertebrados. Desde que un animal muere hasta que dejamos de ver sus huesos esparcidos por la superficie ocurren algunos acontecimientos que hasta la fecha no han sido más que someramente descritos, a pesar de que es el único proceso natural para recuperar el ciclo vital de nuestros espacios naturales. Caracterizar los procesos *postmortem* cuantitativamente nos ha llevado a descubrir que la destrucción de los cadáveres en un ecosistema natural sigue una dinámica muy determinada que señala de forma indirecta el equilibrio existente entre la comunidad y el medio físico.

A finales de los años ochenta se realizó el primer estudio bioestratinómico de un espacio natural en nuestro país, la Reserva Biológica de Doñana (Huelva), con el propósito de determinar las pautas naturales de destrucción de los cadáveres e inferirlas en la conservación del registro paleobiológico encontrado en los yacimientos arqueológicos y paleontológicos (Bernáldez, 1996). Estos resultados sorprendieron por el conocimiento que aportó no sólo a la validez de la interpretación de esos registros paleobiológicos, sino a la aplicación que podemos hacer de ellos en el conocimiento y gestión de los espacios naturales. En algunos de éstos se gestiona la muerte limpiando la superficie de cadáveres e instalando muladares como comederos para los buitres, sin tener en cuenta que desconocemos las consecuencias que esta actividad puede tener en el mantenimiento del equilibrio biológico del ecosistema.

Tanto este estudio como el que venimos realizando en la Sierra Norte de Sevilla configuran una nueva línea de investigación, la Ecología de la Muerte, que demuestra que el cadáver es una fuente de consumo imprescindible para la subsistencia de las poblaciones de pequeños y grandes carroñeros, de nutrientes para el medio físico y de insalubridad, si no es eliminado. Por ello, la práctica de recogida de cadáveres de ungulados, ciervos y jabalíes, y la instalación de muladares pueden estar provocando desde la irrupción del ciclo vital en la reposición de nutrientes a la biocenosis de este ecosistema hasta estar evitando que una alta tasa de mortandad, producida por un evento temporal (enfermedad, etología) o debida a una excesiva población de ungulados, produzca un alto índice de insalubridad.

En cualquier caso, la gestión de los cadáveres debería contar con unos criterios científicos y técnicos y éstos sólo pueden obtenerse incentivándose el estudio de la muerte en los espacios naturales. Un estudio que tiene sus primeros resultados en este artículo donde desarrollamos el seguimiento de los procesos *postmortem* de 12 de los 20 cadáveres que estamos actualmente estudiando en las fincas de Las Navas-El Berrocal -Almadén de la Plata- y Dehesa de Upa -El Pedroso-, incluido el intento de analizar la representatividad de la comunidad en la tanatocenosis de la primera de las fincas.

Los objetivos que nos hemos marcado en el proyecto responden a la caracterización de la tanatocenosis de la finca Las Navas, la determinación de las pautas de destrucción de un cadáver mediante el seguimiento de los procesos *postmortem* de los vertebrados con masa corporal superior a los cinco Kg., la puesta a punto de una metodología bioestratinómica practicable en los espacios naturales y la

definición de unos criterios bioestratinómicos que formen parte de la gestión de los cadáveres. Aunque la consecución de nuestros objetivos está en la fase de análisis de datos, creemos interesante dar a conocer estos primeros resultados.

CONDICIONES DEL MEDIO

A pesar de que estamos estudiando dos fincas de la Junta de Andalucía, la fase de ejecución de este proyecto nos impide dar la totalidad de nuestros análisis, por ello se exponen los datos de una de las fincas y, por lo tanto, la descripción de la misma.

La relación entre la asociación de cadáveres y la comunidad de vertebrados en la Sierra Norte de Sevilla ha sido estudiada en el Parque Forestal de Almadén de la Plata, también conocido con el nombre de “Las Navas-El Berrocal”. Esta finca forma parte del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, del que constituye más de un 4 % del total del territorio con una extensión de 7481 Ha.

De todas las características que describen al área (Molina, 1998), especialmente interesantes para nuestro estudio son las diferencias que encontramos en lo que respecta al relieve, a la presencia de cauces de agua (temporales o permanentes) y a la cobertura vegetal (dehesas de encinas y alcornoques, bosques de ribera, pastizales, matorrales y zonas repobladas artificialmente con pinos y eucaliptos), ya que estas características determinan el grado en el que influirán los procesos bióticos y abióticos en la desaparición de los cadáveres. La pendiente de una loma y el transporte del agua suelen ser factores de dispersión del cadáver, por el contrario, un denso matorral es un factor conservador que impide esa dispersión y su localización por parte de las grandes aves carroñeras.

En cuanto a los vertebrados que componen la fauna del Parque, se han enumerado 124 especies silvestres (Molina, 1998), de las cuales 9 son peces, 9 anfibios, 13 reptiles, 72 aves y 21 mamíferos (no mencionamos las especies domesticadas, por ahora). Aunque en un principio nos propusimos controlar la fauna de vertebrados, nuestro mayor interés está en las especies de masa corporal superior a los 50 kg (ciervos y jabalíes), ya que son éstas las que siempre están representadas en las asociaciones de cadáveres como se demostró en el Parque Nacional de Amboseli en Kenia (Berhensmeyer y Boaz, 1980) y en la ya mencionada Reserva Biológica de Doñana (Bernáldez, 2002, 1996).

Otro aspecto de la finca, a tener en cuenta, es la presencia de un muladar de una Ha de extensión, aunque la finalidad de esta estructura es la de ser un comedero para buitres en períodos de escasez, hemos de señalar que sería conveniente estudiar desde varios aspectos las consiguientes ventajas (fuente de consumo) y desventajas (fuente de insalubridad y cambios etológicos de los buitres) que genera una acumulación de carcasas de vacas, caballos y ovejas en tan escaso espacio y limitada actividad carroñera.

MÉTODOS PARA EL ESTUDIO BIOESTRATINÓMICO

EL ESTUDIO DE LA TANATOCENOSIS

La caracterización de la tanatocenosis, la asociación de cadáveres, se ciñe a la determinación de la riqueza faunística proporcionada por los cadáveres localizados, al tamaño de la asociación cuantificado por el número de carcasas y a la distribución de la edad y del *sex-ratio* de los componentes de la asociación. La metodología empleada por Bernáldez (1996) sigue las directrices de un muestreo dedicado a la obtención de índices de abundancia a través de un itinerario

en banda de determinadas dimensiones o transectos (Tellería, 1986). En esta finca esta metodología no pudo plantearse, pues la gestión de la finca contempla la retirada de los cadáveres del ecosistema para depositarlos en el muladar. Se optó, por tanto, por el análisis de las fichas que contenían los cadáveres de ciervos y jabalíes recogidos por los guardas de EGMASA (Empresa Pública de Gestión del Medioambiente de la Junta de Andalucía) entre marzo de 2004 y marzo de 2005 y su relación con ambas poblaciones. Puesto que en marzo de 2004 sólo contábamos con la estimación de la población de ciervos, fue ésta la única tanatocenosis estudiada.

EL SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS POSTMORTEM

Ante las dificultades halladas para estudiar la tanatocenosis de la finca decidimos hacer el seguimiento de 12 cadáveres que procedían de nuestros propios hallazgos, de la localización realizada por la guardería y de la cesión de presas por parte de la Asociación de Cazadores. Las especies estudiadas han sido ciervo, jabalí, meloncillo y tejón. Una vez localizado el animal señalábamos el punto de muerte que nos serviría para fijar uno de los ejes desde donde medir las distancias a las que hallamos los huesos del cadáver a medida que se desarticulaba, con la consiguiente dispersión de los mismos. Estos controles eran más frecuentes en la primera fase, cuando el animal conservaba las partes blandas (cada semana), luego se repetían los controles cada uno o dos meses. El criterio para hacer esto así se basa en los trabajos de Bernáldez (2002, 1996), en donde también se describen los procesos postmortem que vamos a medir en la destrucción del cadáver: pérdida ósea/conservación del esqueleto, desarticulación y dispersión de los huesos. Las variables seleccionadas para medir la conservación de la carcasa son el ICen o porcentaje de

huesos conservados (NH/NE x 100; siendo NH el número de huesos observados del cadáver en cada control y NE el número de huesos que componen el esqueleto de un individuo, 281 para los carnívoros, 205 para el ciervo y 269 para el jabalí); la desarticulación está descrita por la relación de huesos conectados -NHc- y sueltos -NHs- y la dispersión por el área que ocupa la carcasa. A su vez, la evolución temporal de estas variables dio lugar al cálculo de las tasas de pérdida ósea $p = (NE - NH / NE \times t) \times 100$ (NE: número de huesos del esqueleto; NH: número de huesos hallados en cada control; t: tiempo en meses), desarticulación del cadáver $d = NE - NHc / NE \times 100$ y dispersión de las partes anatómicas $s = Si - So / Sm \times t$ (Si= área de dispersión instantánea, So=área ocupada por el muerto, Sm=área de máxima dispersión). Con ellas hemos estimado las condiciones en las que podemos encontrar un cadáver de vertebrado en distintos momentos del proceso.

Para entender los resultados de nuestro estudio resumimos algunas de las conclusiones a las que se llegaron en Doñana. La observación de los procesos postmortem dio como resultado la descripción de la destrucción de un cadáver con masa corporal entre 5 y 400 Kg. en tres fases:

1 Fase I o de putrefacción de las partes blandas. El tiempo de duración de esta fase dependía de la masa corporal del animal y de la llegada de los buitres en septiembre, el tiempo máximo observado en los ungulados con masa corporal igual o mayor de 50 Kg era de unos cinco meses, mientras que en los pequeños carnívoros no sobrepasaba los cuatro meses.

2 Fase II o de máxima velocidad en la desarticulación, pérdida y dispersión de los huesos. El tiempo de duración de esta fase osciló entre cinco y ocho meses desde el final de la Fase I, dependiendo igualmente de la masa corporal del muerto.

3 Fase III o de ralentización de la destrucción del cadáver que puede llegar a

durar desde un año en los animales con menos de 50 Kg y años en los de mayor masa corporal.

Estas oscilaciones en el tiempo de cada fase estaban dependiendo de las diferencias en las velocidades de destrucción de los cadáveres. Partiendo de que esas tasas variaban en función de la masa corporal del cadáver se determinaron tres tipos de carroño:

Tipo 1.- animales con más de 200 Kg de masa corporal.

Tipo 2.- animales con masa corporal entre 200 y 50 Kg.

Tipo 3.- animales de 10 a 5 Kg.

Los valores de las tasas de desaparición del cadáver pueden verse en la **Figura 1** donde se registran los porcentajes de huesos en desarticulación d , perdidos p y la superficie de dispersión s que cada uno de estos tipos registraron.

En la **Figura 2** resumimos la dinámica de destrucción de un mamífero con

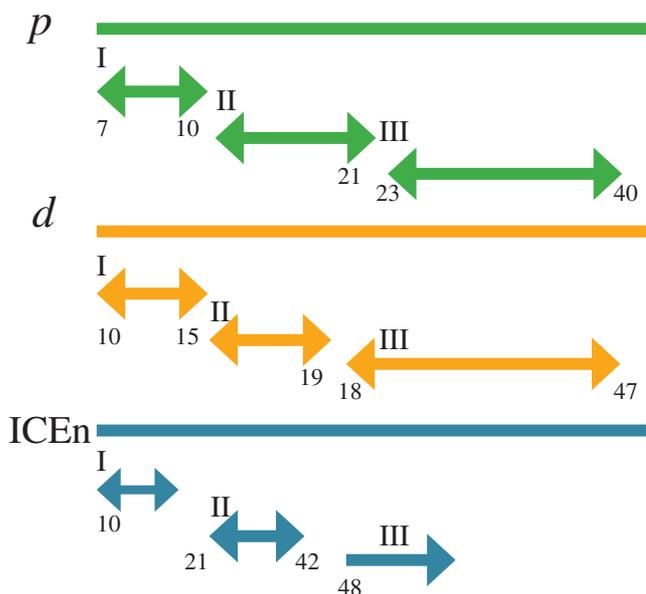


Fig. 1. Tasas de los procesos postmortem en la Fase II de cadáveres de 400 a 1 Kg. en Doñana. Las tasas representan el porcentaje de huesos que se pierden, expresados por p e ICEn, y el porcentaje de huesos desarticulados - d .

masa corporal mayor de 50 Kg en el ecosistema de Doñana, donde se registran las mayores velocidades de destrucción de un animal entre las otras dos más ralentizadas. En la actualidad se revisa esta tendencia dividiendo la Fase II en Fase II+, en la que se experimenta un aumento de las tasas de destrucción del animal y Fase II- en la que las velocidades de los procesos van disminuyendo hasta entrar en la Fase III.

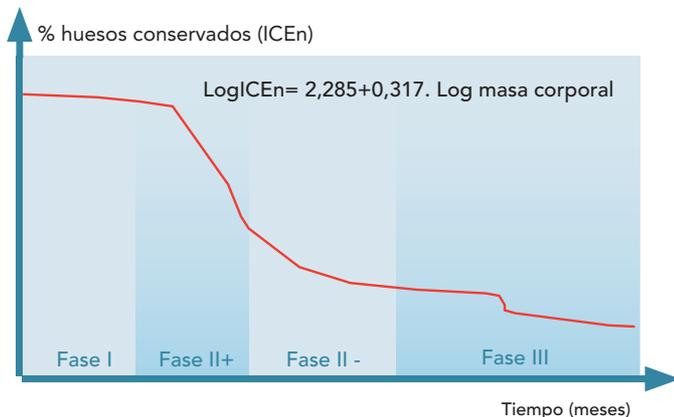


Fig. 2. Arriba tenemos una imagen del cadáver 10 tomada el 7 de enero de 2007 y abajo podemos observar un gráfico donde se representan las pautas generales de destrucción de un cadáver Tipo 2 en Doñana.

Este mismo método fue seguido en la obtención de datos de los 12 cadáveres localizados en la sierra, a los que se les ha sometido a un test estadístico de correlación de Pearson, aunque hemos de indicar que el apartado de análisis de datos ha comenzado en este mismo año.

Hay otro aspecto metodológico y es que durante los controles de seguimiento de los procesos postmortem hemos recopilado información sobre los agentes bióticos y abióticos que pudieran intervenir en el proceso de destrucción del animal, como las especies que estaban directamente actuando sobre la carcasa (larvas, insectos, aves), las huellas registradas en su proximidad (heces, pelos, huellas sobre el suelo, roeduras), la pendiente del terreno y los cursos de agua que pueden acelerar la desaparición de los huesos

por transporte, la cobertura vegetal, entendiendo que puede ser un obstáculo visual para la localización de la carcasa, y la acción tóxica de los ácidos de la putrefacción, cuyo efecto más visible son las calvas de vegetación de uno a tres m². Unos espacios donde nada crece durante años, pero que lo primero que viene a colonizar su circunferencia son las plantas nitrófilas, por ello hemos tomado mediciones del pH, humedad relativa y temperatura dentro de esas calvas y fuera de ellas.

La determinación de las especies y de las partes anatómicas ha requerido la identificación anatómica de sus esqueletos, para la que se usó las colecciones del IAPH y la bibliografía adecuada (Wilkens, 2003; Barone, 1999; Schmidt, 1972; Popesko, 1998).



Fig. 3. La metodología empleada en el estudio de los procesos postmortem comienza con el cadáver fresco y termina con la pérdida de la carcasa. Se toman datos de dispersión y pérdida ósea, y se registran las posibles variaciones fisicoquímicas del suelo producidas por los líquidos de la putrefacción. Después se continúa con el análisis de datos en el Laboratorio de Paleobiología del Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico (IAPH).

COMUNIDAD Y TANATOCENOSIS: LA RELACIÓN ENTRE VIVOS Y MUERTOS

Ya hemos mencionado que los datos proporcionados por EGMASA sobre los cadáveres recogidos en Las Navas-El Berrocal se restringen a ciervos y jabalíes. Desde esta base de datos hemos descrito la riqueza faunística, el tamaño, la estructura de edad y el *sex-ratio* de la tanatocenosis, además de exponer la distribución de los cadáveres en cada mes del año.

por la retirada de aquellos cadáveres que han muerto en las jornadas de recechos y monterías (340 individuos), de manera que de un total de 439 cadáveres (Figura 4), sólo 105 forman parte de la tanatocenosis (24% del total de muertos). El grupo de individuos que forman la tanatocenosis es la suma de los individuos cazados por furtivos, los animales que murieron por causas naturales y seis individuos heridos en las jornadas de caza que murieron días después (Tabla 1).

Especie	Sexo	Edad	Causa de muerte	Número
<i>Cervus elaphus</i>	hembra	adulto	natural	35
<i>Cervus elaphus</i>		joven	natural	6
<i>Cervus elaphus</i>		> 1 año	natural	5
<i>Cervus elaphus</i>	macho	adulto	natural	13
<i>Cervus elaphus</i>	hembra	adulto	furtivo	10
<i>Cervus elaphus</i>	macho	adulto	furtivo	24
<i>Cervus elaphus</i>	macho	adulto	rececho	12
<i>Cervus elaphus</i>	hembra	adulto	montería	150
<i>Cervus elaphus</i>	macho	adulto	montería	100
<i>Sus scrofa</i>			natural	6
<i>Sus scrofa</i>			montería	78

Tabla 1. Relación de individuos (cadáveres) recogidos por EGMASA entre marzo de 2004 y marzo de 2005.

TAMAÑO DE LA TANATOCENOSIS

La población de ciervos está estimada en 4010 individuos en el censo realizado en 2002 por la Junta de Andalucía, a este número hay que restarle las distintas sacas de vivos realizadas en la campaña 2003-2004, en las cuales se retiraron 126 individuos, reduciéndose el tamaño estimado de la población a 3884 individuos, una población que los técnicos han considerado superior a la esperada para las dimensiones del Parque y que debía generar también un número de cadáveres igualmente alto.

En el análisis de estos datos detectamos una diferencia entre el número de animales que mueren en la finca y el total de cadáveres que forma parte de la tanatocenosis localizada. Esta diferencia viene dada

Conocer las causas de muerte de los individuos tiene relevancia a la hora de gestionar la población de una especie, y ésta se ve incrementada si la especie en cuestión está protegida por la ley o tiene un uso cinegético. En este último caso, la importancia radica en las muertes incontroladas y evitables que repercuten en la pérdida de ingresos económicos, ya sea por causar la muerte directa o por la pérdida de potencial reproductor en la población. En la mayoría de casos las muertes tienen una fuerte componente antrópica, como la caería por furtivos, recechos y monterías.

VARIEDAD FAUNÍSTICA DE LA ASOCIACIÓN TANATONÓMICA

El primer dato que llama la atención es



Fig. 4. Observamos las distintas causas de muerte en ciervos y jabalíes. Las causas antrópicas son las predominantes en este espacio y en este periodo de tiempo.

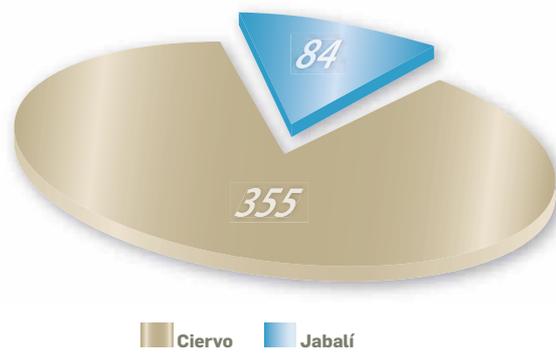


Fig. 5. Se observa que el número de cadáveres de ciervo registrado supera al de jabalíes.

que de todas las especies silvestres que componen la comunidad, sólo aparecen representadas en la tanatocenosis ciervos (*Cervus elaphus*) y jabalíes (*Sus scrofa*), un 1,61% de las especies. En Doñana teníamos representados el 5% de las especies, pero pudimos realizar unos transectos, que aquí no consideramos al tener una intervención antrópica tan intensa. Aunque encontramos carcasas de ovejas (*Ovis aries*) en el ecosistema, y de vacas (*Bos taurus*) y de caballos (*Equus caballus*) en el muladar, para este estudio no se han tenido en cuenta estas últimas especies, puesto que pretendemos analizar el depósito de cadáveres de origen silvestre. Con estos datos y apoyándonos en los estudios de Berhensmeyer y Boaz (1980) y Bernáldez (2002) podemos concluir que en la tanatocenosis registrada en fichas de la finca Las Navas-El Berrocal no queda reflejada la riqueza faunística de la comunidad.

En las fichas consultadas pudimos observar que el número de cadáveres de ciervos es cuatro veces superior al de jabalíes (Figura 5), pero no podemos estimar si esto responde a la tasa de mortandad de esta última especie porque no hay un censo de su población.

SEX-RATIO DE LA ASOCIACIÓN DE CADÁVERES

Los resultados hallados en la tanatocenosis para el *sex-ratio* de los ciervos (Figura 6) nos indican que dicha proporción de sexos se mantiene similar a la población (1:2), si se limita sólo a las muertes por causa natural (1:1.86). Si, por el contrario, tomamos los datos de muertes totales encontramos un desequilibrio a favor de las hembras, ya que el número de machos a los que se dan caza es mayor que el de las hembras, como ya ocurrió en la zona en 1989 (Soriguer, 1999). Este aumento en el número de hembras se controla mediante sacas de animales vivos, al revisar el número de ejemplares y el sexo de los animales extraídos del medio (según datos de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía). Por esta técnica podemos concluir que el equilibrio se mantiene en lo que respecta al *sex-ratio* de la población por la intervención de la Consejería de Medio Ambiente.

ESTACIONALIDAD DE LA MUERTE NATURAL MÁS FURTIVO

La frecuencia más alta de muertes se da en septiembre (Figura 8) y coincide con

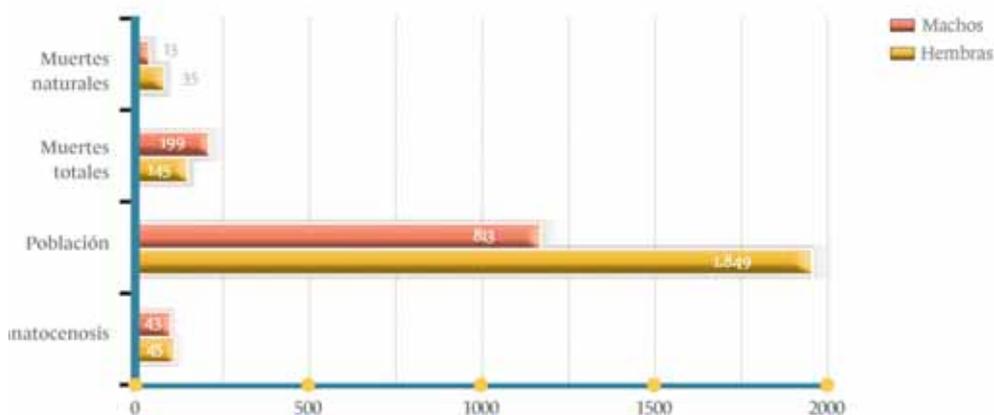


Fig. 6. Se observa el *sex-ratio* calculado para el número de muertos totales, el de cadáveres naturales, el de individuos de la población y el de cadáveres que conforman la tanatocenosis actual. Sólo en las muertes totales, el número de hembras supera al de machos debido a que gran parte de estos cadáveres provienen de las cacerías en las que se abaten machos preferentemente.

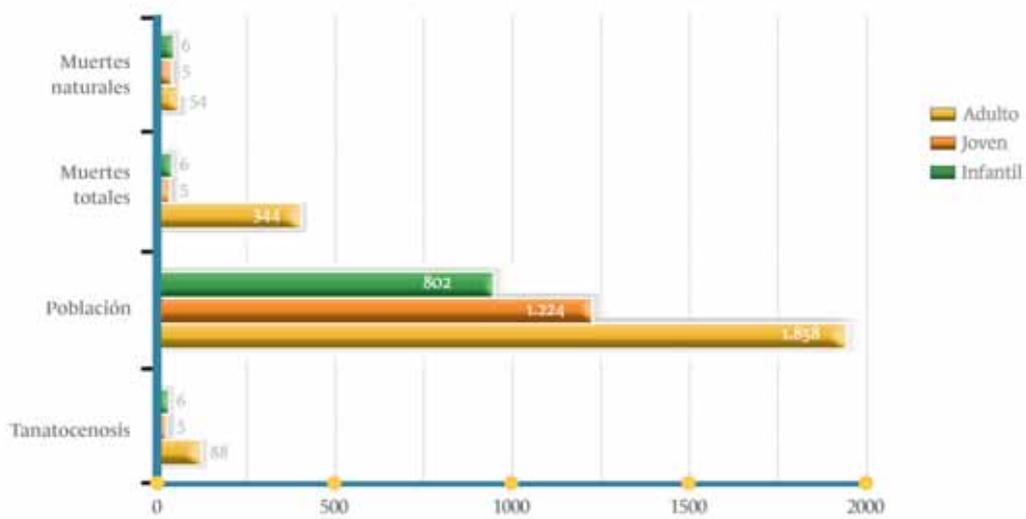


Fig. 7. En este gráfico está representada la estructura de edad de los siguientes conjuntos de individuos o cadáveres: muertes totales, cadáveres naturales, población y tanatocenos. En ningún caso están representados los individuos infantiles y juveniles en los grupos de individuos muertos.

la época de la berrea y de mayor debilidad de los individuos, sobre todo de los machos. Este dato coincide con el observado por Braza en Doñana (1987) para ciervos, gamos y jabalíes.

RELACIÓN DE CIERVOS PRESENTES EN LA TANATOCENOSIS SEGÚN LA EDAD

En la tanatocenosis sólo aparecen bien representados individuos adultos de

masa corporal mayor a 50 kg, esta afirmación queda demostrada al observar en la tanatocenosis del Parque Forestal la relación de ciervos según la edad, en la que los ejemplares juveniles aparecen escasamente (Figura 7), este hecho puede explicarse atendiendo a la menor resistencia de los huesos al carroñeo que presentan los individuos inmaduros (Bernáldez, 2002, 1996).

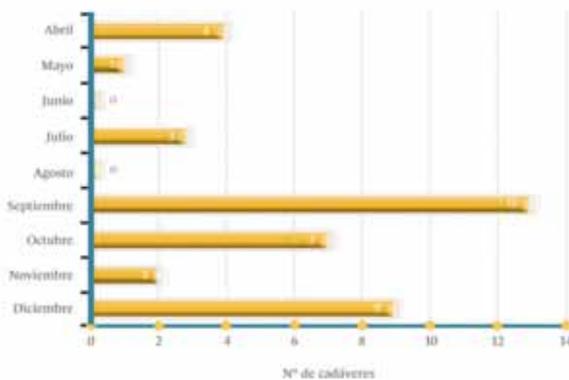


Fig. 8. En esta figura está representada la estacionalidad de la muerte por meses, el mayor número de ellas se da en el otoño tras el periodo de berrea. También se ve una imagen del cadáver 1 el día que se encontró.

PROCESOS BIOESTRATINÓMICOS EN LA FINCA LAS NAVAS-EL BERROCAL

Ya hemos mencionado el número de animales seguidos para nuestro estudio, de ellos son 10 los que intervendrán en las conclusiones de este trabajo: siete ciervos, un jabalí, un tejón y un meloncillo. El primer ciervo que localizamos desapareció en el siguiente control y el último de los encontrados tiene un único control, por lo tanto, contaremos con 10 individuos. Las localizaciones de esas carcasas seguidas aparecen en la **Figura 9**.



Fig. 9. Localización de los distintos cadáveres dentro de la finca Las Navas-El Berrocal.

LOS CADÁVERES DE LAS NAVAS: PAUTAS DE DESTRUCCIÓN

El seguimiento de los procesos postmortem de siete cadáveres de ciervos, uno de jabalí, un tejón y un meloncillo ha dado como resultado una dinámica de destrucción de los cadáveres tipos 2 y 3 según Bernáldez (1996), aquéllos cuyas masas corporales no exceden los 200 Kg ni son menores a los 5 Kg, un rango donde hallamos las poblaciones de ungulados y carnívoros, dos grupos zoológicos muy relevantes en nuestros ecosistemas y en la gestión de los mismos.

Cada uno de los individuos seguidos presentan variaciones en la pérdida de huesos, en la desarticulación, medida por el número de huesos sueltos y conexiados aún en partes anatómicas como costillas, vértebras o extremidades, y en la dispersión de estas partes o huesos en área y tiempo determinados.

En primer lugar, mencionaremos que los controles realizados a los dos pequeños carnívoros han dado un resultado que nos sorprende y que puede ser usado como medida de algún acontecimiento extraño. Los dos pequeños carnívoros, el tejón y el meloncillo, después de varios meses de muertos, no han sido eliminados de la superficie o, al menos, desarticulados por los carroñeros, permaneciendo en sus lugares de muerte desde su localización; el tejón en la boca de la tejonera (**Figura 10**), desde la primavera del 2005 (más de dos años expuesto en el campo) y el meloncillo en-



Fig. 10. Cadáver de tejón encontrado el día 28 de noviembre del 2005.



Fig. 11. Cadáver de meloncillo encontrado el 15 de diciembre de 2006.

contrado en un hueco a ras de suelo adosado a un bloque de granito desde diciembre de 2006 (**Figura 11**). En Doñana se realizó el seguimiento de un zorro, con una masa similar a las dos especies anteriores, y antes de cuatro meses había perdido casi el 90 % de sus huesos, algo que esperábamos que sucediese en la sierra. Es realmente un caso sorprendente no sólo observarlo en el meloncillo que hallamos en el año 2005, sino ver repetido esto mismo en el tejón. Éstos son los dos únicos animales con menos de 50 Kg que hemos hallado en estos casi tres años, es lógico pensar que se produzcan muchos más cadáveres de este tipo de animales que han debido ser consumidos en pocos meses, pero no entendemos que estos dos individuos no hayan sido eliminados, al menos, por los jabalíes, ¿estamos ante unos casos de envenenamiento y de una excelente percepción de los carroñeros para no ingerir estos animales envenenados?

La dinámica de destrucción de los cadáveres Tipo 2 -entre 200 y 50 Kg de masa corporal- en la sierra muestra las mismas tendencias que las registradas en Doñana,

hay una primera fase de putrefacción, seguida por la Fase II en la que los cadáveres pierden rápidamente gran parte de sus esqueletos y una Fase III de ralentización de la destrucción del cadáver, al menos esta fase la hemos observado en dos primeros ciervos localizados en el año 2004. En cada individuo se han medido las velocidades en las que se han producido no sólo la pérdida de huesos, sino la desarticulación, necesaria para que se dé esa pérdida de manera paulatina, y la dispersión de los huesos. Todos ellos nos están aportando dos tipos de información sobre la etología del agente carroñero (dispersa, acumula, roe...) y la influencia de otros agentes abióticos como el transporte del agua.

El seguimiento de los cadáveres de ciervos sin intervención del hombre.

Los ciervos 2 -**C2**- y 3 -**C3**-, dos hembras adultas, fueron hallados un mes después de morir, según la guardería de la finca. Cuando los localizamos aún conservaban pelos, piel y el esqueleto completo, aunque las partes blandas habían desaparecido. El primero se hallaba en un prado, mientras

que el segundo estaba en una zona de encinas, una cubierta que dificulta la localización por parte de los buitres, y con pendiente más acusada que en el primer caso -10 grados frente a 4 del primero-; ambos se localizaron el 14 de diciembre de 2004. En junio de 2005, a los seis meses de su localización, encontramos la mitad de los huesos de cada esqueleto dispersos en un área de 780 m², de los que 63 estaban conexiónados (vértebras, alguna extremidad) y 40 estaban sueltos. Al mismo tiempo, los 68 huesos conexiónados y los 30 sueltos del ciervo 3 los encontramos en 121 m². Es evidente que la diferencia entre ambos cadáveres estaba en las áreas de dispersión. Aproximadamente un año después, en mayo de 2006, continuaba esta similitud en la pérdida de huesos de ambos cadáveres, sólo contabilizábamos menos del 15 % de los huesos del esqueleto, y seguía esa diferencia en las dimensiones de las áreas de distribución, esta vez menos pronunciada ya que la del ciervo del arroyo era la mitad del área del prado. Al cabo de dos años y medio, el estado de conservación -ICEn- de ambos cadáveres era inferior o

igual al 10.73 % y sus áreas de dispersión se redujeron en distintas proporciones, la de la cierva del prado se redujo a la mitad y la de la pendiente a la cuarta parte.

Para determinar si estos datos estaban describiendo una dinámica de destrucción repetible en cada ciervo se comprobó (mediante el coeficiente de correlación de Pearson) que el número de huesos, sueltos y conexiónados, y el área de dispersión seguían unas pautas respecto al tiempo de seguimiento. Tanto el número de huesos localizados en control (NH: $p=0.00001$; $R^2=0.8737$ en el ciervo 2 y $p=0$; $R^2=0.9538$ para el ciervo 3) como el área de dispersión muestran una relación significativa respecto al tiempo transcurrido desde la muerte del animal, casi dos años y medio, ($p=0$; $R^2=0.9202$ en el ciervo 2 y $p=0.0006$; $R^2=0.7496$ para el ciervo 3). Y no sólo estos dos procesos siguen unas pautas; también la desarticulación, medida por el número de huesos conexiónados -NHc-, mostró una dinámica temporal significativa (NHc para el ciervo 2 $p=0$; $R^2=0.9583$ y para el ciervo 3 $p=0.00007$; $R^2=0.8409$). (Figura 12 y 13)

Controles



Fig. 12. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 2 (C2) medida a través del número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexiónados (NHc) y el número de huesos localizables en cada control (NH).



Fig. 13. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 3 (C3) medida a través del número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexionados (NHc) y el número de huesos localizables en cada control (NH).

Comprobamos que estas circunstancias podían repetirse en otros dos individuos, el ciervo 4 (C4), localizado sin cabeza en una dehesa (el resto del animal estaba completo, la cabeza contiene un 10% del total del esqueleto) y el ciervo 5 (C5) situado en este mismo espacio, pero junto a un arroyo, donde acabaron muchos de sus huesos. De este animal sólo se conservaban 84 huesos, es decir, el 40.98% del total de huesos que, comparado con los resultados de los cadáveres anteriores, nos hacía suponer que llevaba algún tiempo muerto y expuesto. A partir del invierno del 2005-2006 seguimos los procesos post-mortem hasta un año y medio después. Los datos obtenidos están en las **Tablas 4 y 5**, e igualmente la pérdida de huesos, la desarticulación y la dispersión volvían a seguir unas pautas determinadas a lo largo de los casi 18 meses controlados.

El estado de conservación de estos animales que experimentaron una pérdida paulatina a lo largo de los meses de enero, febrero, marzo y mayo sumaron entre un 70% y un 80% de huesos desaparecidos y el resto estaban esparcidos en áreas muy similares, en 740 y 700 m², respectivamente.

Por ahora, tenemos que el área de dispersión de los cadáveres localizados en las dehesas o prados con escasa pendiente -unos cuatro grados- se extiende a más de 700 m²; mientras que el individuo que hallamos en una pendiente de unos 10 grados, el ciervo 3, no sobrepasó los 445 m².

En las figuras siguientes (**Figuras 14 y 15**) observamos las tendencias mostradas por los huesos sueltos y conectados que se conservaban en cada control. Los análisis estadísticos vuelven a mostrarnos que esas tendencias son significativas para la pérdida de huesos -NH- ($p=0$; $R^2=0.9731$ para el ciervo 4 y $p=0$; $R^2=0.9368$ para el ciervo 5), para la desarticulación -NHc- ($p=0$, $R^2=0.9637$ para el ciervo 4 y $p=0$; $R^2=0.9640$ para el ciervo 5) y para la dispersión -área- ($p=0$; $R^2=0.9383$ para el ciervo 4 y $p=0$; $R^2=0.9228$ para el ciervo 5).

El seguimiento de los cadáveres de dos ciervos y un jabalí con intervención del hombre.

Los siguientes cadáveres corresponden a los cedidos por los cazadores en diciembre de 2006, **C6**, **C7** y **C8**. Las ventajas de esta cesión es que tenemos animales

Controles



Fig. 14. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 4 (C4) medida a través del número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexionados (NHc) y el número de huesos localizados en cada control (NH). A la derecha tenemos una imagen del cadáver 4 tomada el 28 de abril de 2005.

con fechas de muerte conocidas, a los que podemos seguir desde la Fase I de la putrefacción, y el inconveniente es que los matarifes cortaron las cabezas de un ciervo y una jabalina y los metápodos de los tres, suponiendo esto pérdidas óseas considerables que debemos explicar en las **Figuras 16, 17 y 18** como intervención del hombre.

Si observamos las **Figuras 16 y 18** tenemos que las dinámicas de destrucción no son aparentemente comparables con las anteriores, esto es explicable por el corte de las extremidades, que contienen muchos huesos pequeños que suelen perderse los primeros, y de la cabeza, que suele ser la pieza de mejor conservación según se observó en Doñana.

A pesar de que en las tablas de datos de estos tres ejemplares comenzamos con un número de huesos inferior al de sus esqueletos completos (205 para los dos ciervos y de 269 para el jabalí), esa pérdida se produjo en un solo día; así que el número de huesos perdidos sería muy alto para un tiempo tan corto, lo que nos daría la mayor velocidad de pér-



dida registrada en este tipo de estudio. Preferimos comenzar desde que estos cadáveres quedaron expuestos a la actividad carroñera, por ello en las gráficas comienzan en unos datos que no se corresponderían con un animal recientemente muerto. A partir de aquí hicimos un seguimiento que nos ha dado como resultado una fase con altas velocidades de pérdida, mayores que las que se registran en la Fase II de los animales tipo 2 de Doñana, para luego comenzar la Fase I de putrefacción e intervención de los carroñeros, sobretodo de los invertebrados. Desde ese momento hasta los 4 meses y medio de duración de los controles tanto

la pérdida de huesos (NH para el ciervo 6: $p=0.0058$; $R^2=0.8092$; para el ciervo 7: $p=0.0005$; $R^2=0.8853$ y para el jabalí 8: $p=0.00006$; $R^2=0.9428$), la dispersión (área en el ciervo 6: $p=0.015$; $R^2=0.7252$; para el ciervo 7: $p=0.002$; $R^2=0.8189$ y para el jabalí 8: $p=0.001$; $R^2=0.9447$) como la desarticulación (NHc del ciervo 6: $p=0.0024$; $R^2=0.8642$; para el ciervo 7: $p=0.00023$; $R^2=0.9103$ y para el jabalí 8: $p=0.00005$; $R^2=0.9463$) han mostrado unas pautas significativas de relación con el tiempo de muerte.

Si observamos las **Figuras 16, 17 y 18** donde se representan las tendencias mostradas por los procesos postmortem de pérdida (NH) y desarticulación (NHc y NHs) veremos que la actividad humana ha adelantado la Fase II, pero inmediatamente el proceso de destrucción entra en la Fase I en la que se produce el carroñeo de las partes blandas. Al final de estos cuatro meses y medio de muerte del animal los porcentajes de huesos conservados (ICEn de las **Tablas 6, 7 y 8**) son muy parecidos en los dos individuos que experimentaron la mutilación de gran parte de sus extremidades y de la cabeza,

siendo similar al que presentarían unos cadáveres de este tipo después de unos 14 meses de exposición, el hombre ha acelerado el proceso de destrucción unos 10 meses. Mientras que el animal 7 muestra un porcentaje más en consonancia con el presentado por los anteriores cadáveres completos de ciervos en ese tiempo o próximo a él.

Este hecho nos extrañó porque esperábamos una mayor pérdida debido a que los huesos pequeños de las extremidades son de las primeras pérdidas que se producen. Esto nos dió la idea de que



Fig. 15. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 5 (C5) medida a través del número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexionados (NHc) y el número de huesos localizados (NH) en cada control. A la derecha tenemos una imagen del cadáver 5 tomada el 5 de enero de 2006.

Controles



más que el tamaño de los huesos, en un principio, el carroñero busca la frescura del hueso, de manera que el ritmo o la velocidad de pérdida es la misma y los efectos también son similares.

Antes de entrar en el estudio comparativo de los cadáveres en estudio que-remos terminar con la descripción de las tendencias mostradas por una cierva (C10) cuyo cadáver encontramos en la ca-

rretera comarcal de Almacén de la Plata (Sevilla), en el paso de vehículos y personas que podrían acelerar los procesos de destrucción (Figura 19). En la Tabla 9 están los datos observados en tres meses y medio y sólo el número de huesos conservados -NH- y el de conexiados muestran unas tendencias temporales significativas (NH: $p=0.021$; $R^2=0.7723$ y NHc: $p=0.024$; $R^2=0.7558$).

Controles



Fig. 16. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver ó (C6) medido por el número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexiados (NHc) y el número de huesos conservados o localizados (NH). La gráfica muestra el seguimiento de los procesos durante el periodo de tiempo (4.5 meses) que lleva siendo estudiado.



Controles



Fig. 17. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 7 (C7) medido por el número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexionados (NHc) y el número de huesos conservados o localizados (NH).

Controles



Fig. 18. Representación de la pérdida ósea que sufre el cadáver 8 (C8) medida por el número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexionados (NHc) y el número de huesos que quedan (NH). Podemos observar en las imágenes la sucesión de los procesos postmortem que han tenido lugar en 4.5 meses desde que se encontró el cadáver.



Controles



Fig. 19. Representación de la pérdida ósea que experimenta el cadáver 10 (C10) medido por el número de huesos sueltos (NHs), el número de huesos conexiados (NHc) y el número de huesos conservados o localizados en cada control (NH).

HACIA UN MODELO DE LOS PROCESOS POSTMORTEM

Aún continuamos el seguimiento de la destrucción de los cadáveres mencionados y los localizados en la finca Dehesa de Upa, lindante con la de Las Navas-El Berrocal, por ello este trabajo presenta una parte de los análisis realizados a algunos cadáveres. Estos primeros resultados nos proporcionan unas pautas de destrucción de cada uno de esos cadáveres que podremos resumir en un único modelo cuando finalicemos los controles y analicemos el resto de los datos. Por ahora tenemos dos ciervas con casi tres años de exposición desde su muerte, otros dos ciervos desde hace un año y medio y tres ungulados más de los que hemos tomado datos de cuatro meses y medio. Finalmente, seguiremos los procesos postmortem de un cadáver en estado avanzado de destrucción que usaremos para estimar el tiempo que puede llevar muerto desde las funciones que estamos determinando en los otros cadáveres.

Por lo tanto, disponemos de cadáveres que parten de un mes o más de muertos que conservaban el esqueleto completo, otros que habían sido despoja-

dos de la cabeza y/o de las extremidades distales (desde los metápodos hasta las falanges), otros en estado avanzado de pérdida de huesos y, finalmente, de dos cadáveres de pequeños carnívoros cuyos esqueletos han comenzado a enterrarse casi completos.

De estos últimos, podemos confirmar que no han sido localizados o elegidos para su consumo por los grandes vertebrados (buitres y jabalíes), algo que nos parece anormal después de los resultados obtenidos del seguimiento de un zorro de Doñana, por lo que recomendamos practicar análisis con los que comprobar si había envenenamiento, en ese caso lo anómalo hubiese sido la percepción del veneno. Todos conocemos que un animal envenenado produce una cadena de muertos entre los carroñeros, sin embargo, el meloncillo y el tejón no fueron carroñeados; a pesar de su fácil localización a través del olor y de su situación.

En cada cadáver analizado hemos observado que hay unas pautas repetidas que determinarán la dinámica de destrucción de los cadáveres de la Sierra Norte de Sevilla, completando la información que ya obtuvimos años atrás en

la Reserva Biológica de Doñana. En ese estudio pudimos analizar ejemplares de varias edades de vacas, caballos, gamos y zorros; pero fue más difícil el seguimiento de ciervos y jabalíes, al menos, no fueron seguidos como aquí se ha hecho.

Como adelanto a los resultados finales de este proyecto, se expone el proceso más importante de la destrucción de un animal con más de 50 Kg, la desarticulación, sin ella no se produciría la pérdida de huesos ni la dispersión de los mismos y son determinados agentes, fuertes y numerosos, los que producen estos efectos de distribución de los huesos en determinadas áreas. Observamos que los dos ciervos más antiguos, **C2** y **C3**, completan la dinámica descrita en Doñana, ambos los encontramos en el final de la Fase I de la destrucción de las partes blandas, cuando comienza la desarticulación de los primeros huesos y su posterior aprovechamiento, bien desaparecen enteros, como les ocurre a las falanges, o bien estos huesos, si pesan más de 80 g, están roídos y más tarde resquebrajados y troceados no sólo por el efecto de los carroñeros, sino por los cambios de temperaturas. En este artículo nos centramos en los resultados más inmediatos que nos han dado la pérdida

de huesos y la desarticulación representadas por el número de huesos localizados en cada control y el estado en el que lo hallábamos, sueltos o conexiones (costillares, columna vertebral, cráneo completo, extremidades).

Cumpliendo uno de nuestros objetivos de usar estos resultados bioestratinómicos en la gestión de los cadáveres producidos en los espacios naturales vamos a reducir todos esos controles a lo que ocurre en cada año. Así del ciervo 2, enganchado en un cercado de ovejas de un prado y localizado en diciembre del 2004, se perdieron o no se localizaron 142 huesos (de los 205 del esqueleto) en 10.64 meses (desde la fecha de localización a noviembre de 2005, la guardería nos informó que había muerto hacía un mes aproximadamente). En este tiempo, este ciervo había perdido huesos a razón de 13.35 huesos por mes y aún conservaba el 30.73% del esqueleto. En el segundo año, esa velocidad se había reducido a 2.69 huesos por mes (había perdido 36 huesos de los 63 que aún permanecían y en 13.36 meses) hasta quedar el 13.17% del esqueleto y en los 5.33 meses siguientes del tercer año se habían perdido cinco huesos, es decir, la

Meses	Fecha	NH	ICEn (%)	IP	It	IP/It
0,00	14/12/2004	205,00	100,00	0,00	0,00	
5,64	03/06/2005	103,00	50,24	102,00	5,64	18,09
10,64	04/11/2005	63,00	30,73	40,00	5,00	8,00
13,12	18/01/2006	41,00	20,00	22,00	2,48	8,87
14,21	20/02/2006	30,00	14,63	11,00	1,09	10,09
14,80	10/03/2006	30,00	14,63	0,00	0,59	0,00
17,04	17/05/2006	28,00	13,66	2,00	2,24	0,89
24,00	15/12/2006	27,00	13,17	1,00	6,96	0,14
25,84	09/02/2007	27,00	13,17	0,00	1,84	0,00
27,00	15/03/2007	25,00	12,20	2,00	1,12	1,79
28,00	13/04/2007	25,00	12,20	0,00	0,96	0,00
29,33	24/05/2007	22,00	10,73	3,00	1,35	2,22

Tabla 2. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 2. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

velocidad media de pérdida de huesos por mes era de 0.94, aún localizamos el 6.34 % del esqueleto (ver ICEn en las Tablas 2 y 3).

Para el ciervo 3, enganchado en una valla y localizado al mismo tiempo que el anterior, la pérdida de huesos en este primer año, hasta noviembre de 2005, fue de 165 huesos lo que resultaba una velocidad media de pérdida por mes de 15.51 y su conservación era del 19.51% de los huesos del esqueleto. En el segundo año, de noviembre de 2005 a diciembre de 2006, la velocidad media fue de 1.87 huesos por mes (25 huesos perdidos en 13.36 meses), la carcasa aún conservaba el 7.32% de los huesos.

El ciervo 4, que encontramos en una dehesa de encinas al lado del tejón en diciembre de 2005 y sin cabeza (pérdida inicial del 10% del esqueleto), en el primer año perdió 174 huesos en 11.48 meses, es decir, 15.29 huesos por mes y se conservaba el 14.98% de los huesos de la carcasa. En los seis meses siguientes, hasta mayo de 2007, la pérdida fue de 15 huesos, una velocidad media de 2.5 huesos por mes y finalmente el Índice de Conservación Esquelética fue del 7.8%.

El ciervo 5 conservaba en el momento del hallazgo 161 huesos y estaba cerca del anterior, aunque en el cauce de un arroyo. La pérdida ósea en el primer año desde enero a noviembre de 2006, 10.6 meses, fue de 15.94 huesos por mes. Para el segundo año conservaba el 17.56% de los huesos y desde noviembre de 2006 a mayo de 2007 se perdieron 27 huesos en 4.25 meses transcurridos, una media de 4.39 huesos perdidos por mes. El estado de conservación del esqueleto se redujo al 4.39%, el más bajo de los cuatro cadáveres, pero hemos de tener en cuenta que la cabeza no estaba en el primer control, y que supone el 10% de los huesos del esqueleto. La cabeza suele ser una parte anatómica que se conserva casi completa hasta el final, lo que suponemos que a este animal se la cortaron como trofeo.

La dinámica de destrucción de los tres cadáveres siguientes podría darnos el tiempo de la Fase I, ya que los controlamos desde el primer día de su muerte, el inconveniente es que no estaban completos. Aún así en los cuatro meses y medio de seguimiento de la cierva 6 mutilada por los matarifes hasta perder 104 hue-

Meses	Fecha	NH	ICEn (%)	IP	It	IP/It
00,00	14/12/2004	205,00	100,00	0,00	0,00	
5,64	03/06/2005	98,00	47,80	107,00	5,64	18,97
10,64	04/11/2005	40,00	19,51	58,00	5,00	11,60
14,20	20/02/2006	33,00	16,10	7,00	3,56	1,97
14,63	10/03/2006	33,00	16,10	0,00	0,59	0,00
17,00	17/05/2006	32,00	15,61	1,00	2,24	0,45
24,00	15/12/2006	15,00	7,32	17,00	6,96	2,44
25,84	09/02/2007	13,00	6,34	2,00	1,84	1,09
27,00	15/03/2007	13,00	6,34	0,00	1,12	0,00
28,00	13/04/2007	13,00	6,34	0,00	0,96	0,00
29,33	24/05/2007	13,00	6,34	0,00	1,35	0,00

Tabla 3. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 3. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (nº de huesos/meses).

sos (procedentes de la cabeza, de algunas vértebras cervicales y de las extremidades distales), registra una velocidad media de 38 huesos por mes, un dato muy alto comparado con los demás cadáveres vistos hasta ahora.

La intervención del hombre, sin embargo, encubre la verdadera pérdida producida por otros agentes bióticos y abióticos, los 67 huesos debidos a ellos da una media de 14.89 huesos por mes, un dato muy similar al registrado en los animales anteriores con la diferencia del tiempo. En mayo de 2007 aún el ICEn era del 16.43%.

Lo mismo ocurre en el ciervo 7, al que despojaron de las extremidades distales, partía con un ICEn del 78.54%, ya hemos mencionado que los 44 huesos no localizados se debe a la intervención del hombre. Al final de cuatro meses y medio, de diciembre de 2006 a mayo de 2007, el cadáver conservaba el 54.63% de los huesos. Un dato similar al que hallamos en los cuatro primeros ciervos en este mismo tiempo (ver Tablas 2, 3, 4, 5, 6 y 7).

El seguimiento de la jabalina, sin cabeza ni extremidades distales, partía de

una mayor pérdida de huesos puesto que el número de ellos es de 269. El ICEn era en diciembre de 2006 del 46.10% y al final de esos cuatro meses era del 17.10%, muy similar al porcentaje de huesos conservados en la cierva 6, igualmente mutilada. La velocidad media de huesos perdidos por mes es de 49.56; pero si prescindimos de la acción humana se reduce a 18.14 huesos por mes. Volvemos a tener resultados muy similares, aunque teniendo en cuenta que los anteriores se refieren a un año de permanencia de los cadáveres, y **C6, C7 y C8** llevan muertos menos de seis meses.

Si observamos los datos de cada uno de los controles tenemos que en los primeros cinco meses de la muerte de un animal se producen las mayores pérdidas de huesos, entre un 30 y un 40% del total del esqueleto en este Tipo 2. Por lo tanto, estos tres últimos cadáveres están en la fase que va a determinar las mayores velocidades, el caso es que están próximas a las estimadas en los primeros ciervos (ver Tablas 2, 3, 4, 5, 6, 7 y 8).

Por último, el seguimiento del cadáver 10 hallado en el camino de Almadén

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
00,00	11/12/2005	187,00	91,22	18,00	0,00	
0,86	05/01/2006	185,00	90,24	2,00	0,86	2,33
1,29	18/01/2006	185,00	90,24	0,00	0,43	0,00
2,38	20/02/2006	182,00	88,78	3,00	1,09	2,75
2,87	10/03/2006	164,00	80,00	18,00	0,59	30,51
5,11	17/05/2006	64,00	31,22	100,00	2,24	44,64
11,38	23/11/2006	31,00	15,12	33,00	6,27	5,26
13,06	13/01/2007	25,00	12,20	6,00	1,68	3,57
13,95	09/02/2007	18,00	8,78	7,00	0,89	7,87
15,07	15/03/2007	16,00	7,80	2,00	1,12	1,79
16,03	13/04/2007	16,00	7,80	0,00	0,96	0,00
17,38	24/05/2007	16,00	7,80	0,00	1,35	0,00

Tabla 4. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 4. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

de la Plata que presentaba una pérdida de 107 huesos, nos ha proporcionado una velocidad de pérdida similar a la de los cadáveres más recientes (4.5 meses desde su muerte) y próxima a las velocidades de

los anteriores muertos en su primer año de cadáver.

De modo que los cadáveres de individuos con más de 50 Kg que permanecen en la superficie de este ecosistema

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
0,00	05/01/2006	84,00	40,98	121,00	0,00	
0,43	18/01/2006	84,00	40,98	0,00	0,43	0,00
1,43	18/02/2006	78,00	38,05	6,00	1,00	6,00
1,50	20/02/2006	74,00	36,10	4,00	0,07	57,14
2,10	10/03/2006	68,00	33,17	6,00	0,59	10,17
4,30	17/05/2006	44,00	21,46	24,00	2,25	10,67
10,60	23/11/2006	36,00	17,56	8,00	6,25	1,28
12,27	13/01/2007	35,00	17,07	1,00	1,68	0,60
13,14	09/02/2007	28,00	13,66	7,00	0,89	7,87
14,34	15/03/2007	28,00	13,66	0,00	1,12	0,00
15,34	13/04/2007	10,00	4,88	18,00	0,96	18,75
16,63	24/05/2007	9,00	4,39	1,00	1,35	0,74

Tabla 5. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 5. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
0,00	09/12/2006	101,00	48,79	104,00	0,00	
0,20	15/12/2006	101,00	48,79	0,00	0,20	0,00
1,13	13/01/2007	101,00	48,79	0,00	0,93	0,00
1,36	21/01/2007	98,00	47,34	3,00	0,23	13,00
1,66	30/01/2007	98,00	47,34	0,00	0,30	0,00
2,40	24/02/2007	90,00	43,49	8,00	0,74	10,81
3,40	25/03/2007	78,00	37,68	12,00	1,00	12,00
4,50	29/04/2007	34,00	16,43	44,00	1,10	40,00

Tabla 6. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 6. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
0,00	09/12/2006	161,00	78,54	44,00	0,00	
0,20	15/12/2006	161,00	78,54	0,00	0,20	0,00
1,13	13/01/2007	137,00	66,83	24,00	0,93	25,81
1,36	21/01/2007	137,00	66,83	0,00	0,23	0,00
1,66	30/01/2007	132,00	64,34	5,00	0,30	16,67
2,40	24/02/2007	131,00	63,90	1,00	0,74	1,35
3,40	25/03/2007	130,00	63,41	1,00	1,00	1,00
4,50	29/04/2007	112,00	54,63	18,00	1,10	16,36

Tabla 7. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 7. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
0,00	09/12/2006	124,00	46,10	145,00	0,00	0,00
0,20	15/12/2006	124,00	46,10	0,00	0,20	0,00
1,13	13/01/2007	94,00	34,94	30,00	0,93	32,26
1,36	21/01/2007	94,00	34,94	0,00	0,23	0,00
1,66	30/01/2007	94,00	34,94	0,00	0,30	0,00
2,40	24/02/2007	91,00	33,83	3,00	0,74	4,05
3,40	25/03/2007	54,00	20,07	37,00	1,00	37,00
4,50	29/04/2007	46,00	17,10	8,00	1,10	7,27

Tabla 8. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 8. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

Meses	Fecha	NH	ICEn	IP	It	IP/It
0,00	13/01/2007	152,00	74,15	98,00	0,00	0,00
0,26	21/01/2007	151,00	73,66	1,00	0,26	3,85
0,56	30/01/2007	138,00	67,32	13,00	0,30	43,33
1,39	24/02/2007	101,00	49,27	37,00	0,83	44,58
2,39	25/03/2007	96,00	46,83	5,00	1,00	5,00
3,52	29/04/2007	83,00	40,49	13,00	1,13	11,50

Tabla 9. Variables medidas en los distintos controles realizados al cadáver 9. NH: número de huesos localizados, ICEn (Índice de Conservación Esquelética): Porcentaje de huesos conservados respecto del total del esqueleto, IP: Incremento de huesos perdidos, It: Incremento del tiempo, IP/It: Velocidad instantánea de la pérdida de huesos (n° de huesos/meses).

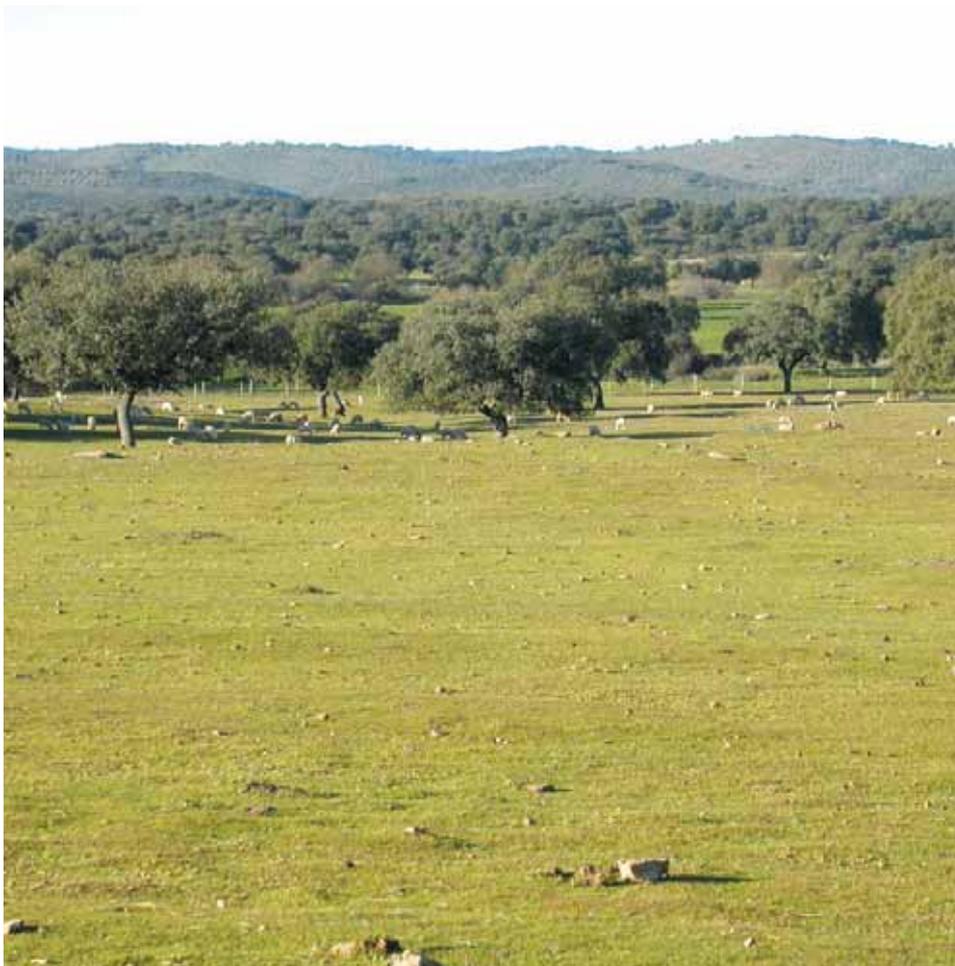
suelen perder el 50% de los huesos del esqueleto, después de perder las partes blandas, sobre los cinco meses de muerto. Al final del año se ha perdido entre el 70 y el 80% y se mantiene una ralentizada pérdida hasta el tercer año en el que aún podemos encontrar, e identificar al ejemplar seguido, entre el 4 y el 10% de los huesos del esqueleto esparcidos en un área de unos 400 m².

EL PROYECTO EN DESARROLLO

Lo más extraordinario de este proyecto está siendo los resultados que no esperábamos. Nos parecía obvio que hallaríamos unas pautas en los procesos postmortem de los animales que morían porque en este ecosistema hay carroñeros y agentes abióticos que limpian el campo, pero nos ha sorprendido la conservación de los dos carnívoros y el tiempo en el que transcurren las tres fases de destrucción de las carcasas. En este artículo sólo

nos asomamos a la cascada de resultados que el análisis estadístico nos está dando y aún así es evidente que las gráficas de cada cadáver siguen unas pautas muy similares a las del siguiente individuo estudiado en la Sierra Norte de Sevilla y también a la tendencia registrada en Doñana (ver figura 2 en metodología). Algo que nos sorprende porque esperábamos que las fases de la sierra se desarrollaran en menos tiempo por una sencilla razón, la población de buitres en el primer ecosistema es permanente, no así en Doñana donde hubo años que no avistamos a los buitres.

No nos queda la menor duda que al finalizar este trabajo concluiremos que el agente principal de la destrucción del esqueleto de los cadáveres es el mismo que en Doñana, el jabalí, y que el otro gran carroñero que puede hacer desaparecer huesos tan robustos como un fémur de un jabalí o de un ciervo, el



buitre, cuya población es permanente en la sierra, no está interviniendo en la segunda fase de limpieza del campo, al menos, no en mayor intensidad que lo ha hecho en Doñana. Pero para llegar a este objetivo necesitamos observar la actividad carroñera de manera directa, conseguir esto está en la concesión de un proyecto por parte de la Consejería de Medio Ambiente.

AGRADECIMIENTOS

No queremos desaprovechar esta oportunidad para agradecer su colaboración a todas aquellas personas que de algún

modo han hecho posible que este proyecto pudiera llevarse a cabo: a la Sra. Inmaculada Cuenca, Directora del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla, al Sr. Arturo Menor, técnico de la Delegación de Medio Ambiente de Sevilla, Sr. Joaquín Vela de EGMASA, Dr. Manuel Ferreras y Sr. Joaquín Márquez del Área de Zoología de la Universidad Pablo de Olavide, a la Sociedad de Cazadores de Cazalla y por último, que no menos importante, a la Guardería del Parque Natural; especialmente a Carmelo Muñoz, Fernando Fariñas, Carlos, Salvador Prados y David López. Este proyecto fue posible a esas personas y al IAPH de la Consejería de Cultura de la Junta de Andalucía.

BIBLIOGRAFÍA

- BARONE, R. 1999. *Anatomie comparée des mammifères domestiques*. Tome 1 Ostéologie. 4ª Ed. VIGOT.
- BEHRENSMEYER, A. K. Y D. E. D. BOAZ. 1980. The Recent Bones of Ambosely National Park, Kenya. In: *Relation to East African Paleobiology, Fossils in the Making*. A. K. Behrensmeyer y A. P. Hills (eds). 72-92. University Chicago Press, Chicago, USA.
- BERNÁLDEZ, E. 2002. Bioestratinomony of terrestrial mammals in Doñana National Park (Spain). In: *Current Topics and Taphonomy and Fossilization*, Miguel de Renzi (eds). 314-324.
- BERNÁLDEZ, E. 1996. *Bioestratinomía de macrovertebrados terrestres de Doñana. Inferencias Ecológicas en los yacimientos del S.O. de Andalucía*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 378 pp.
- BRAZA, F. Y COLS. 1987. Habitat use by red deer and fallow deer in Doñana National Park. *Misc. Zool.*, 11: 363-367
- MOLINA, J. 1998. *Manual práctico del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla*. Ed. Junta de Andalucía: Consejería de Medio Ambiente.
- POPESKO, P. 1998. *Atlas de anatomía topográfica de los animales domésticos*. Tomo I. 2ª Ed.. MASSON.
- POPESKO, P. 1998. *Atlas de anatomía topográfica de los animales domésticos*. Tomo II. 2ª Ed.. MASSON.
- POPESKO, P. 1998. *Atlas de anatomía topográfica de los animales domésticos*. Tomo III. 2ª Ed.. MASSON.
- SCHMID, E. 1972. *Atlas of animal bones. For Prehistorians, Archaeologists and Quaternary Geologists*. ELSEVIER Publishing Company.
- SORIGUER, R.C., FANDOS, P., BERNÁLDEZ, E. y DELIBES-SENNA, J.R. 1999. *El Ciervo en Andalucía*. Ed. Junta de Andalucía.
- TELLERÍA, J. L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid
- WILKENS, B. 2003. *Archeozoologia*. Università degli Studio di Sassari. CD.



Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo de monte en el área de compensación del embalse de Los Melonares (Sevilla)

Rafael Villafuerte, Francisca Castro, Carlos Rouco y
Pablo Ferreras

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos
IREC (CSIC-UCLM-JCCM)
Ronda de Toledo s/n
13071 Ciudad Real

Palabras Clave: *Oryctolagus cuniculus algirus*, conservación, traslocaciones, manejo de hábitat, depredación, enfermedades.

Keywords: *Oryctolagus cuniculus algirus*, conservation, translocations, habitat management, predation, rabbit diseases.

Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo de monte en el área de compensación del embalse de Los Melonares (Sevilla)

RESUMEN

Entre los años 2002 y 2007 se ha desarrollado un proyecto de recuperación de las poblaciones de conejo en el área de compensación del embalse de Los Melonares. El proyecto respondía inicialmente a la necesidad de desarrollar medidas de conservación que permitieran el mantenimiento de los ejemplares de águila imperial ibérica que nidificaban próximos a la zona de actuación. Dada la carencia generalizada de ensayos contrastados en los que basar las medidas de gestión, se diseñó un trabajo de investigación paralelo basado en: a) favorecer el establecimiento de una población estable y más abundante de conejo en la zona, y b) diseñar las actuaciones de manera que se pudieran realizar ensayos científicos que permitieran evaluar la eficacia de ciertas medidas de gestión. La baja abundancia previa de conejo en la zona y la necesidad de incrementarla rápidamente, determinaron la realización en el año 2002 de una única traslocación de conejos de la subespecie *Oryctolagus cuniculus algirus* (propia de la zona). Previamente se habían diseñado y ejecutado manejos de hábitat consistentes en la creación de "núcleos de alta densidad" (para favorecer la dispersión natural y permitir la extracción masiva de animales), y en la creación de áreas de dispersión alrededor de éstos, facilitando tanto el asentamiento como la dispersión hacia otras zonas dentro de las 1200 ha del área. El estudio confirma que se alcanzaron los objetivos propuestos, que se estableció desde el primer año una población de conejo estable en equilibrio con las enfermedades, y que continúa

aumentando en abundancia. El águila imperial ibérica no sólo se ha mantenido sino que ha incrementado su presencia en el área de compensación, al igual que otras muchas especies de rapaces conejo-dependientes. Asimismo, los resultados obtenidos en este trabajo han permitido diseñar medidas de gestión que pueden ser aplicadas en otras zonas para la conservación del conejo, sin la necesidad de realizar control de depredadores, vacunaciones o introducciones de conejos posteriores.



Inmovilización correcta de un conejo.

Recovering rabbit populations in the compensation area of Los Melonares dam (Seville)

ABSTRACT

Between 2002 and 2007 a project to recover rabbit populations in the compensation area of Los Melonares dam has been developed. From the outset the main focus of the project was to conserve rabbits for the maintenance of Spanish Imperial Eagles breeding in the area of the dam. Given the general absence of other studies focussed on rabbit management, the two objectives of the project were a) to establish a stable and abundant population of rabbits in the region, and b) set up better strategies to evaluate the most efficient management practices. The low abundance of rabbits in this area and the need to increase the population quickly led to just one translocation of the subspecies of rabbit *Oryctolagus cuniculus algirus* from local populations in 2002. Initially, “nuclei of high density” were created to

help natural dispersal and to allow the extraction of high numbers of animals. By creating dispersal areas around these nuclei, there was an increase in dispersal and rabbit numbers in other parts within the study (1200 ha) area. The study confirmed that our objectives were achieved and, since the first year, have established a stable population of rabbits in balance with diseases, and one that continues to increase in abundance. The Spanish Imperial Eagle has increased in abundance in the compensation area, in line with many other rabbit-dependant species. To conclude, the results of this study indicate that the management practices developed here can be applied in other areas to conserve rabbits, without the need to control predators, vaccinate or the continual introduction of rabbits from elsewhere.



Imagen aérea de un núcleo poblacional.

INTRODUCCIÓN

El conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*) es una especie de gran interés en la Península Ibérica. Por una parte es una especie clave en el ecosistema mediterráneo (Delibes-Mateos *et al.*, 2007) al ser presa principal de especies endémicas y amenazadas, entre las que destaca el lince ibérico (*Lynx pardinus*) y el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*). Por otra parte se considera una de las especies cinegéticas más importantes de la península junto con la perdiz roja (*Alectoris rufa*), tanto por el número de animales cazados, como por el de cazadores que la demandan (Villafuerte *et al.*, 1998; Cotilla & Villafuerte, 2007). Finalmente, su abundancia local hace que en algunas zonas se la considere especie plaga por los daños que ocasiona a la agricultura. En las últimas décadas, muchas de las poblaciones de conejo han disminuido, mientras algunas incluso se han extinguido localmente, entre otras causas, por el efecto de las enfermedades virales (mixomatosis y enfermedad hemorrágica del conejo, EHV) y los cambios en los usos del suelo (Villafuerte *et al.*, 1994, 1995). Esta disminución hace que se hayan elaborado numerosas y diferentes estrategias de gestión para incrementar sus abundancias locales.

Hasta el momento existe una importante cantidad de información referente a cómo se deben realizar determinadas actuaciones de manejo para, por ejemplo, favorecer el incremento de la abundancia de conejos en una zona. Sin embargo, con frecuencia estas actuaciones no se basan en los resultados obtenidos en experimentos científicos diseñados para evaluar su conveniencia o eficacia. Muy al contrario, muchas de estas actuaciones se basan en recomendaciones de dudoso éxito, que conllevan una carga de tradición muy importante, dudando los propios ejecutores de su éxito (Angulo & Villafuerte, 2004; Delibes-Mateos *et al.*, 2007), y que

con frecuencia no pasan ningún filtro científico.

La ejecución del proyecto de construcción del embalse de Los Melonares estaba acompañada de la realización de diversas medidas compensatorias, entre las que se incluía la recuperación de las poblaciones de conejo, actuación que ha sido llevada a cabo por el Grupo de Gestión de Fauna Silvestre (Caza y Conservación) del IREC. Así durante los años 2002-2007 este grupo de investigación ha venido desarrollando un contrato de apoyo tecnológico con las empresas Ferroviario-Agroman y Sando (Melonares U.T.E.) titulado “Seguimiento y recuperación de las poblaciones de conejo silvestre en el área de compensación del embalse de Los Melonares (Sevilla)”. El Promotor de este proyecto es la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Ministerio de Medio Ambiente) que, financiado conjuntamente con Fondos de Cohesión de la Unión Europea, enmarca el estudio en el “Proyecto 02/2000 de construcción de la presa de Los Melonares, área de compensación ecológica y conjunto de medidas compensatorias y correctoras de impacto ambiental, TT.MM. varios (Sevilla)”, en el que colabora también la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Sevilla.

Dada la carencia generalizada de ensayos científicos sobre los que basar muchas de las medidas que se realizan para la recuperación del conejo, el planteamiento inicial de todo el proyecto de recuperación del conejo realizado en Los Melonares se basó en dos pilares fundamentales:

- Favorecer el establecimiento de una población estable y más abundante de conejo en la zona.

- Diseñar las actuaciones de manera que se pudieran realizar ensayos científicos que permitieran evaluar la eficacia de ciertas medidas de gestión.

De esta forma, estos trabajos se conciben como un proyecto de demostración que pueda ser útil en otras actuaciones futuras en áreas con una problemática similar, y cuyo éxito en la recuperación del conejo ha sido posible gracias a la unión de la investigación y de una gestión adecuada, así como del trabajo conjunto de investigadores, administración y empresas privadas.

OBJETIVOS

El objetivo principal de este proyecto es el establecimiento de una población viable de conejos silvestres en la área de compensación (con la finalidad de incrementar urgentemente, y de manera estable, la disponibilidad de presas para el águila imperial ibérica), a la vez que se realizan diversas investigaciones con la finalidad de buscar las metodologías y herramientas más adecuadas para el mantenimiento tanto de las poblaciones de conejo como de especies depredadoras amenazadas. Para ello se plantean los siguientes objetivos específicos:

- ⇒ Mejora del hábitat para favorecer el establecimiento a largo plazo de una población densa de conejos silvestres.
- ⇒ Creación de varios núcleos poblacionales con alta densidad a partir de los cuales recuperar la población del resto de la zona.
- ⇒ Reducción del impacto de la depredación y valoración de la eficacia de las medidas aplicadas.
- ⇒ Seguimiento y valoración del impacto de las enfermedades más importantes: mixomatosis y EHV.
- ⇒ Seguimiento de la abundancia relativa de conejos silvestres en el área de compensación.
- ⇒ Seguimiento de la abundancia de las poblaciones de depredadores y de otras especies presa de interés.

- ⇒ Elaboración de directrices para la gestión y recuperación del conejo silvestre.

- ⇒ Difusión de los resultados de las investigaciones realizadas.

LAS ACTUACIONES

MEJORA DEL HÁBITAT

Previo a las actuaciones, el área de compensación ecológica se caracterizaba por presentar unas condiciones de hábitat muy deficientes para el mantenimiento de una población viable de conejos debido, principalmente, a la gran presión ganadera que había soportado la zona. Los censos de conejo realizados antes del inicio del proyecto mostraron que su abundancia en el área de compensación era muy baja (inferior a 0.5 conejos/ha).

Moreno y Villafuerte (1995) demostraron en Doñana que el manejo del hábitat era notablemente más efectivo en áreas donde la población de conejos estaba en niveles más bajos. Por ello, las actuaciones desarrolladas han incluido, en un primer momento, diversos trabajos con la finalidad de mejorar el hábitat disponible para los conejos. Trabajos de investigación previos muestran que esta especie vive en grupos sociales cuya unidad básica es el grupo familiar constituido, generalmente, por unos cuatro o cinco individuos (Cowan, 1987). El área de campeo de los grupos familiares tiene una superficie media de unas tres hectáreas (Kolb, 1990; Parer & Libke, 1985; Villafuerte, 1994) en las que deben existir zonas de refugio, zonas de alimentación y zonas de cría. Así el conejo alcanza mayores densidades en zonas de ecotono en las que se combinan zonas cerradas de matorral y zonas abiertas de pastizal (Moreno *et al.*, 1996; Fa *et al.*, 1999; Lombardi *et al.*, 2003; Virgós *et al.*, 2003). Por otra parte, el conejo suele alcan-

zar altas densidades en zonas con suelos blandos (Parer & Libke, 1985; Blanco & Villafuerte, 1993; Wilson *et al.*, 2002), dado que pueden excavar madrigueras para la reproducción y que utilizan también como refugio ante los depredadores y las condiciones climáticas adversas (Parer & Libke, 1985; Villafuerte *et al.*, 1993; Villafuerte, 1994). Por tanto, el diseño de las actuaciones de mejora del hábitat se ha realizado teniendo en cuenta las relaciones existentes entre la abundancia de conejos y factores como la distancia a zonas de refugio, la disponibilidad de alimento o el efecto de los manejos de hábitat en lugares de baja densidad de conejos.

Dadas las particularidades del área de compensación se realizó un diseño basado en dos elementos (**Fig. 1**):

⇒ Creación de cuatro núcleos de alta densidad con el objetivo de favorecer

la dispersión natural y permitir la extracción masiva de animales.

⇒ Creación de áreas de dispersión alrededor de los núcleos, con la finalidad de facilitar tanto el asentamiento como la dispersión de los animales hacia otras zonas más o menos próximas.

Cada uno de los cuatro núcleos de alta densidad tiene una superficie de cuatro hectáreas y consta de 18 vivares artificiales. Éstos están dispuestos en cuatro líneas entre las cuáles existen zonas de siembra mixta de cereal y leguminosa que se rotan anualmente. Los vivares se caracterizan por tener en sus proximidades un comedero, un bebedero y un refugio elaborado con ramas.

Los vivares están contruidos sobre el nivel del suelo para impedir el encharcamiento y presentan dos tamaños diferentes que se distribuyen de forma



Fot. 1. Vivar artificial de un núcleo de alta densidad en el que se observa el cercado y los sistemas de captura de los conejos.

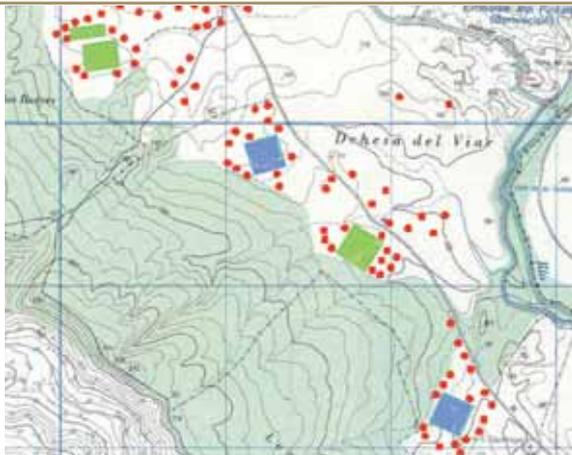


Fig. 1. Situación en el área de compensación ecológica de los núcleos de alta densidad (en azul con cerramiento de exclusión contra depredadores terrestres y en verde sin cerramiento) y de los viveros de dispersión (en rojo).

alternada por todo el núcleo (**Fotografía 1**). Están constituidos por una base de seis palets de madera que se disponen en cuatro alturas y sobre ellos se colocan ramas, troncos y tierra. Cada vivar presenta un cercado perimetral de malla de triple torsión de una altura de 1m enterrado en el suelo y en el que se disponen varias jaulas-trampa que constituyen el lugar de entrada y salida habitual del vivar. Las jaulas-trampa están dotadas de un sistema que permite la captura de los conejos siempre que es necesario.

Los cuatro núcleos poblacionales son similares excepto en la existencia en dos de ellos de un cerramiento de exclusión de depredadores terrestres. Este cerramiento está construido con malla de simple torsión de 4cm de luz menor enterrada 1m y con una altura sobre el suelo de 2.5m. Además presenta en la parte inferior una malla de triple torsión de 2.5cm de luz y 1m de alto enterrada 20cm. El conjunto se completa con un pastor eléctrico en la parte superior para evitar la entrada de depredadores terrestres.

Los manejos de hábitat parecen ser una de las medidas más aceptadas para la recuperación del conejo (Moreno & Villafuerte, 1995; Delibes-Mateos, 2006), por lo que las actuaciones diseñadas podrían favorecer a medio/largo plazo el incremento de la abundancia de la espe-

cie. Sin embargo, dada la escasez inicial de conejo en el área de compensación, y la urgente necesidad de incrementar su abundancia como presa para el águila imperial ibérica, era requerido un incremento rápido de la abundancia, razón por la cuál se realizó una traslocación de conejos tras la mejora del hábitat.

Además, estudios previos realizados en diferentes áreas de España, nos mostraban que las poblaciones más densas de conejos tenían niveles de anticuerpos elevados frente a la EHV. Esto sugería que la población inicial debería tener una alta densidad para que, además de poder evitar el posible efecto de la trampa del depredador (Trout & Tittensor, 1989; Pech *et al.*, 1992; Moreno *et al.*, en prensa), se consiguiera un mayor contacto entre los conejos y disminuyera el efecto de la EHV, sin tener que recurrir a complicados o imposibles sistemas que eviten la presencia del virus, o de la compleja y costosa inmunización individual de los conejos (vacunaciones).

TRASLOCACIÓN DE CONEJOS

Las traslocaciones de conejo, llamadas más frecuentemente repoblaciones, que se realizan de forma habitual en España se suelen caracterizar por tres aspectos:

- Los conejos habitualmente se liberan tras ser vacunados frente a la enfermedad hemorrágica y a la mixomatosis.

- En algunas ocasiones se hacen manejos de hábitat y se construyen viveros, pero resulta habitual que se suelten los animales sin ningún manejo añadido.

- Con frecuencia no se realiza una única liberación, sino que se hacen repoblaciones periódicas (a veces todos los años).

Por el contrario, la traslocación de conejos que se llevó a cabo en el año 2002 en el área de compensación tuvo lugar tras la realización previa de manejos de hábitat. Además, al contrario que algunos gestores y conservacionistas, considera-

mos que una repoblación no es efectiva si es necesario hacer reforzamientos posteriores. Por último, dado que no existen estudios científicos que demuestren la eficacia de las vacunaciones en asociación a las repoblaciones, tampoco se planteó el empleo de esta medida, si bien este último hecho estaba apoyado por la alta tasa de anticuerpos de los conejos a liberar frente a ambas enfermedades virales, como se verá más adelante. De esta forma, se trataba de la primera experiencia científica para analizar cómo evoluciona una población traslocada cuando los animales no se vacunan.

Entre los días 27 de octubre y 9 de noviembre de 2002 se trasladaron un total de 724 conejos silvestres en los cuatro núcleos que se habían creado. El proceso previo a la suelta consistió en: selección de los animales, valoración del estado físico y sanitario, desparasitación, marcaje individualizado y determinación de la presencia de anticuerpos frente a la enfermedad hemorrágico vírica y la mixomatosis. Previamente se había realizado la caracterización genética de una muestra de los escasos conejos existentes en la área de compensación antes de la traslocación, que afortunadamente unido a otras muestras de las que disponía este grupo de investigación de una zona próxima (<5km), confirmaron que todos pertenecían a la subespecie *Oryctolagus cuniculus algirus*. Un factor prioritario para la elección de la población suministradora fue que pertenecieran a la misma subespecie.

El protocolo de suelta consistió en la introducción de los conejos en el interior de los vivares a través de tubos de PVC colocados para tal fin durante la construcción, y en su confinamiento durante algunos días dentro de los cercados que rodean éstos, con el objetivo de aclimatarlos a las nuevas condiciones ambientales, favorecer su asentamiento y disminuir la dispersión inmediata tras la suelta. Esta fase, denominada de confi-

namiento, duró entre tres y seis días tras los cuáles se les permitió el paso a través del cercado y las jaulas-trampa y el libre acceso al exterior de los vivares.

SEGUIMIENTO DE LAS ACTUACIONES REALIZADAS

Supervivencia de los conejos traslocados

Afortunadamente, con el incremento de los traslados de animales, ha surgido una mayor dedicación al estudio científico de la eficacia de los programas de repoblación. Por la cantidad de riesgos asociados, muchos autores han mostrado la urgencia de conocer su efectividad, cuáles son los factores asociados al éxito y qué estrategias metodológicas sugieren un mayor potencial de resultados positivos (Calvete *et al.*, 1997; Moreno *et al.*, 2004; Cunningham, 1996, Wolf *et al.*, 1996). De esta forma, uno de los trabajos de investigación que se han realizado en el área de compensación ecológica ha sido el seguimiento continuo de las actuaciones realizadas y, en el caso de los conejos traslocados, se ha analizado su supervivencia tras la suelta.

Previamente a la suelta se seleccionaron al azar 75 conejos adultos para ser radio-marcados con emisores (BIO-TRACK, Wareham UK), con sensores de actividad y de mortalidad. Durante los dos primeros meses se realizaron localizaciones diarias de los animales y posteriormente con una frecuencia media de cinco veces por semana.

Los resultados obtenidos muestran que a los 100 días de la suelta, el 64% de los conejos han sobrevivido en los núcleos con cerramiento de exclusión de depredadores terrestres, mientras que un 55% de los conejos liberados en núcleos sin cerramiento de exclusión continúan vivos. Estos valores son muy elevados, especialmente si se comparan con resultados de otros estudios científicos previos

(Calvete *et al.*, 1997; Calvete & Estrada, 2004; Letty *et al.*, 2003).

El radio-seguimiento no sólo permite determinar las variaciones en la tasa de supervivencia de los animales a lo largo del tiempo, sino también establecer las causas de la muerte de muchos de los animales. De esta forma, uno de los resultados más importantes es que las rapaces, proporcionalmente, capturan más conejos en los núcleos cerrados, por lo que este tipo de infraestructuras podrían ser adecuadas para su conservación, evitándose el empleo de alimento suplementario (p.ej. González *et al.*, 2006), basado en el suministro de animales muertos o, en ocasiones, de presas diferentes a las que las rapaces encontrarían en sus territorios de caza.

Seguimiento de los núcleos de alta densidad

Los núcleos de alta densidad constituyen cercados de cría en semi-cautividad que requieren de un seguimiento continuo para analizar su evolución, con la intención de detectar problemas y facilitar su rápida corrección, especialmente los que presentan el cercado de exclusión de depredadores terrestres. Por ello, han sido de vital importancia las técnicas de manejo utilizadas en este estudio. Todo esto hace que estos núcleos se pueden definir como laboratorios naturales que nos han permitido profundizar en el conocimiento de numerosos aspectos ecológicos y etológicos de esta especie, algunos de los cuáles estamos aplicando en la actualidad para diseñar medidas de gestión más eficaces.

La existencia de un sistema de captura eficaz en los vivares ha permitido realizar capturas periódicas de conejos en todos los vivares de los núcleos de alta densidad. A lo largo de los cinco años transcurridos desde la traslocación, se han capturado animales en un total de 22 ocasiones que han permitido, entre

otras cosas, complementar la información obtenida con estimas de abundancia relativa de los conejos que se han realizado mediante conteo de excrementos. De esta forma se ha realizado un seguimiento continuo de las variaciones temporales en su abundancia.

Además del análisis pormenorizado del historial de cada vivar en cuanto a, por ejemplo, productividad, las capturas han permitido una valoración continua del estado físico y sanitario de los animales, recopilar interesantes datos biométricos y realizar un seguimiento de la incidencia de la mixomatosis y de la enfermedad hemorrágica. Mediante extracciones sanguíneas realizadas periódicamente se ha podido analizar la evolución de los niveles de anticuerpos frente a mixomatosis y enfermedad hemorrágica, no sólo en los animales trasladados sino, más importante aún, en los animales nacidos en Los Melonares. Así, por ejemplo, cuando se analizaron los niveles de anticuerpos un año después de la traslocación, concretamente en noviembre de 2003, frente a mixomatosis de los conejos nacidos durante ese año, se observó que presentaban niveles superiores al 90%, muy similares a los de la población donadora para esas mismas fechas. Este primer resultado venía a apoyar la predicción de que la alta abundancia de conejos en los núcleos de alta densidad permitiría asemejarla a poblaciones naturales de alta densidad en las que parece existir un equilibrio entre la incidencia de la mixomatosis, de la enfermedad hemorrágica y la abundancia poblacional.

Incremento de la abundancia de conejo

Uno de los objetivos de este trabajo era el incremento de la abundancia de conejo en el área de compensación ecológica. Para comprobar el cumplimiento de este objetivo se diseñó un recorrido de cuatro kilómetros de longitud. A lo largo de este recorrido todos los años y en la misma

fecha se realizaba un censo a pie contando indicios de conejo (excrementos, letrinas, escarbaduras, madrigueras, etc.). Obviamente, en este recorrido no se incluían los núcleos de alta densidad ni las zonas más próximas a ellos. De esta forma se obtenía un índice relativo de abundancia de conejos que permitía valorar la evolución de la población de conejo a lo largo del tiempo (Villafuerte et al., 1998).

En la **figura 2** se ha representado la abundancia relativa de conejo antes de la traslocación y durante los años siguientes. Como se puede observar, durante el primer año (2003) la abundancia se había triplicado y continuó incrementándose durante los años sucesivos, obteniendo una densidad de 3 a 5 conejos/ha a los tres años de la traslocación.

Dispersión de los conejos

Uno de los factores determinantes del incremento de la abundancia de conejo en el área de compensación ha sido la preparación del área de dispersión de los

conejos mediante la construcción de 85 vivares de dispersión repartidos en torno a los núcleos de alta densidad y que se construyeron en el primer semestre del año 2003 (**ver Fig. 1**).

La estructura de los vivares de dispersión es más simple que la que presentan los vivares de los núcleos y son de menor tamaño. No presentan cercado perimetral ni jaulas-trampa, ya que su finalidad es proporcionar lugares de refugio y cría a conejos en dispersión a partir de los núcleos, y no la captura periódica de conejos, en este caso.

A partir del mes de septiembre de 2003 se inició la revisión periódica (cada dos meses durante los tres primeros años) de todos los vivares de dispersión para determinar el uso de los vivares, mediante la observación de los indicios de presencia de conejo. Así, se consideraba que un vivar estaba siendo usado si presentaba bocas naturales o bien si aparecían indicios de uso en las bocas artificiales (tubos de PVC) junto con la presencia de

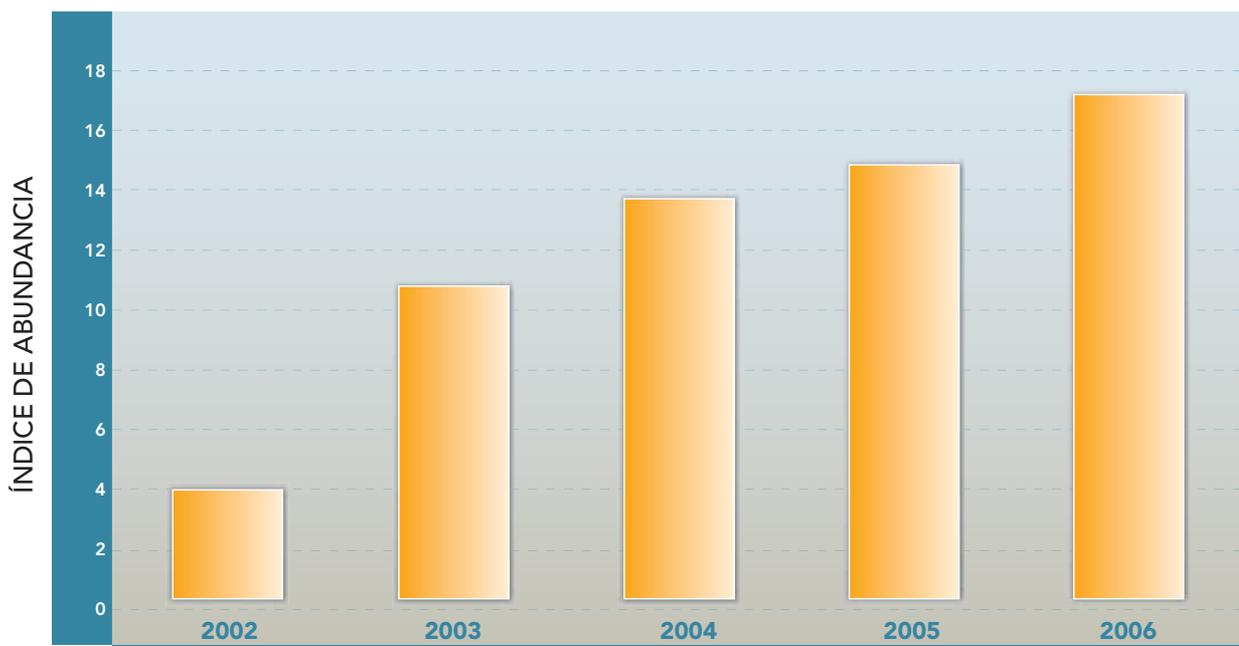


Fig. 2. Abundancia relativa de conejo en el área de estudio antes de la traslocación y durante los siguientes años.

letrinas o de excrementos. Con el objeto de utilizar un criterio conservativo, aquellos vivares que sólo presentaban indicios de uso en las bocas artificiales, o excrementos, o letrinas se consideraban sólo como “con indicios de uso”, a la espera de confirmar su posible ocupación en visitas posteriores, y no han sido considerados en los resultados que se presentan a continuación.

De los 85 vivares de dispersión construidos en torno a los núcleos poblacionales, en septiembre de 2003 el 32% estaban siendo usados por los conejos y en febrero de 2005 el uso se incrementa al 72% del total. Sin embargo, y dada su posible aplicación en el futuro, en este proyecto no sólo interesaba conocer el grado de uso de los vivares de dispersión, sino también el patrón de ocupación en función de la distancia que los separa del núcleo de alta densidad, ya que a priori se esperaba encontrar una ocupación secuencial comenzando por los vivares más próximos a éste. Para ello se seleccionó uno de los núcleos de alta densidad sin cerramiento de exclusión de depredadores terrestres y los vivares de dispersión que lo rodean que se caracterizan por presentar un hábitat más homogéneo.

Asimismo se establecieron tres categorías de distancia: de 0 a 200m, de 201 a 400m y superior a 400m, y se consideraron cuatro fechas: septiembre de 2003, marzo y septiembre de 2004 y febrero de 2005.

Como se puede observar en la **figura 3**, inicialmente sólo se ocuparon los vivares más próximos al núcleo. Posteriormente, además de mantenerse los vivares ocupados en la primera categoría, se ocuparon el 25% de los existentes entre los 201 y los 400m. En septiembre de 2004 se habían ocupado el 63% de los vivares situados en la franja de los 201-400m y un 17% de los ubicados a mayores distancias. Finalmente, en febrero de 2005 el 75% de los vivares situados en la segunda categoría están ocupados y el 50% de los localizados a partir de los 400m.

A tenor de estos resultados, se sugiere que los conejos que han ocupado estos vivares de dispersión lo han hecho colonizando las áreas inmediatamente próximas a los núcleos de alta densidad, y que esta colonización es progresiva. Puesto que las abundancias de conejo que determinamos en los recorridos están muy afectadas por la presencia de conejos asociados a estos vivares de dispersión, es probable que este incremento en uso

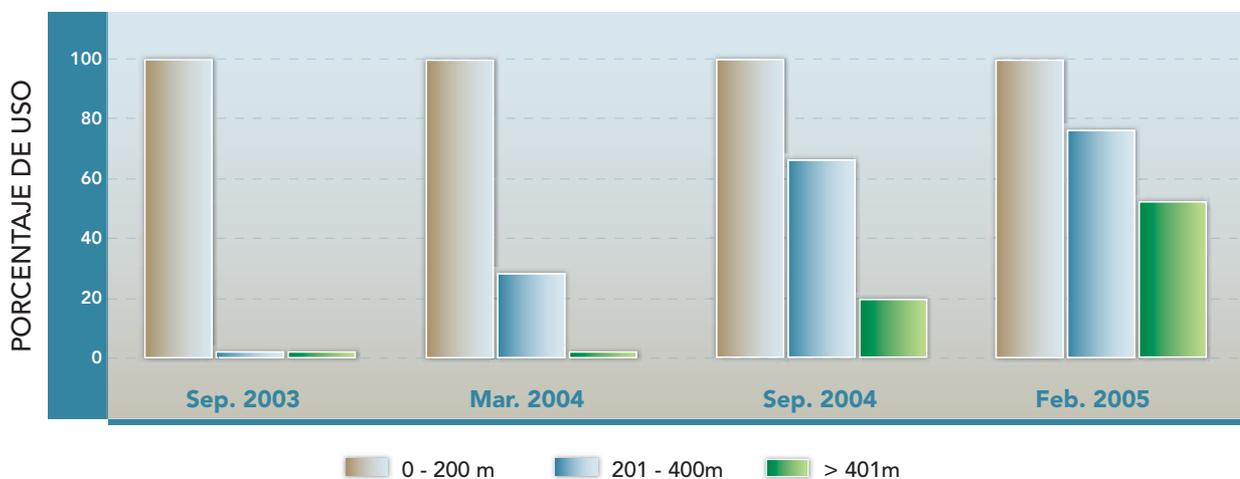


Fig. 3. Frecuencia de uso progresiva de los vivares de dispersión utilizados por conejos dispersantes en función de su distancia al núcleo de alta densidad.

sea responsable de la mayor abundancia de conejos en el área de compensación de Los Melonares. Por ello, si en el futuro se decidiese incrementar la abundancia de conejos en el área, podría sugerirse que se conseguiría con la construcción de nuevos vivares de dispersión entre los ya construidos. Por el contrario, si la intención fuese la de incrementar el área ocupada por la ya abundante población de conejos, estos vivares deberían construirse de tal forma que se ocupase el área donde se pretende incrementar la abundancia de conejos. Además, vista la velocidad de ocupación, estas estrategias no tendrían que ser acometidas de una manera puntual, sino que podrían realizarse los vivares (y el manejo de hábitat mencionado previamente) de manera progresiva.

SEGUIMIENTO DE LA ABUNDANCIA DE OTRAS ESPECIES

Uno de los objetivos a desarrollar en este trabajo consistía en el seguimiento de la abundancia de otras especies para analizar la posible influencia que el refuerzo de conejos podía tener en este hecho. Durante los años de trabajo se han realizado censos de especies tan diversas como perdiz roja (*Alectoris rufa*) o liebre ibérica (*Lepus granatensis*) y de grupos como carnívoros, ungulados y aves (principalmente rapaces). Las técnicas de estimación de la abundancia han sido variadas en función de la especie concreta e incluyen transectos en vehículo (diurnos y nocturnos con faro), conteo de excrementos, conteo de huellas y observación desde puntos fijos. Los seguimientos han permitido no sólo determinar la abundancia y sus variaciones a lo largo del tiempo sino el posible efecto del refuerzo por lo que se inició el seguimiento previamente a la traslocación. Un error que se comete a veces cuando se realizan valoraciones de este tipo, es el de no establecer una zona “control” que no esté afectada por la

actuación y que sirva para ver hasta qué punto los cambios observados son debidos a la actividad realizada y no a otros factores que pueden estar incidiendo.

En lo que respecta a las poblaciones de perdiz roja y de liebre ibérica, ambas especies se caracterizan por presentar una abundancia media en la zona. Las actuaciones de gestión de hábitat propuestas para incrementar y mantener elevadas las poblaciones de conejo fueron desde un principio propuestas y seleccionadas para favorecer también la recuperación y/o mantenimiento de estas otras especies presa. No obstante, hay que tener en cuenta que dichas especies no son habitualmente presas importantes para la comunidad de depredadores sensibles del área y que en cualquier caso, su abundancia difícilmente podría llegar a ser elevada en esta zona.

En lo que respecta a la presencia de carnívoros en la zona, durante los censos realizados se ha observado zorro rojo (*Vulpes vulpes*), meloncillo (*Herpestes ichneumon*) y gato montés europeo (*Felis silvestris*), así como perros y gatos domésticos. Aunque se constató un incremento de la presencia de zorro en la zona después de la traslocación, el hecho de que este aumento también se observase en la zona control, impide descartar que otras causas contribuyesen a este incremento. No obstante, el aumento fue temporal y posteriormente la abundancia disminuyó de nuevo. Este hecho unido a que los manejos de hábitat realizados permitían incrementar las zonas de refugio para los conejos, hizo descartar la realización de un control de zorros con métodos selectivos. Es decir, las actuaciones realizadas pueden haber controlado la depredación sin necesidad de recurrir al control directo sobre los zorros. Obviamente, no se sabe si el control de zorros hubiera mejorado estos resultados, pero lo que sí es cierto es que las medidas de gestión realizadas han sido suficientes



Conejo con radio-emisor para seguimiento.

para que la población de conejos compense las pérdidas debidas a la depredación y tenga un crecimiento positivo, rompiendo la tradicional creencia de que las traslocaciones de conejo fracasan sin su correspondiente control de depredadores.

En lo que respecta a las poblaciones de aves, se han observado importantes cambios desde el refuerzo poblacional de los conejos y que se sintetizan a continuación:

⇒ La diversidad de especies de aves en general, y de rapaces en particular, se ha incrementado a partir del traslado de los conejos.

⇒ El tiempo medio de vuelo de las rapaces en la zona ha incrementado, lo que podría ser explicado como un efecto real de atracción inducido por el aumento en la densidad de conejos.

⇒ Paralelamente a este incremento en el tiempo de vuelo, los resultados obtenidos hasta ahora confirman que la presencia de núcleos poblacionales con un cercado de exclusión de depreda-

dores terrestres, en contraste a los que no lo tienen, favorece un incremento en la tasa de depredación de las rapaces sobre los conejos de dichos núcleos.

LAS CONCLUSIONES

Resumiendo, los trabajos realizados en el área de compensación del embalse de Los Melonares se han basado en tres aspectos: 1) se han desarrollado manejos de hábitat aplicando conocimientos científicos a medidas de gestión; 2) sólo se ha realizado una repoblación sin sueltas posteriores; y 3) no se han vacunado los conejos.

Los resultados obtenidos hasta el momento confirman el establecimiento de una población viable de conejos en los núcleos poblacionales y su dispersión natural hacia otras zonas próximas. Este hecho confirma el interés que puede tener la construcción de núcleos pobla-

cionales de alta densidad de conejos en zonas en las que se pretende aumentar los efectivos de la población.

Hasta la fecha no se había diseñado ningún trabajo de investigación (dentro o fuera de España) para analizar la epidemiología de la mixomatosis y la enfermedad hemorrágica en una población de conejos trasladada y cuyos individuos no han sido vacunados

Las características del proyecto lo hacen ser merecedor del calificativo de pionero en España en cuanto a su planteamiento inicial (conjugando conocimiento científico y diseño efectivo de las actuaciones), su ejecución y seguimiento continuo y, finalmente, el avance que suponen los resultados alcanzados hasta el momento.

El éxito del proyecto se basa en una acertada y correcta ejecución por parte de la propiedad y de las empresas constructoras de las actuaciones diseñadas por un equipo multidisciplinar del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos.

Finalmente, los resultados de este proyecto indican un futuro a corto plazo muy prometedor para la conservación y la gestión de las poblaciones de conejo, como hasta ahora lo está siendo para el incremento del conocimiento científico imprescindible para ello.

la colaboración, apoyo y entusiasmo de numerosas personas de distintos Organismos, tanto de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Sres. Enrique Grosso y Miguel Ángel Puerta) como de Melonares UTE (Sres. Adolfo León, Pablo Olivares, Marco Bautista y, muy especialmente, a Francisco González) y de la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Sevilla (Sra. Inmaculada Cuenca, Sres Víctor Pérez, José Manuel Fernández y Arturo Menor, que en ocasiones ha colaborado como un miembro más de nuestro grupo de investigación). Durante estos años han sido muchas las personas del IREC que han participado en alguna fase del proyecto. Pero especialmente nos gustaría dedicar este trabajo a las personas que diariamente se han encargado del cuidado de los conejos y a veces de los investigadores, muchas gracias a Jose Antonio Ramos, Vicente García y Felipe Ortiz.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiese sido posible sin la confianza previa depositada por el Sr. Fernando Ortega en las personas, e investigaciones, que realizarían este equipo de investigación. Queremos agradecer especialmente



Formación sobre técnicas de manejo en los núcleos.

BIBLIOGRAFÍA

- ANGULO, E., VILLAFUERTE, R. 2004. Modelling hunting strategies for the conservation of wild rabbit populations. *Biological Conservation*, 115: 291-301.
- BLANCO, J. C. y VILLAFUERTE, R. 1993. *Factores ecológicos que influyen sobre las poblaciones de conejos. Incidencia de la enfermedad hemorrágica*. ICONA. Informe inédito.
- CALVETE, C., VILLAFUERTE, R., LUCIENTES, J. y OSACAR, J. J. 1997. Effectiveness of traditional wild rabbit restocking in Spain. *Journal of Zoology (London)*, 241: 271-277.
- CALVETE, C. y ESTRADA, R. 2004. Short-term survival and dispersal of translocated European wild rabbits. Improving the release protocol. *Biological Conservation*, 120: 507-516.
- COTILLA, I. y VILLAFUERTE, R. 2007. Rabbit conservation: models to evaluate the effects of timing of restocking on recipient and donor populations. *Wildlife Research*, 34:247-252.
- COWAN, D. P. 1987. Group living in European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*): mutual benefit or resource localization?. *Journal of Animal Ecology*, 56: 779-795.
- CUNNINGHAM, A. A. 1996. Disease risks of wildlife translocations. *Conservation Biology*, 10: 349-353
- DELIBES-MATEOS, M. 2006. *Relaciones entre los cambios poblacionales de conejo, la gestión cinegética, el hábitat y los depredadores: implicaciones para la conservación*. Tesis Doctoral. Universidad de Castilla-La Mancha. 217pp.
- DELIBES-MATEOS, M., REDPATH S. M., ANGULO, E., FERRERAS, P. y Villafuerte, R. 2007. Rabbits as a keystone species in southern Europe. *Biological Conservation*, 137: 149-156.
- FA, J. E., SHARPLES, C. M. y BELL, D. J. 1999. Habitat correlates of European rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) distribution after the spread of RVHD in Cadiz Province, Spain. *Journal of Zoology*, 249: 83-96.
- GONZÁLEZ, L. M., MARGALIDA, A., SÁNCHEZ, R., y ORIA, J. 2006. Supplementary feeding as an effective tool for improving breeding success in the Spanish imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 129: 477-486
- KOLB, H. H. 1990. Use of burrows and movements of wild rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in an area of hill grazing and forestry. *Journal of Applied Ecology*, 28: 282-905.
- LETTY, J., MARCHENDEAU, S., REITZ, S. y CLOBERT, J. 2003. Effect of translocation on survival in wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*). *Mammal Biology*, 68: 250-255.
- LOMBARDI, L., FERNÁNDEZ, N., MORENO, S. y VILLAFUERTE, R. 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy*, 84: 26-36.
- MORENO, S. y VILLAFUERTE, R. 1995 Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) and their predators in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation*, 73: 81-85.
- MORENO, S., VILLAFUERTE, R. y DELIBES, M. 1996. Cover is safe during the day but dangerous at night: the use of vegetation by European wild rabbit. *Canadian Journal of Zoology*, 74: 1656-1660.
- MORENO, S., VILLAFUERTE, R., CABEZAS, S. y LOMBARDI, L. 2004. Wild rabbit restocking for predator conservation in Spain. *Biological Conservation*, 118: 183-193.
- MORENO, S., BELTRÁN, J. F., COTILLA, I., KUFNER, M., LAFFITE, R., JORDÁN, G., AYALA, J. QUINTERO, C., JIMÉNEZ, A., CASTRO, F., CABEZAS, S. y VILLAFUERTE, R. 2007. Long-term decline of the European wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in southwestern Spain. *Wildlife Research* 34: 652-658
- PARER, I. y LIBK E, J.A. 1985. Distribution of rabbit, *Oryctolagus cuniculus*, warrens in relation to soil type. *Australian Wildlife Research*, 12: 387-405.
- PECH, R. P., SINCLAIR, A. R. E., NEWSOME, A. E., y CATLING, P. C. 1992. Limits to predator regulation of rabbits in Australia: evidence from predator-removal experiments. *Oecologia*, 89: 102-112.
- TROUT, R., y TITTENSOR, A. M. 1989. Can predators regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammals Review*, 19: 153-173.
- VILLAFUERTE, R. 1994. *Riesgo de predación y estrategias defensivas del conejo (Oryctolagus cuniculus) en el Parque Nacional de Doñana*. Tesis Doctoral. Univ. Córdoba
- VILLAFUERTE, R., KUFNER, M.B., DELIBES, M. & MORENO, S. 1993. Environmental factors influencing the seasonal daily activity of the european

rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) in a mediterranean area. *Mammalia*, 57(3): 341-347.

VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., GORTÁZAR, C., y MORENO, S. 1994. First epizootic of rabbit haemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 30: 176-179.

VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., BLANCO, J. C., y LUCIENTES, J. 1995. Incidence of viral haemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59: 651-659.

VILLAFUERTE, R., VIÑUELA, J. y BLANCO, J. C. 1998. Extensive predator persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation*, 84: 181-188

VIRGÓS, E., CABEZAS-DÍAZ, S., MALO, A., LOZANO, J. y LÓPEZ-HUERTAS, D. 2003. Factors shaping European rabbit abundance in continuous and fragmented populations of central Spain. *Acta Theriologica*, 48: 113-122.

WILSON, J. C., FULLER, S. J. y MATHER, P. B. 2002. Formation and maintenance of discrete wild rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) population systems in arid Australia: Habitat heterogeneity and management implications. *Austral Ecology*, 27: 183-191.

WOLF, C. M., GRIFFITH, B., REED, C. y TEMPLE, S. A. 1996. Avian and Mammalian Translocations: Update and Reanalysis of 1987 Survey Data. *Conservation Biology*, 10: 1142-1154



Vista parcial de un núcleo de alta densidad (área de compensación ecológica de Los Melonares).

Transferencia de la investigación: el ejemplo de Los Melonares y su aplicación a la conservación del conejo de monte

Francisca Castro y Rafael Villafuerte

Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos
IREC (CSIC-UCLM-JCCM)
Ronda de Toledo s/n
13071 Ciudad Real

Palabras Clave: *Oryctolagus cuniculus algirus*, manejo de hábitat, conservación, restauración, convenios de colaboración.
Keywords: *Oryctolagus cuniculus algirus*, habitat management, hunting, conservation, restoration, collaborative agreements.

Transferencia de la investigación: el ejemplo de Los Melonares y su aplicación a la conservación del conejo de monte

RESUMEN

El conejo de monte es una de las especies de la Península Ibérica que mayor atención ha tenido para incrementar localmente su abundancia como presa o especie de caza. Sin embargo, posiblemente debido a la finalidad de tales acciones, en ocasiones se compromete la conservación de la especie. Las actuaciones realizadas en el área de compensación ecológica de Los Melonares para la recuperación de las poblaciones de conejo, han permitido alcanzar los objetivos científicos y técnicos iniciales y obtener información de gran potencial en su aplicación para la restauración y conservación en otras zonas. El objetivo de este trabajo es presentar los mecanismos que se han iniciado para transferir

la investigación de Los Melonares, describiendo cronológicamente su puesta en práctica en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla por diversas administraciones, sociedades de cazadores e investigadores. La estrategia se basa en convenios de colaboración entre la administración y las sociedades de cazadores que, con la supervisión científica, pretende recuperar y conservar el conejo de monte en el Parque Natural. Los convenios se han hecho necesarios puesto que muchas acciones resultarían inviables si fuesen llevadas a cabo de manera independiente. Así, a partir de un diseño científico basado en la experiencia de Los Melonares, la administración construye núcleos poblacionales de alta densidad de conejo en áreas de interés, mientras que las sociedades de cazadores se encargan del mantenimiento de estos núcleos y de la mejora de hábitat necesaria para crear áreas de dispersión. Hasta la fecha se han construido cuatro núcleos poblacionales de alta densidad, se han realizado Jornadas Informativas, visitas de las sociedades de cazadores al área de compensación ecológica, un programa de formación dirigido a los responsables del mantenimiento de las instalaciones y gestores del hábitat de dispersión, y en el mes de febrero se han introducido los conejos. Resultaría deseable que actuaciones de este tipo se establecieran más allá de los límites del Parque, evitando que el conejo de monte siga siendo considerado únicamente por su valor de “presa básica” o “pieza de caza”, y por fin se reconozca la urgente necesidad de establecer una estrategia de conservación diseñada para la restauración y conservación de la especie.



Conejo de monte (*Oryctolagus cuniculus*).

Recovering rabbit populations in the compensation zone of Los Melonares dam (Seville)

ABSTRACT

European rabbit is one of the species which has gathered more attention to locally enhance its populations as a prey or as a hunting species in the Iberian Peninsula. However, sometimes its conservation is being compromised, probably because the final goals of such actions. The actions carried out in the compensation zone at Los Melonares for the recovery of rabbit populations, allowed to achieve our initial scientific and technical objectives, and obtain highly potential information to be applied in the restoration and conservation of rabbits in other different areas. The objective of the present study is to show the mechanisms initiated to transfer the scientific knowledge obtained at Los Melonares, describing chronologically the starting of a number of actions carried out by different administrations, hunters associations and researchers. The strategy is based on the cooperative agreements between administration and hunters associations that, under scientific supervision, are willing in recover and preserve the European wild rabbits at the Natural Park Sierra

Norte de Sevilla. These agreements have been necessary because some of the actions would result as unviable if lonely carried out. Thus, from a scientific design based on the results from Los Melonares, the administration is building nuclei of high rabbit density in the selected areas, while hunters associations are in charge of its maintenance, and the habitat managements needed to create the dispersal areas. To the date, four nuclei of high rabbit density have been built, carried out several informative meetings, hunters associations visited the compensatory area, and a formative programme has been established addressed to the personal in charge of maintaining the installations, and managing the dispersal area, finally, during last February rabbits were released into all the nuclei. It would be desirable that actions like this were established further the limits of the Park, avoiding that the European rabbit were considered for longer merely a “basic prey” or a “hunting piece”, and finally it were recognized the urgent need to establish a conservation strategy really designed to recover and conserve this species.



Vivares en el interior de un núcleo.

INTRODUCCIÓN

Las poblaciones de conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus*) son gestionadas en la Península Ibérica con finalidades muy diversas. Si bien es cierto que a lo largo de la historia se ha controlado su abundancia en muchos lugares, y que en la actualidad el interés de este tipo de manejos está incrementando, la realidad es que las actuaciones más frecuentes sobre las poblaciones de conejo se centran en el incremento de su abundancia, ya sea para la conservación de especies amenazadas o para la actividad cinegética. Sin embargo estas actuaciones han tenido dos problemas fundamentales: a) la gestión para la conservación suele estar tan centrada en las especies amenazadas que no se realizan los manejos más adecuados para beneficiar las poblaciones de conejo en sí mismas; y b) la actividad cinegética sigue estando muy influenciada por la tradición, repitiendo manejos ineficaces o cuya eficacia no ha sido comprobada científicamente. Además, paradójicamente, estos manejos en ocasiones no sólo pueden ser perjudiciales para el medio ambiente sino que también pueden llegar a ser nocivos en la conservación y restauración de las poblaciones de conejo de monte.

Así, por ejemplo, uno de los principales fundamentos para el mantenimiento de la biodiversidad es la evitación de la pérdida de variabilidad genética. Actualmente se reconoce la existencia de dos líneas genéticas diferenciadas de conejo, adscritas a dos subespecies distintas: *Oryctolagus cuniculus cuniculus* y *Oryctolagus cuniculus algirus*. Aunque existe una franja de separación que recorrería la Península entre las provincias de Almería y La Coruña, la distribución de ambas subespecies no está totalmente clarificada, y cada día es más habitual encontrar poblaciones “híbridas” lejos de la zona de contacto. Recientemente, en el Grupo de

Gestión de Fauna Silvestre del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (IREC), hemos realizado el mapa más pormenorizado de la distribución de ambas subespecies, y ratificado el problema de conservación que puede suponer el traslado de ejemplares de una subespecie en el área de distribución de la otra.

El problema es tan generalizado para todas las especies sometidas a traslados, que la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) aboga por el empleo de otras medidas de gestión antes que permitir las traslocaciones animales, ya que se reconoce que las administraciones responsables difícilmente serán capaces de evitar los innumerables riesgos asociados a su empleo. Si ello no es posible, siguiendo las recomendaciones de la UICN, las traslocaciones solo deben realizarse tras un meditado análisis. Todo esto debe ser tenido en cuenta, máxime si se considera que algunos autores, debido a la severa merma de sus poblaciones y bajo los criterios vigentes en la UICN, postulan que el conejo debería ser considerado como “vulnerable” al menos en algunas regiones de la Península Ibérica.

Otro de los manejos que se han realizado tradicionalmente para incrementar la abundancia de conejo ha sido la construcción de vivares artificiales con la finalidad de proporcionarles lugares de cría y refugio. Existen ocasiones en las que el tipo de suelo no permite a los animales hacer estructuras subterráneas duraderas, bien sea por su excesiva dureza (por ejemplo en suelos de pizarra), por su poca consistencia (suelos altamente arenosos), por su escasa profundidad, o por la proximidad del nivel freático (la muerte por inundación es una de las principales pérdidas entre los gazapos).

En estas situaciones puede ser conveniente la construcción de vivares

PRINCIPALES ERRORES EN LA CONSTRUCCIÓN DE VIVARES	
Ubicación	Ubicados en el centro de parcelas de siembra y excesivamente alejados del matorral
	Construidos en zonas encharcables
	Situados en zonas rocosas y suelos muy duros que impiden la excavación
	Construidos en zonas de matorral denso
	Ubicados encima de madrigueras en uso
	Situados, por comodidad, a lo largo de caminos sin tener en cuenta la idoneidad de su ubicación concreta
Estructura	Uso de piedras pequeñas dispuestas sin oquedades impidiendo el acceso de los conejos
	Utilización de plásticos para sustentar las capas de tierra
	Uso de estructuras prefabricadas que provocan alta condensación de humedad y temperaturas extremas
	Uso de estructuras internas que no permiten el desarrollo de túneles y cámaras
Eficacia	No utilización de estructura interna, consistiendo en un mero amontonamiento de tierra que acabará compactándose

Tabla 1

artificiales que, para ser potencialmente exitosos, deben responder a la necesidad de refugio para el conejo. La metodología de construcción aparentemente es sencilla, y existe bastante flexibilidad en el tipo de materiales a utilizar, pero la realidad es que muchos de los vivares artificiales no son efectivos debido a graves errores en su construcción y emplazamiento. En la **Tabla 1** se enumeran algunos de los errores más comunes y, por ejemplo, en la **fotografía 1** se observa el uso incorrecto de plásticos en un vivar artificial.

A pesar de todo lo expuesto, hay que tener en cuenta el hecho de que la traslocación de conejos es una práctica que se realiza, y probablemente se seguirá realizando en el futuro, ya sea con fines cinegéticos y/o conservacionistas. Además, afortunadamente, en algunas ocasiones van acompañadas de manejos de hábitat como la construcción de vivares artificia-

les que pueden beneficiar las poblaciones de conejo, siempre y cuando se realicen correctamente estas medidas de manejo.

Al margen de ser necesaria una mayor concienciación de estos problemas, e indudablemente una mejor información por parte de los gestores que emplean estas técnicas de manejo, es posible el empleo de una alternativa que conlleva menores riesgos genéticos y sanitarios, a la par que permite realizar mejoras apropiadas del hábitat. Concretamente, se trataría de emplear conejos de la propia zona a manejar a través de la cría en semi-cautividad, y actuar sobre el medio donde serán liberados los conejos para restaurar sus poblaciones.

A partir de las experiencias llevadas a cabo para la recuperación del conejo en el área de compensación ecológica del embalse de Los Melonares, hemos comprobado que en determinadas ocasiones puede resultar factible la recuperación

de las poblaciones de conejo a partir de la constitución de núcleos poblacionales de alta densidad y la posterior dispersión de los animales gracias al manejo del hábitat en áreas próximas. Los beneficios de estas actuaciones pueden ser varios:

a) Desde el punto de vista de la conservación de la especie se ha comprobado que las poblaciones de conejo con mayor densidad superan mejor el efecto de la depredación y de las enfermedades, por lo que la constitución de núcleos de alta producción de conejo podrían beneficiar a su conservación.

b) La mejora de hábitat para favorecer la dispersión de los conejos facilita la restauración progresiva de la población sin necesidad de realizar traslocaciones todos los años con animales de otras zonas.

En resumen, este trabajo surge como una transferencia de los resultados de investigaciones previas y cuyo objetivo es presentar los trabajos que se están

realizando en algunas zonas del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla en estos momentos. Esta aplicación práctica se está desarrollando aunando esfuerzos entre la administración, las sociedades de cazadores y los investigadores, y pretende favorecer la conservación de las poblaciones de conejo. No cabe duda de que gracias a esta conservación se puede favorecer también la gestión y actividad cinegética, así como el mantenimiento de especies depredadoras conejo-dependientes, especialmente de las rapaces, como ha sido el caso del águila imperial ibérica en el área de compensación ecológica de Los Melonares.

A lo largo de este texto se realizará una breve descripción de las actuaciones realizadas hasta el momento. Se comenzará describiendo sucintamente

1. Algunas de las adaptaciones de las medidas de manejo realizadas en Los Melonares (para disminuir costes pero no su eficacia).



Foto 1. *Vivar artificial en el que se aprecia la utilización de plásticos en su construcción.*

2. Cómo se ha fomentado la participación de los diferentes implicados.

3. La formalización de acuerdos de colaboración entre administración y cazadores.

4. La puesta en marcha de las medidas de conservación y restauración de las poblaciones de conejo en el Parque Natural.

MEJORAS EN LOS DISEÑOS PARA AUMENTAR LA EFICACIA Y DISMINUIR LOS COSTES

Los núcleos poblacionales construidos en el área de compensación ecológica del embalse de Los Melonares se caracterizaban, entre otras cosas, porque estaban diseñados con el objetivo de realizar unos experimentos científicos muy concretos. Este hecho conlleva a que se requiera una ejecución precisa de cada una de las fases de construcción de los núcleos que supuso, obviamente, un coste económico y de personal importante. Sin embargo, en el caso de las actuaciones a realizar en áreas de interés del Parque Natural, el objetivo principal no es la realización de trabajos de investigación, con lo que es posible establecer diseños y protocolos de funcionamiento diferentes, más basados en la eficacia de la actuación, y por tanto se han planteado para mejorar las técnicas de gestión y manejo. Por esta razón, la primera actuación de todas fue realizar una serie de cambios en el diseño de los núcleos poblacionales tanto para:

a) reducir los costes de construcción y mantenimiento, como para

b) facilitar el manejo en los núcleos para los responsables de su mantenimiento y, si fuese posible, incluso

c) incrementar la efectividad de los nuevos núcleos.

Sin entrar en mayores detalles, por ejemplo, una de las mejoras que se han efectuado ha afectado al cerramiento de exclusión de depredadores terrestres. Como se puede observar en la **fotografía 2** la sujeción de la malla al suelo no se ha realizado enterrándola sino doblándola sobre la superficie del suelo y sujetándola a éste mediante piquetas. De esta forma, tanto el coste económico como el futuro mantenimiento del cerramiento serán muy inferiores a los acometidos en el área de compensación ecológica.



Foto 2. Detalle de un cerramiento de exclusión de depredadores terrestres.

FOMENTO DE LA PARTICIPACIÓN E IMPLICACIÓN DE COLECTIVOS INTERESADOS EN LA CONSERVACIÓN DEL CONEJO

La situación actual de las poblaciones de conejo hace que numerosos colectivos se interesen por su recuperación y por la evolución de sus poblaciones, ya sea con fines conservacionistas y/o cinegéticos. Como prueba de ello, en el orden del día de la Junta Rectora del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, celebrada en diciembre del año 2005, se incluía la presentación de los resultados que se habían obtenido a lo largo del proyecto de investigación en el área de compensación ecológica del embalse de Los Melonares, que generó gran interés por parte de los asistentes.

Por esta razón una de las primeras actuaciones que se realizaron, concretamente en abril del año 2006, fue la celebración de unas Jornadas Informativas. Estas Jornadas tenían la finalidad de constituir un foro abierto en el que la Delegación Provincial de la Consejería de Medio Ambiente de Sevilla presentase las actuaciones de colaboración que se

tenía previsto iniciar con propietarios y miembros de las sociedades de cazadores, en el marco de las medidas compensatorias por la construcción del embalse de Los Melonares. En estas Jornadas se expusieron en profundidad algunos resultados concretos obtenidos en los trabajos realizados en Los Melonares, haciendo hincapié en el incremento de las poblaciones de conejo y las medidas de manejo concretas que se habían realizado.

El balance de las Jornadas Informativas fue muy positivo ya que se desarrolló un debate abierto sobre las actuaciones realizadas en Los Melonares, su adaptación para su posible implantación en otras zonas del Parque Natural, a la vez que se resolvieron algunas cuestiones planteadas por los cazadores referentes a manejo de los animales, enfermedades, etc.

Asimismo, se sugirió la conveniencia de organizar una visita guiada de propietarios de fincas y sociedades de cazadores al área de compensación ecológica, realizándose finalmente dos visitas, una en el mes de mayo y otra en julio de 2006 (**Fotografía 3**). Durante las visitas, se mostraron los núcleos poblacionales de



Foto 3. Visita al área de compensación ecológica de Los Melonares de miembros de varias sociedades de cazadores.

alta densidad, a la vez que se explicaban sobre el terreno algunas de las actuaciones realizadas, del funcionamiento de los núcleos poblacionales y del área de dispersión, y se resolvían las dudas planteadas por los visitantes.

FIRMA DE CONVENIOS DE COLABORACIÓN ENTRE LA ADMINISTRACIÓN Y LAS SOCIEDADES DE CAZADORES

Las sociedades de cazadores no siempre disponen de los recursos necesarios para realizar una gestión cinegética adecuada, o a veces, como se ha mencionado, el desconocimiento puede llevar a la inversión en medidas que no resultan eficaces. El incremento de las poblaciones de conejo en Los Melonares se basaba en la creación de núcleos poblacionales de alta densidad y la preparación del hábitat en torno a estos núcleos para favorecer la dispersión de los conejos. Sin embargo, actuaciones de esta envergadura no están generalmente al alcance de los gestores cinegéticos, siendo sólo asumibles en determinadas ocasiones por la administración. Por todo ello, en ocasiones es necesario llegar a acuerdos entre ambas partes implicadas a través de convenios de colaboración, como los suscritos recientemente entre la Consejería de Medio Ambiente y diferentes Sociedades de Cazadores del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.

En estos convenios, a partir de fondos procedentes de las medidas compensatorias del embalse de Los Melonares (financiadas por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y el Fondo de Cohesión), la administración es la encargada, entre otras cosas, de la construcción de núcleos poblacionales de alta densidad. Por su parte, las sociedades de cazadores se comprometen no sólo

al mantenimiento de estos núcleos, sino también a la ejecución progresiva de actuaciones de mejora de hábitat en las zonas aledañas (por ejemplo mediante la construcción de vivares de dispersión).

El establecimiento de estos convenios de colaboración favorece la realización de actuaciones conjuntas encaminadas a la conservación de las poblaciones de conejo, con dos finalidades complementarias: favorecer la actividad cinegética y la conservación de especies conejo-dependientes, y todo ello basado en criterios científico-técnicos.

La supervisión científica de las actuaciones constituye una parte fundamental para garantizar el éxito de cualquier medida de gestión. Por esta razón, desde un primer momento, estaba prevista la necesidad de realizar continuamente el proceso el seguimiento técnico correspondiente.

DESARROLLO DEL CONVENIO

Durante el verano del año 2007 se ha realizado la construcción de cuatro núcleos poblacionales en áreas de interés del Parque Natural bajo supervisión científico-técnica. En las **fotografías 4 a 9** se muestran algunas fases de la construcción de vivares artificiales y en la **fotografía 10** se observa una vista general de un núcleo poblacional.

Cada una de las zonas seleccionadas fue visitada en diversas ocasiones durante las cuales realizamos las siguientes actuaciones: a) elección de la zona más adecuada para la ubicación de los núcleos; b) delimitación precisa del perímetro; c) señalización exacta de la ubicación de cada uno de los vivares del núcleo; d) asesoramiento sobre los materiales a emplear en la ejecución de las actuaciones; e) construcción del primer vivar del núcleo, con la finalidad de establecer sobre el terreno las directrices



Fotos 4 a 9. Fases de construcción de un vivar

técnicas; y f) seguimiento de todas las fases de construcción del núcleo en las diversas zonas de trabajo.

En la actualidad ha concluido la construcción de los núcleos poblacionales (**Fotografía 11**) y en febrero se han introducido los conejos. Los núcleos poblacionales constituyen una herramienta para la gestión de las poblaciones de conejo que se caracterizan por el mantenimiento de los animales en un sistema de cría en semi-cautividad. El mantenimiento de las instalaciones, la alimentación, manejo y manipulación de los animales, el seguimiento de la abundancia de conejos en el núcleo y de la productividad en cada viver, las extracciones de animales, etc., son algunos de los aspectos que requieren de una supervisión directa por parte de

los responsables del mantenimiento de los núcleos, de la administración y del equipo de investigación que diseñó las actuaciones.

Por esta razón se estableció como una prioridad la realización de un curso de formación, previo a la introducción de los conejos en los núcleos poblacionales, para las personas concretas que se encargarán del mantenimiento de estos núcleos. Durante el curso se establecen las directrices y los protocolos de manejo necesarios para que se pueda realizar la correcta supervisión y gestión de los núcleos poblacionales; así como de las medidas de gestión que serán necesarias para establecer correctamente el área de dispersión que empezará a ejecutar cada sociedad de cazadores de acuerdo al correspondiente convenio.



Foto 11. Directora-Conservadora del Parque Natural introduciendo conejos en un viver durante la traslocación.



CONSIDERACIONES FINALES

El desconocimiento, la falta de mecanismos de control de la administración competente, o el coste económico, son los principales factores responsables de la situación actual en lo concerniente a la recuperación del conejo, situación que pone en riesgo la conservación de esta especie. Sumado a este problema, como ya ha sido mencionado, hasta la fecha han sido pocas las actuaciones realizadas con la finalidad real de conservar las poblaciones de conejo. De hecho, como hemos comentado, este objetivo forma parte de planes de recuperación de otras especies, algunas de las cuales necesitan de su presencia en cierta abundancia. De esta forma, donde estos depredadores no abundan o no están en riesgo, o bien no se hace necesaria una gestión sobre el conejo, o se espera que sean otros colectivos diferentes a los conservacionistas los que la hagan. Las actuaciones aquí expuestas tienen la intención de conservar el conejo aprovechando su interés para los cazadores. De esta forma, la gestión no sólo se realizará con el objetivo cinegético, sino que redundará en el beneficio de

la especie, ya que todo el proceso se ha diseñado con la finalidad de conservar al conejo directamente. Este sistema de gestión podría ser muy útil; por ejemplo si en los planes de recuperación de especies amenazadas en lugar de diseñarse con la intención de incrementar la abundancia del conejo como “presa”, lo hiciesen pero permitiendo también su conservación como “especie”.

El método que han decidido cazadores y administración para llegar a este objetivo común permitirá realizar medidas de gestión inviables para ambos de manera independiente. Además se aplicarán desde un inicio sistemas que han demostrado ser viables, no nocivos para la conservación del conejo, y realizados con un continuo seguimiento técnico y científico que, quizás, permitirá mejorar su eficacia en el futuro.

Lamentablemente, y especialmente en este país, suele ocurrir que los resultados de la investigación y la gestión viajan por caminos separados, y a veces opuestos. En estas ocasiones los investigadores, de forma activa o no, suelen quedar desvinculados de las actuaciones

de manejo que se realizan, mientras que la sociedad reclama soluciones inmediatas que, a veces, difícilmente pueden ser avaladas científicamente. En otros casos, quizá los menores, es la sociedad la que no admite la solución dada por los científicos. Por ello, la confianza demostrada por muchas de las personas que han solicitado y aceptado los diseños y recomendaciones que hemos desarrollado antes y después de realizar la investigación en Los Melonares, es la que realmente hace más valiosa la aplicación de nuestras investigaciones. Esto es lo que comúnmente se denomina “transferencia de la investigación” que, en algunas ocasiones (quizá menos de las deseables), llega a ser un objetivo

más de la propia investigación. Reconocemos que este era nuestro caso.

Por ello, no sólo deseamos que el proyecto iniciado en el Parque Natural, y en el que hemos sido partícipes junto a administración y cazadores, restaure y conserve las poblaciones de conejo, sino que además, esperamos que la experiencia se transfiera a otras zonas y/o colectivos para que se inicien nuevas acciones que persigan, como nosotros, la transferencia de sus investigaciones. Por último, y especialmente, deseamos que el conejo de monte no siga siendo considerado únicamente como una presa (para cazadores o depredadores) sino sobretodo, una especie que requiere urgentemente de su propia estrategia de conservación.



Formación sobre técnicas de repoblación.

Estudio de los carnívoros predadores de la ZEPA de la Sierra Norte de Sevilla

Marta Narváez (1), Juan Carlos Blanco (1) y Luis Barrios (2)

(1) Consultores en Biología de la Conservación; c/ Manuela Malasaña 24; 28004 Madrid

(2) Fundación Migres; Complejo Huerta Grande, Ctra. N 340 Km. 96.7; 11390 Pelayo, Algeciras (Cádiz)

Palabras Clave: carnívoros, Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, *Vulpes vulpes*, zorro, *Herpestes ichneumon*, meloncillo, caza menor, distribución y abundancia de carnívoros

Keywords: carnivorous, Sierra Norte Natural Park, *Vulpes vulpes*, red fox, *Herpestes ichneumon*, Egyptian mongoose, small game, distribution and abundance of carnivores

Estudio de los carnívoros predadores de la ZEPA de la Sierra Norte de Sevilla

Study of the carnivores of the Sierra Norte de Sevilla IBA

RESUMEN

En el marco de las medidas compensatorias que acompañan al proyecto de construcción del embalse de Los Melonares, entre 2004 y 2006 se ha realizado un estudio sobre los carnívoros de la ZEPA de la Sierra Norte de Sevilla. Su finalidad ha sido incrementar el conocimiento general de la comunidad de carnívoros y detectar los conflictos que enfrentan a zorros y meloncillos con los cazadores. Para ello, se han determinado las especies que componen la comunidad de carnívoros, su distribución y su abundancia relativa en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Además, en el caso concreto del zorro y el meloncillo, se ha intentado conocer las densidades absolutas y se ha estudiado su dieta para establecer el impacto sobre las especies cinegéticas. Asimismo, se ha realizado un sondeo social entre los cazadores de la zona para conocer su satisfacción con los rendimientos de la caza, la valoración de las especies cinegéticas y de los carnívoros -muy especialmente del zorro y el meloncillo-, su percepción sobre el impacto de estos carnívoros en el descenso de las especies de caza menor y su opinión general sobre los problemas y las soluciones en la caza menor.



ABSTRACT

In the frame of compensatory measures related to the Melonares dam construction, we conducted a research on carnivores in the Sierra Norte de Sevilla IBA. The objectives were to increase the general knowledge of carnivores and to detect the conflicts between carnivores (mainly foxes and mongooses)



and hunters. From 2004 to 2006 we determined which carnivore species were present in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park, their distribution and their relative abundance. In addition, we tried to estimate the numbers of foxes and mongooses and we studied their diet in order to assess their impact on small game species. Likewise, we performed an opinion poll among the hunters of the area to measure their satisfaction with the hunting activity, how do they value the game species and the carnivores – specially, the fox and the mongoose-, their perception on the impact of carnivores on the game species decrease and their general opinion about hunting problems and solutions.

INTRODUCCIÓN

El embalse de Los Melonares inundará aproximadamente 15 km² del curso medio y alto del río Viar, afluente del Guadalquivir, afectando directamente a terrenos de los municipios de Castilblanco de los Arroyos, El Pedroso, Almadén de la Plata y Cazalla de la Sierra (Sevilla). Su capacidad será de 180 hm³ y su destino el abastecimiento de agua para Sevilla. Gran parte de la superficie inundada se encuentra dentro del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla, declarado por la Ley 2/1989, de 18 de julio, por la que se aprueba el Inventario de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía y se establecen medidas adicionales para su protección.

La normativa europea a través de la Directiva 97/11/CE (relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente), la Directiva 2001/42/CEE (del Parlamento y el Consejo Europeo, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente) y la Directiva 92/43/CEE o Directiva Hábitats (del Consejo Europeo, del 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres, modificada por la Directiva 97/62/CEE, del 27 de octubre de 1997, para adaptarla al progreso científico y técnico) obliga a la puesta en marcha de medidas compensatorias que acompañen el desarrollo de infraestructuras dentro de los espacios naturales incluidos en la Red Natura 2000. En estas zonas se aplicarán las medidas reglamentarias, administrativas y contractuales y planes de gestión para asegurar su conservación, integrando las actividades humanas en un proceso de desarrollo sostenible.

El presente estudio entra dentro del conjunto de medidas compensatorias de

carácter ambiental que acompaña el desarrollo de esta infraestructura, y su objetivo es doble: ampliar el conocimiento de las poblaciones de carnívoros de la ZEPA de la Sierra Norte de Sevilla y analizar la relación de este grupo taxonómico con el aprovechamiento cinegético dentro del Parque Natural.

Por este motivo, además del estudio ecológico de los carnívoros como el zorro y el meloncillo, hemos optado por realizar un sondeo sociológico sobre los cazadores del Parque Natural, con el objeto de detectar su percepción hacia los zorros, los meloncillos y otros carnívoros, conocer su punto de vista sobre los problemas de la caza y estudiar las soluciones que proponen.

ÁREA DE ESTUDIO

Debido a la amplitud del Parque y a la dificultad de trabajar en zonas privadas, se hizo una selección de fincas y caminos de titularidad pública ubicados dentro de los límites del Parque. La variabilidad del paisaje vegetal presente en estas fincas permite que se pueda considerar una muestra representativa de los distintos biotopos presentes en el Parque Natural. Estas fincas son: Las Navas y El Berrocal (Almadén de la Plata, 7.600 ha); La Atalaya (Cazalla de la Sierra, 683 ha); Dehesa de Upa (Cazalla de la Sierra, 2.900 ha); La Jarosa (El Pedroso, 1.770) y, en menor medida, San Antonio (Guadalcanal, 385 ha); El Robledo (Constantina, 400 ha) y La Travesía (Almadén de la Plata, 810 ha) (**Fig. 1**).

A efectos prácticos se ha dividido la superficie del Parque en 32 cuadrículas, que coinciden, con una serie de modificaciones encaminadas a homogeneizar su tamaño, con la división UTM 10x10 km (**Fig. 2**). Así, las cuadrículas 10, 17 y 25 resultan cada una de la unión de dos

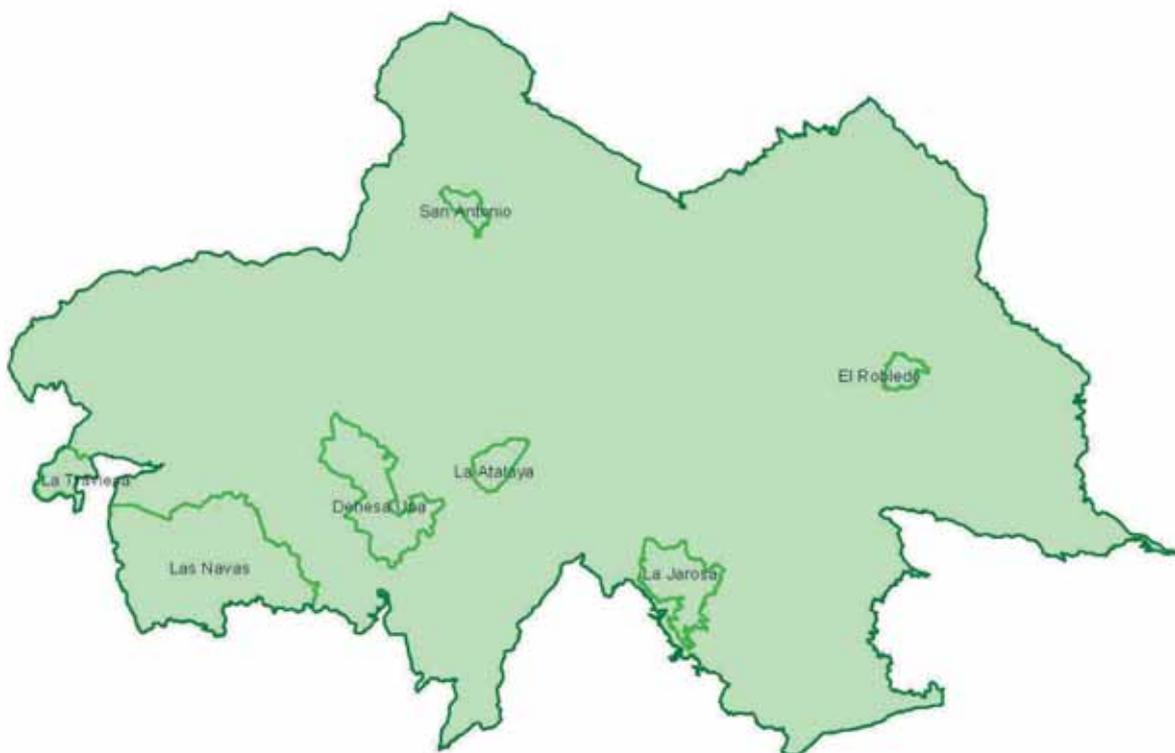


Fig. 1. Fincas públicas en las que se ha desarrollado el trabajo de campo.

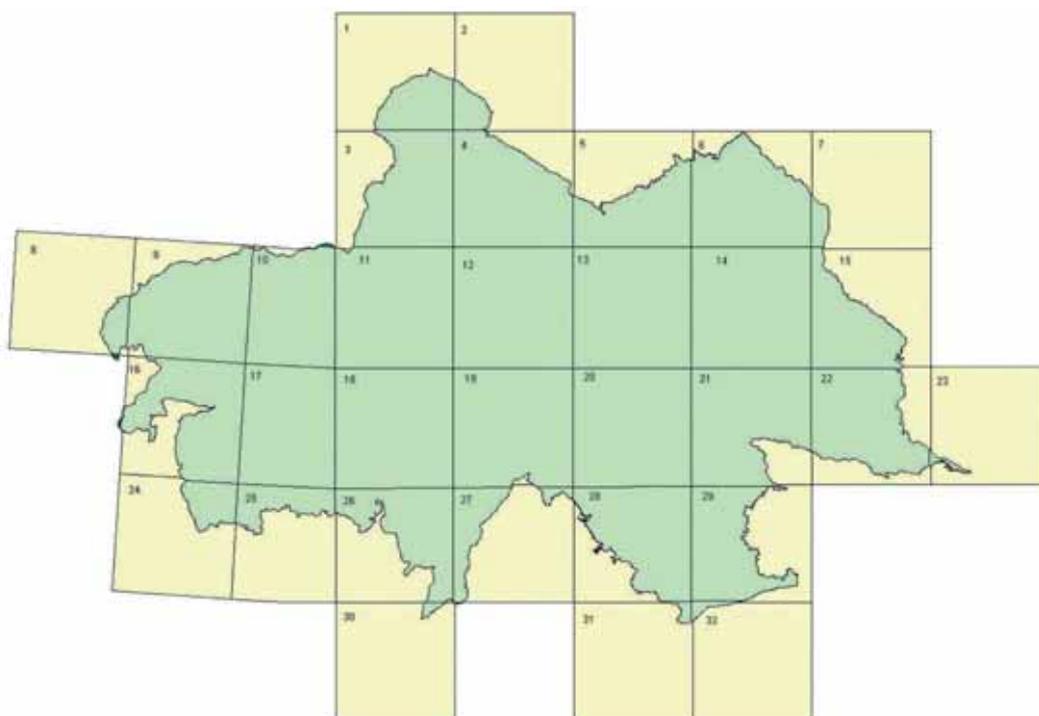


Fig. 2. División del Parque Natural en 32 cuadrículas sobre la base UTM.

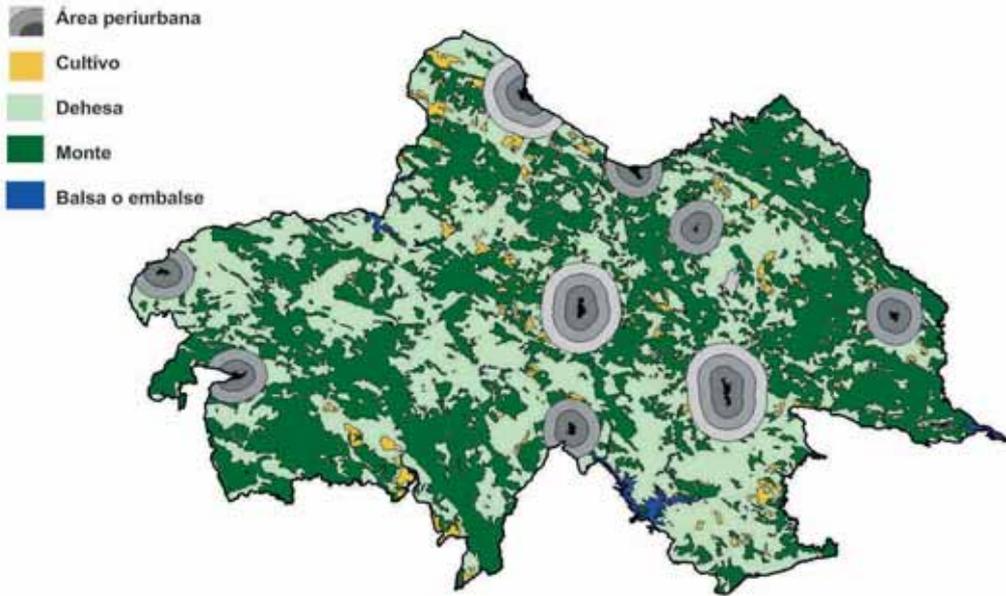


Fig. 3. Tipos de hábitats definidos en el presente estudio.

cuadrículas situadas dentro de una de las zonas de compensación que exige la representación del globo terrestre cuando se utiliza la retícula UTM (Rey 1984).

Analizada a gran escala, toda la superficie del Parque Natural puede considerarse un mosaico continuo en cuanto a la vegetación y al uso del suelo, pero para simplificar el estudio hemos definido cinco tipos de hábitat (**Fig. 3**), utilizando de base los archivos de distribución de vegetación y usos del suelo del “Estudio de la vegetación del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla” (Junta de Andalucía 2000): 1) zonas de elevada influencia antrópica que han sufrido grandes transformaciones, 2) cultivos, 3) grandes dehesas de uso principalmente ganadero, 4) zonas con amplias superficies de monte (matorral denso en distintas etapas de sucesión vegetal) de uso principalmente cinegético y 5) embalses y balsas. Además de esta agrupación se han definido varias áreas de influencia urbana, concéntricas a los núcleos urbanos. Para ello se ha trabajado sobre la ortofotografía a escala 1:5.000 (Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 2001) con el objeto de fijar la extensión de las mismas, con las siguientes premisas: 1)

áreas de 1.000 metros de anchura directamente influidas por el núcleo urbano y por las actividades que en él se desarrollan; 2) los 1.000 metros exteriores se consideran que están fuera de la influencia del núcleo urbano, pero al limitar con las zonas de influencia los carnívoros que las utilizan pueden ser atraídos por estas últimas.

Unificando toda esta información, hemos obtenido la superficie de cada tipo de hábitat en cada una de las cuadrículas incluidas dentro del Parque (**Tabla 1**).

MÉTODOS

Hemos diseñado un mapa de la zona estableciendo tres tipos fundamentales de hábitat: el monte, la dehesa y el hábitat periurbano. Para conocer la composición de la comunidad de carnívoros, la distribución y la densidad relativa de las especies, hemos llevado a cabo muestreos de huellas, excrementos y otros indicios en todas las cuadrículas UTM 10x10 km del Parque Natural (**Fig. 4, Fig. 5**) (Tellería 1986; Guitián y Bermejo 1989; Wilson y Delahay 2001; Clevenger y Purroy 1996);

PORCENTAJE DE LA SUPERFICIE DE CADA CUADRÍCULA (INCLUIDA DENTRO DEL PARQUE DEFINIDOS EN EL PRESENTE ESTUDIO)							
Cuadrícula	Urbano	Transición	Cultivos	Dehesas	Monte	Embalses	TOTAL
1	1,9	0,0	12,1	60,2	25,8	0,0	100
2	80,5	0,0	0,0	16,5	3,0	0,0	100
3	0,6	0,0	5,4	41,9	51,0	1,1	100
4	20,3	0,1	5,1	39,4	35,1	0,0	100
5	25,7	0,0	2,5	41,5	30,3	0,0	100
6	0,0	0,0	1,1	28,4	70,5	0,0	100
7	0,0	0,0	0,0	13,1	86,1	0,8	100
8	50,0	0,0	0,4	42,4	7,2	0,0	100
9	12,3	0,1	0,0	59,3	28,2	0,0	100
10	0,0	0,0	0,3	59,9	39,7	0,1	100
11	0,0	0,0	1,8	60,5	36,1	1,6	100
12	30,1	0,0	3,5	33,8	32,6	0,0	100
13	17,0	0,4	1,7	35,3	45,5	0,0	100
14	0,0	1,4	2,8	46,8	48,9	0,0	100
15	34,1	0,0	0,6	17,9	47,3	0,1	100
16	23,1	0,0	0,0	31,8	44,9	0,2	100
17	0,0	0,0	2,3	27,6	70,1	0,0	100
18	0,0	0,0	1,3	46,3	52,1	0,3	100
19	23,3	0,0	2,1	50,2	24,3	0,1	100
20	24,6	0,0	0,8	43,1	31,5	0,0	100
21	24,1	0,1	1,7	37,2	36,7	0,2	100
22	2,8	0,0	1,0	25,8	69,8	0,5	100
23	0,0	0,0	0,0	4,2	15,1	80,7	100
24	0,0	0,0	0,1	35,9	63,6	0,4	100
25	0,0	0,0	0,0	27,2	72,8	0,1	100
26	0,0	0,1	8,5	31,8	59,6	0,0	100
27	0,4	0,2	0,0	44,7	53,3	1,4	100
28	0,0	0,0	1,1	72,7	16,5	9,7	100
29	0,0	0,0	7,4	66,3	26,0	0,3	100
30	0,0	0,0	36,6	9,8	53,6	0,0	100
31	0,0	0,0	0,0	51,7	48,3	0,0	100
32	0,0	0,0	0,0	25,6	74,4	0,0	100
TOTAL	11,4	0,1	2,4	42,9	42,5	0,7	100

Tabla 1

asimismo, hemos realizado muestreos fotográficos con cámaras automáticas y llevado a cabo entrevistas personales a habitantes locales. Para determinar la densidad absoluta de zorros, hemos realizado transectos nocturnos de foqueo a lo largo de itinerarios predeterminados (Fig. 6), usando el método *distance sampling* (Tellería 1986, Ruete y otros 2003). En el caso de los meloncillos, hemos intentado radiomarcas ejemplares para obtener información sobre el tamaño de sus áreas de campeo y selección del

hábitat (Heezer y Tester 1967; Mills y Knowlton 1989). Para el estudio de la dieta, hemos recogido y analizado 345 excrementos de carnívoros silvestres: 138 de zorro, 73 de meloncillo, 90 de gineta y el resto perteneciente a otras especies, analizándolos según los métodos tradicionales (Putman 1984, Blanco 1988, Palomares y Delibes 1991a, Palomares y Delibes 1991b). Para realizar el sondeo social, hemos entrevistado a 179 cazadores dentro del Parque Natural. (Tabla 2).

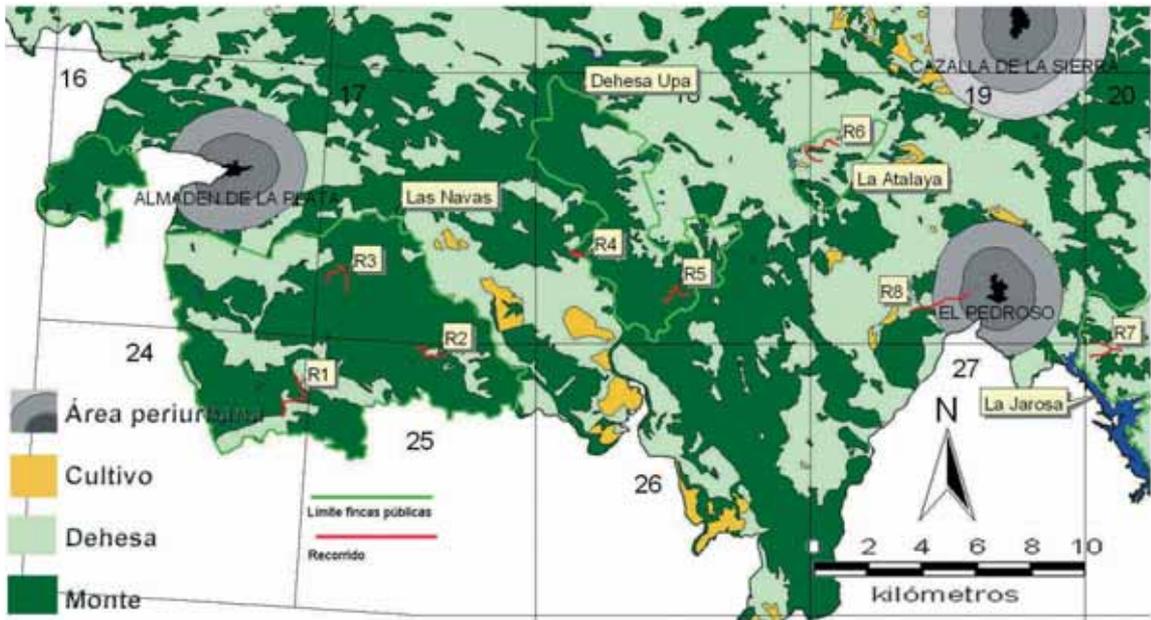


Fig. 4. Recorridos de búsqueda de indicios en el centro y sur del Parque.

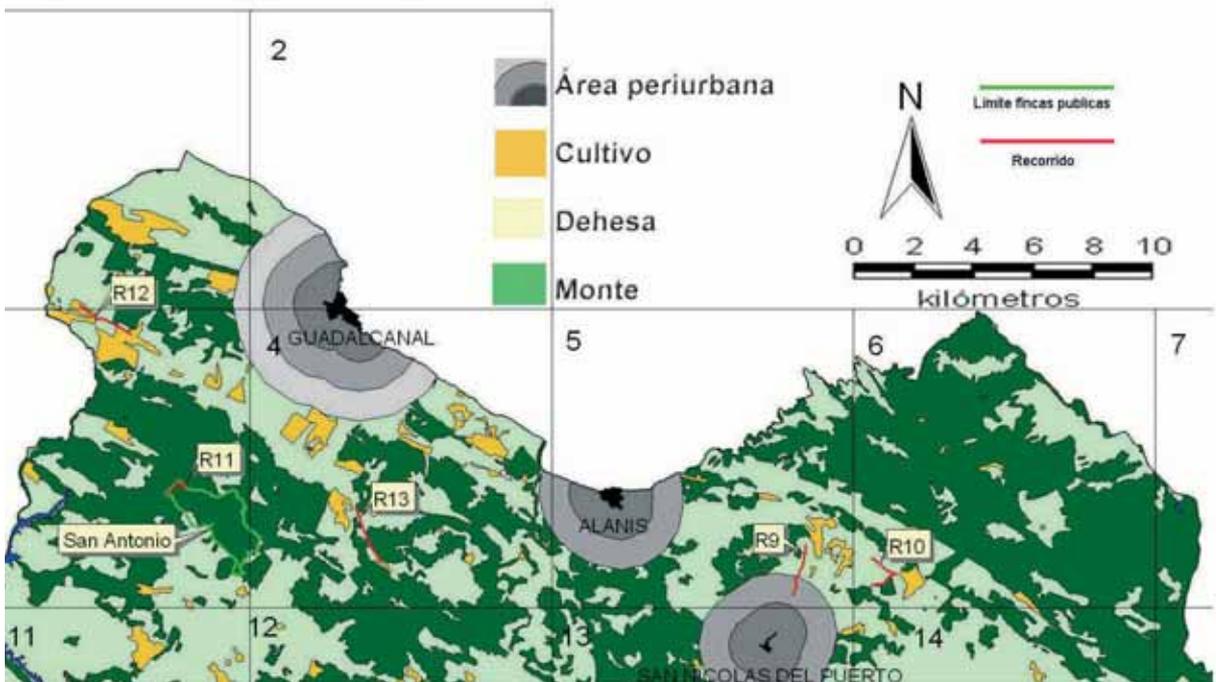


Fig. 5. Recorridos de búsqueda de indicios en la zona norte del Parque.

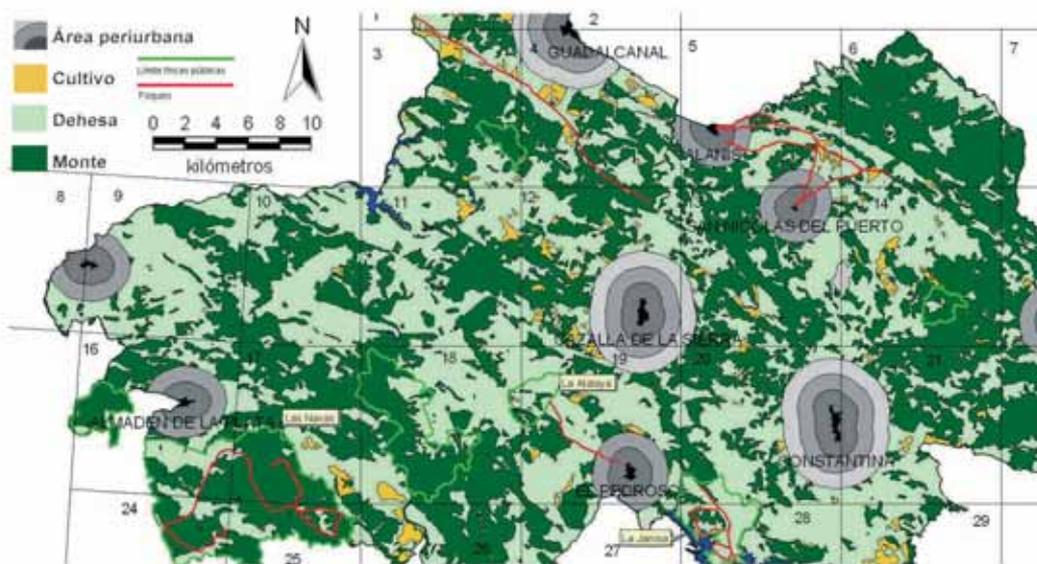


Fig. 6. Itinerarios de los foqueos (en rojo).

RELACIÓN DE MÉTODOS EMPLEADOS EN CADA CUADRÍCULA				
Cuadrícula	Recorrido búsqueda indicios (Km.)	Itinerario censo (Km.)	Foqueo (Km.)	Cámaras trampa (días/cámara)
1	3.0	0.0	3.9	0
2	4.0	0.0	0.0	0
3	0.0	12.0	19.7	35
4	0.0	6.0	29.1	0
5	0.0	6.0	64.2	0
6	0.0	6.0	16.0	0
8	1.0	0.0	0.0	24
9	3.4	0.0	0.0	0
10	0.5	0.0	0.0	26
11	1.0	0.0	0.0	0
12	0.0	0.0	5.9	0
13	2.0	0.0	11.1	0
14	1.7	0.0	0.0	46
15	1.3	0.0	0.0	0
16	3.5	0.0	22.0	35
17	0.0	8.0	50.8	29
18	0.0	16.0	0.0	63
19	0.0	16.0	24.5	27
20	4.3	0.0	5.3	17
21	6.7	0.0	0.0	61
22	1.1	0.0	0.0	0
24	4.4	8.0	45.0	58
25	0.0	8.0	46.8	24
26	1.8	0.0	0.0	0
27	0.5	0.0	0.0	23
28	0.0	8.0	38.2	0
29	5.0	0.0	0.0	0
30	3.7	0.0	0.0	0
TOTAL	48.8	94.0	382.3	468

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE CARNÍVOROS

Durante el periodo de estudio hemos recopilado 793 citas de carnívoros silvestres en el Parque Natural, obtenidas a lo largo de los 142,8 km de recorridos de búsqueda de indicios (sistemáticos y no sistemáticos), los 382,3 km de foqueos nocturnos, los 468 días-cámara de trapeo fotográfico, los 48 días de trapeo para el radio-marcaje y las entrevistas personales; además, hemos incluido los datos recogidos de manera oportunista durante las 1.514 horas-persona de trabajo y los 13.242 km de desplazamientos que se han realizado dentro del área de estudio.

Hemos detectado 9 especies de carnívoros (Tabla 3), es decir, todas las que están presentes en Andalucía, excepto

el lince (*Lynx pardinus*) y el lobo (*Canis lupus*). Del primero no hemos obtenido ningún dato durante el periodo de estudio; el lobo aparece con escasa frecuencia pero de forma regular en la parte más oriental del Parque, aunque nosotros no hemos recogido ningún indicio directo de su presencia. El 49,4% de las citas recogidas corresponden al zorro (*Vulpes vulpes*), el 27,9% a la nutria (*Lutra lutra*), el 9,8% al meloncillo (*Herpestes ichneumon*), el 4,9% a la gineta (*Genetta genetta*) y el 4,8% al tejón (*Meles meles*). La garduña (*Martes foina*), el turón (*Mustela putorius*), la comadreja (*Mustela nivalis*) y el gato montés (*Felis silvestris*) no superan el 1% de las citas cada uno. El porcentaje de cuadrículas UTM del Parque en el que aparece cada especie es proporcional al

RESPECIES PRESENTES EN ESPAÑA Y ANDALUCÍA Y SU ESTADO DE CONSERVACIÓN SEGÚN LAS CATEGORÍAS UICN-2000

Especie	España	Andalucía	P. N. Sierra Norte
Familia Canidae			
<i>Canis lupus</i>	NT	CR	No
<i>Vulpes vulpes</i>	LC	LC	Sí
Familia Mustelidae			
<i>Mustela erminea</i>	VU	-	-
<i>Mustela nivalis</i>	DD	LC	Sí
<i>Mustela lutreola</i>	EN	-	-
<i>Mustela vison</i>	NE	-	-
<i>Mustela putorius</i>	NT	LC	Sí
<i>Martes martes</i>	LC	-	-
<i>Martes foina</i>	LC	LC	Sí
<i>Meles meles</i>	LC	LC	Sí
<i>Lutra lutra</i>	NT	VU	Sí
Familia Ursidae			
<i>Ursus arctos</i>	CR	-	-
Familia Herpestidae			
<i>Herpestes ichneumon</i>	DD	LC	Sí
Familia Viverridae			
<i>Genetta genetta</i>	LC	LC	Sí
Familia Felidae			
<i>Felis silvestris</i>	VU	LC	Sí
<i>Lynx pardinus</i>	CR	CR	No

CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; NT: Casi Amenazada; VU: Vulnerable; LC: Preocupación Menor; DD: Datos Insuficientes; NE: No Evaluado

Tabla 3

porcentaje de citas de cada una de ellas (Tabla 4).

DENSIDAD DE ZORROS Y MELONCILLOS

Para determinar la abundancia absoluta de zorros, hemos recorrido 105 km de pistas por la noche con faro durante cada una de las estaciones del año. Se ha estimado una densidad absoluta de 0,79 zorros / km² (Intervalo de Confianza al 95%= 0,51- 1,11), lo que significa un total de 1.406 zorros (entre 908 y 1976) en toda la superficie del Parque Natural. Dado que los meloncillos son diurnos, no hemos establecido contactos suficientes en los

foqueos como para determinar densidades absolutas, pero teniendo en cuenta que los índices kilométricos de abundancia (IKA) son menores para el meloncillo que para el zorro con todas las técnicas de muestreo empleadas, suponemos que la densidad de meloncillos es menor a 0,8 ejemplares/km². Comparando nuestros datos con los de la bibliografía, la densidad de zorros en el Parque se puede considerar media-baja (Travaini *et al.* 1996, Gortázar 2002, Henry 2004, Goszczynski 1989, Lloyd 1980). Las densidades de meloncillos son inferiores a las de las dos áreas de donde hemos encontrado datos, en el Coto del Rey (Par-

PRESENCIA DE LAS DISTINTAS ESPECIES DE CARNÍVOROS SILVESTRES EN LAS CUADRÍCULAS EN LAS QUE SE HA DIVIDIDO EL PARQUE NATURAL SIERRA NORTE DE SEVILLA

Cuadrícula	Zorro	Comadreja	Turón	Garduña	Tejón	Nutria	Meloncillo	Gineta	Gato Montés	N
1	x				x		x			3
2	x						x			2
3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9
4	x						x			2
5	x			x		x	x	x		5
6	x				x	x	x	x		5
8	x		x	x		x	x			5
9	x				x	x				3
10	x				x					2
11	x				x	x	x	x		5
12	x									1
13	x	x		x	x	x	x	x		7
14	x				x	x	x	x		5
15	x	x				x	x	x		5
16	x	x		x	x	x	x	x		7
17	x				x	x	x	x		5
18	x				x	x	x	x		5
19	x			x	x	x	x	x		6
20	x			x	x	x	x	x		6
21	x			x	x	x	x	x	x	7
22	x			x		x	x			4
24	x		x		x	x	x	x	x	7
25	x				x		x		x	4
26	x	x			x	x		x		5
27	x			x			x			3
28	x				x	x	x	x		5
29	x			x	x	x	x	x		6
30	x			x		x	x			4

N: número especies.

Tabla 4

que Nacional de Doñana) y en una zona del norte de Israel (Palomares y Delibes 1992, Palomares y otros 1996, 1998, Ben-Yaacov y Tom-Yov 1983).

DIETA DE LOS CARNÍVOROS E IMPACTO SOBRE LA CAZA

Los resultados del estudio de alimentación parecen mostrar que estos carnívoros no ejercen una elevada presión sobre las especies de caza menor. De hecho, los porcentajes de conejos que han aparecido en la dieta del zorro y el meloncillo son francamente reducidos, y tampoco han aparecido liebres ni perdices. Los micromamíferos son los que aportan más biomasa a estos depredadores.

De los 138 excrementos de zorro analizados, los conejos han aparecido solamente en verano y en un único excremento, y constituyen tan sólo el 3,1% de la biomasa consumida. No hemos encontrado liebres ni perdices, y los únicos restos de huevos aparecieron en otoño, por lo que de ninguna manera pueden ser de perdiz (Tabla 5). Entre los estudios de alimentación del zorro que se han realizado en España, éste es uno de los que contienen menor cantidad de conejos (Blanco 1998, Lombardi y otros

FRECUENCIA DE APARICIÓN (FA) Y PORCENTAJE DE BIOMASA (BIO) DE CADA CLASE DE PRESA EN LA DIETA DEL ZORRO		
CLASE/PRESA	FA	BIO
Vegetales	2,9	-
Frutos	8,0	4,3
Moluscos	1,5	-
Insectos	82,6	27,0
Reptiles	2,9	0,6
Aves	6,5	16,1
Huevos	1,5	0,6
Micromamíferos	44,2	39,4
Conejo	0,7	3,1
Carroña	5,1	8,3
Nº excrementos	138	

Tabla 5

2003). El caso del meloncillo es también muy significativo. En 73 excrementos analizados, los micromamíferos fueron el grupo más importante, aparecieron casi en el 70% de los excrementos y han supuesto el 53% de la biomasa consumida. Los conejos sólo aparecen en 12 excrementos (el 16,4%) y suponen únicamente el 1,1% de la biomasa consumida (Tabla 6). Son porcentajes muy bajos para un animal que supuestamente es un especialista en la captura de conejos y cuya área de distribución en España coincide con la de mayores densidades de conejos. En tres estudios anteriores

FRECUENCIA DE APARICIÓN (FA) Y PORCENTAJE DE BIOMASA (BIO) DE CADA CLASE DE PRESA EN LA DIETA DEL MELONCILLO		
CLASE/PRESA	FA	BIO
Cangrejo rojo	2,7	0,2
Insectos	54,8	1,6
Anfibios	5,5	0,1
Reptiles	39,7	3,3
Aves	6,9	40,3
Huevos	1,4	0,03
Micromamíferos	68,5	52,7
Conejo	16,4	1,1
Carroña	5,5	0,7
Nº excrementos	73	

La baja biomasa aportada por el conejo responde al pequeñísimo peso de los restos de esta especie frente al peso total de los excrementos analizados

Tabla 6

realizados en España, el conejo representa el 77% de la alimentación (en toda su área de distribución española: Delibes *et al.* 1984), el 22% (en la Reserva Biológica de Doñana: Palomares y Delibes 1991a) y aparece en el 80% de los excrementos (Coto del Rey, Doñana: Palomares y Delibes 1991b). En el caso de la gineta (90 excrementos analizados), los conejos aparecen en el 5,6% de los excrementos y representan el 3,6% de la biomasa. En el caso del tejón, los

conejos aparecieron sólo en uno de los 28 excrementos analizados.

Durante el estudio se utilizaron 83 días intentando capturar meloncillos, pero sólo se logró coger uno. Este ejemplar fue radiomarcado pero el transmisor falló después de 23 días, lo que nos ha impedido obtener datos adecuados sobre el tamaño de las áreas de campeo

deran también muy abundantes, incluso más que las especies de caza menor. Hay que resaltar que los cazadores consideran más abundante y dañino al meloncillo que al zorro. Los cazadores achacan la proliferación de zorros y meloncillos a la indolencia de la Administración para controlarlos y también, sobre todo en el caso del meloncillo, a las “re poblaciones” efec-

ÍNDICES KILOMÉTRICOS DE ABUNDANCIA (IKAS) PARA CADA ESPECIE							
	Zorro	Meloncillo	Nutria	Tejón	Gineta	Gato Montés	Garduña
Huellas	1,59	0,45	0,30	0,17	0,08	0,02	0,01
Excrementos	1,38	0,03	0,29	0	0,02	0,01	0
TOTAL	2,97	0,48	0,59	0,17	0,10	0,03	0,01

Tabla 7

y la selección del hábitat por parte del meloncillo.

PERCEPCIÓN DEL PROBLEMA CINEGÉTICO POR LOS CAZADORES

Para realizar el sondeo sobre el problema cinegético, hemos entrevistado a 179 cazadores de las sociedades de Alanís, Guadalcanal, Cazalla de la Sierra, El Pedroso, y Almadén de la Plata. El 70% de los cazadores se declararon muy insatisfechos o insatisfechos con los rendimientos de la caza. Los cazadores valoraron muy positivamente a las especies cinegéticas, mostraron una actitud neutra hacia la mayoría de los carnívoros y una hostilidad elevada hacia el zorro y, sobre todo, hacia el meloncillo. La inmensa mayoría de los cazadores piensa que hay menos perdices, conejos y liebres en la zona que hace unos años, y más del 50% de los entrevistados acusan a los predadores de ser la causa de esta disminución. No obstante, los cazadores reconocen otras causas, como las enfermedades en el caso del conejo y la propia proliferación de cazadores, sobre todo en el caso de la perdiz. Entre los predadores carnívoros, los cazadores acusan fundamentalmente a dos especies, el meloncillo y el zorro. Creen que son muy dañinas y las consi-

tuadas por la Administración, un mito que ha calado muy hondo y que es aceptado incluso por un porcentaje importante de cazadores con estudios universitarios.

No existe una correlación significativa entre la percepción que los cazadores tienen de la abundancia de los carnívoros y los resultados de la abundancia relativa

ÍNDICES DE ABUNDANCIA (IKAS) DE CONEJO Y LIEBRE EN LOS DIFERENTES HÁBITAT DEL PARQUE		
Habitat	Conejo	Liebre
Monte	0.43	0.02
Dehesa	1.62	0.09
Periurbano	0.25	0.00

Tabla 8

recogidos en nuestro trabajo de campo (**Tabla 7, Tabla 8**). Por el contrario, hay una correlación negativa y significativa entre la abundancia de los carnívoros percibida por los cazadores y la valoración que éstos hacen de cada especie. Es decir, cuanto menos les gusta una especie a los cazadores, más abundante creen que es.

Observamos que la percepción de los cazadores sobre la abundancia y el impacto de los zorros y los meloncillos

sobre la caza no concuerda con nuestros datos de campo. Estos indican que los carnívoros señalados son menos abundantes que en la mayoría de las áreas donde han sido estudiados y que el porcentaje de conejos y otras especies de caza menor en su dieta es también muy inferior al de otros estudios. Probablemente, la causa de la animadversión de los cazadores hacia ellos se debe al descenso de los conejos causado por la llegada de la enfermedad vírica a finales de los 80. El meloncillo al parecer ha aumentado en la zona gracias al espesamiento del matorral que ha tenido lugar en las últimas décadas en muchas zonas del Parque Natural. La percepción que muchos cazadores tienen de los meloncillos como predadores superabundantes puede deberse en gran medida a sus hábitos diurnos. El que se les pueda ver a pleno día con mucha mayor frecuencia que a otras especies genera quizás una sensación de abundancia y descaro que no acompaña a otros carnívoros más abundantes. Si los conejos fueran abundantes y los cazadores siguieran disfrutando de buenos rendimientos cinegéticos, probablemente no se acordarían de los meloncillos y de los otros predadores.

MEDIDAS PROPUESTAS DE GESTIÓN

En conclusión, las medidas de conservación de la comunidad de carnívoros del Parque Sierra Norte deben estar encaminadas a preservar las condiciones que han favorecido su riqueza. Por tanto, es preciso mantener la integridad territorial del Parque y preservar la vegetación y la diversidad de hábitats, poniendo especial énfasis en mantener la pureza de los cursos de agua y de los hábitats ribereños. Asimismo, hay que evitar la fragmentación de los ecosistemas y el control de predadores usando métodos no selectivos. De momento, parece evidente que se dan las condiciones necesarias para cumplir estos requisitos.

El problema cinegético que enfrenta a los cazadores con los carnívoros sólo se puede resolver si se recuperan las condiciones anteriores a la llegada de la enfermedad vírica del conejo. Hay que potenciar las repoblaciones de conejos, siguiendo los protocolos que se han mostrado más eficaces para ello. Con ello se devolvería la vitalidad al ecosistema y se reduciría la frustración de los cazadores, ya que éstos sólo van a estar satisfechos si vuelven a cazar como antaño.

Además, es importante divulgar los resultados del presente estudio, informando de manera clara y precisa de que las densidades de predadores en el Parque Natural no son en absoluto altas, insistiendo en la falsedad de las repoblaciones de zorros y meloncillos e insistiendo en la escasa representación que el conejo y el resto de las especies cinegéticas tienen en la dieta de los predadores.



AGRADECIMIENTOS

A Andrés de la Cruz, Joaquín Mazón, Jose Luis Santiago y Verónica Herrero por el trabajo de campo realizado. A todos aquellos que han colaborado en este proyecto. A la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y muy especialmente a Arturo Menor. Y por supuesto a la UTE Melonares y a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

BIBLIOGRAFÍA

- BEN-YAACOV, R. y TOM-YOV, Y. 1983. On the biology of the Egyptian mongoose, *Herpestes ichneumon*, in Israel. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 48: 34-45.
- BLANCO, J.C. 1988. *Estudio ecológico del zorro, Vulpes vulpes L., 1758, en la Sierra de Guadarrama*. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo.
- BLANCO, J.C. 1998. *Mamíferos de España, tomo I*. Ed. Planeta, Barcelona.
- CLEVENGER, A.P. y PURROY, F.J. 1996. Sign surveys for estimating the trends of a remnant brown bear population in northern Spain. *Wildlife Biology* 2: 275-281.
- DELIBES, M., AYMERICH, M. Y CUESTA, L. 1984. Feeding habits of Egyptian mongoose or ichneumon in Spain. *Acta Theriologica* 29: 205-218.
- GORTÁZAR, C. 2002. *Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758. En: *Atlas de los mamíferos terrestres de España*. L.J. Palomo y J. Gisbert (Eds.): 242-245. Dirección General de la Conservación de la Naturaleza – SECEM – SECEMU, Madrid.
- GOSZCZYNSKI, J. 1989. Population dynamics of the red fox in Central Poland. *Acta Theriologica*, 34, 141-154.
- GUITIÁN, J. y BERMEJO, T. 1989. Nota sobre dietas de carnívoros e índices de abundancia en una reserva de caza del norte de España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 16 (2): 319-323.
- HEEZER, K.L. y TESTER, J.R. 1967. Evaluation of radio-tracking by triangulation with special reference to deer movements. *Journal of Wildlife Management* 31: 124-141.
- HENRY, C. 2004. *Organization socio-spatial d'une population de renards roux (Vulpes vulpes) en milieu rural*. Tesis doctoral. Université Louis Pasteur Strasbourg I, Strasbourg.
- JUNTA DE ANDALUCÍA 2000. *Mapa de vegetación del Parque Natural Sierra Norte, escala 1:10000*. D.G. Planificación. Consejería de Medio Ambiente.
- LOMBARDI, L., FRENÁNDEZ, N., MORENO, S. y VILLAFUERTE, R. 2003. Habitat-related differences in rabbit (*Oryctolagus cuniculus*) abundance, distribution and activity. *Journal of Mammalogy*, 84(1): 26-36.
- LLOYD, H.G. 1980. *The Red Fox*. Batsford, London, UK.
- MILLS, L.S. y KNOWLTON, F.F. 1989. Observed performance in known and blind radio-telemetry accuracy test. *Journal of Wildlife Management* 53: 340-342.
- PALOMARES, F. Y DELIBES, M. 1991a. Alimentación del meloncillo, *Herpestes ichneumon*, y de la jineta, *Genetta genetta*, en la Reserva Biológica de Doñana, suroeste de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 5-20.
- PALOMARES, F. Y DELIBES, M. 1991b. Dieta del meloncillo, *Herpestes ichneumon*, en Coto del Rey, norte del Parque Nacional de Doñana. *Doñana, Acta Vertebrata* 18: 187-194.
- PALOMARES, F. y DELIBES, M. 1992. Some physical and population characteristics of Egyptian mongooses (*Herpestes ichneumon* L., 1758) in southwestern Spain. *Zeitschrift für Säugetierkunde*, 57: 94-99.
- PALOMARES, F., FERRERAS, P., FEDRIANI, J.M. Y DELIBES, M. 1996. Spatial relations between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33: 5-13.
- PALOMARES, F., FERRERAS, P., TRAVAINI, A., Y DELIBES, M. 1998. Co-existence between Iberian lynx and Egyptian mongoose: estimating interaction strength by structural equation modelling and testing by an observational study. *Journal of Animal Ecology*, 67: 967-978.
- PUTMAN, R.J. 1984. Facts from faeces. *Mammal Review* 14: 79-97.
- REY, J.M. 1984. Cartografía automática de especies y el sistema CUTM. *Fontqueria*, 6: 21-32.
- RUETTE, S., STAHL, P. y ALBARET, M. 2003. Applying distance-sampling methods to spotlight counts of red foxes. *Journal of Applied Ecology* 40: 32.
- TELLERÍA, J.L. 1986. *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces, Madrid.
- TRAVAINI, A., LAFFITE R. Y DELIBES, M. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. *Wildlife Society Bulletin*, 24: 500-504.
- WILSON, G.J. y DELAHAY, R.J. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28: 151-164.

Efectos del hábitat y la disponibilidad de presas sobre la dieta y la distribución de la nutria (*Lutra lutra*) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

José Prenda, Francisco Blanco-Garrido, Virgilio Hermoso,
Arturo Menor y Miguel Clavero

Centro Internacional de Estudios y Convenciones Ecológicas y Medioambientales (CIECEMA)
Universidad de Huelva
Parque Dunar s/n
21760 Matalascañas (Huelva)

Palabras Clave: *Lutra*, mustélidos semiacuáticos, nutria, ecología trófica, conservación, uso del hábitat.

Keywords: *Lutra*, semiaquatic mustelids, otter, feeding ecology, conservation biology, habitat use.

Efectos del hábitat y la disponibilidad de presas sobre la dieta y la distribución de la nutria (*Lutra lutra*) en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

RESUMEN

La nutria está ampliamente distribuida en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y en su entorno inmediato. En el área de estudio la nutria tendió a intensificar el uso del hábitat desde los tramos de cabecera hacia los tramos más bajos. Como era de esperar la disponibilidad de alimento fue también un factor decisivo para explicar el uso del hábitat por la nutria. El análisis de la dieta reveló que la presa más importan-



te fue el barbo (*Barbus sclateri*). Existió una elevada correlación entre el tamaño medio y máximo de los barbos y el uso del hábitat por la nutria, de manera que ésta utilizó más los tramos con barbos de mayor talla. Esta misma correlación se observó también para las bogas (*Chondrostoma willkommii*). La nutria consumió hasta 20 tipos de presas distintas en el área de estudio: 11 especies de peces (barbo, calandino, pez sol, colmilleja, cachuelo, boga, pardilla y trucha), siete vertebrados no peces (rana, sapo, urodelos, culebra de agua, aves y micromamíferos) y dos invertebrados (cangrejo rojo americano e insectos). De todas ellas las más importantes, en orden decreciente, fueron el barbo, seguido a gran distancia por el cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*) y la rana común (*Rana perezi*). En conjunto, en este resultado destaca sobremedida la importancia que adquirieron los peces en la dieta de la nutria. El 61% de los individuos consumidos y el 84% de la biomasa correspondió a peces. La dieta de la nutria varió según las condiciones ambientales y, en general, se ajustó a las presas disponibles en cada lugar. Sin embargo, cuando se comparó la abundancia de presas en el medio y en la dieta se observó que la nutria mostró preferencia o rechazo por algunas especies y/o tallas de las que seleccionó las mayores, salvo en el caso del pez sol (*Lepomis gibbosus*), en el que este patrón se invertía. En la situación actual y a la luz de los resultados obtenidos se puede concluir que el estado de conservación de la nutria en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla parece bueno o muy bueno.

The effects of habitat and prey availability on otter (*Lutra lutra*) diet and distribution in the Sierra Norte de Sevilla Natural Park

ABSTRACT

The otter is widespread through all the Parque Natural Sierra Norte de Sevilla and surrounding areas. We found that the otter varied its intensity of use of habitat in the course of the portion of the longitudinal gradient defined as headwaters-middle reaches. The otter tended to use more intensively middle reaches instead of headwaters, related to food sources availability. The otter fed on 20 different preys: 11 different freshwater fish species (The Iberian barbell, calandino, the sun fish, the Iberian sandmelt, the Iberian chub, the Iberian nase, pardilla and common trout), seven vertebrates no fishes (common frogs, common toads, urodels, water snakes, birds y micromamifers) and two invertebrates (the red swamp crayfish and insects). Within all these preys the Iberian barbell

(*Barbus sclateri*), the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) and common frog (*Rana perezi*) stood out in this order of preference. 61% of preys and 84% of total biomass corresponded to freshwater fish individuals. This fact underlines the high importance that freshwater fishes had for the otters' diet within the study area. However, otter's diet showed a faithfully pattern in relation to preys availability, since they mainly fed on the most available preys. This general pattern must be specified, as the otter tended to select or reject some fish species and/or fish sizes. Long sized fishes were specially consumed except for the sun fish (*Lepomis gibbosus*) with which this general pattern appeared inverted. In summary we can say that the Sierra Norte's otter population is in good or very good health.



INTRODUCCIÓN

La nutria (*Lutra lutra*) es un mamífero semiacuático amenazado a nivel nacional y europeo, que aparece con la categoría de vulnerable en el “Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía” (Adrián y Clavero, 2001). La distribución de la nutria está condicionada por factores que actúan a diferentes escalas. A escala local se han planteado como factores más importantes la disponibilidad de presas y la estructura del hábitat (Prenda y Granado, 1996; Prenda *et al.* 2001). A una escala espacial más amplia se consideran factores relevantes la contaminación, la alteración del hábitat (Mason y Macdonald, 1986; Prenda *et al.* 2001) y el tamaño y aislamiento de las poblaciones, un fenómeno general y muy conocido en biología de la conservación (e.g. Soulé, 1987).

La creación de un gran embalse tiene importantes consecuencias sobre las nutrias: transforma el hábitat fluvial, altera la disponibilidad de presas potenciales y genera una barrera que puede fragmentar poblaciones (Ruiz-Olmo y Delibes, 1998). El embalsado de los ríos normalmente incide de forma negativa sobre estos emblemáticos mustélidos. Por tanto, el futuro embalse de Los Melonares afectará a las nutrias de la cuenca del río Viar y probablemente a las de otras adyacentes, algunas incluidas dentro del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Por este motivo es necesario investigar el estado de conservación del mustélido dentro del espacio protegido, así como algunos aspectos básicos de su biología, tal como la dieta. Este conocimiento servirá en primer lugar para determinar la situación actual de la especie en el espacio protegido y su área de influencia. En segundo lugar establecerá un marco de referencia con el que comparar la situación en el futuro, una vez concluidas las obras del embalse de Los Melonares. Esto facilitará la interpretación de posibles

cambios dentro del PN Sierra Norte de Sevilla, en la distribución de la nutria, en sus preferencias de hábitat o en su dieta.

Aparte de determinar la distribución de la nutria en el Parque Natural es necesario evaluar los factores que la condicionan. De esta forma, se podrán anticipar riesgos potenciales sobre la especie y plantear medidas correctoras precisas ante la posible modificación de tales factores por la construcción y llenado del embalse o por otra perturbación en el medio.

Los objetivos generales de este estudio son los siguientes:

1. Conocer la distribución de la nutria en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla.
3. Analizar el uso del espacio que hace la nutria en relación con la disponibilidad de recursos tróficos y la estructura del hábitat.
4. Determinar la dieta del mustélido en el área de estudio.
5. Realizar un diagnóstico del estado de conservación de la nutria en el P.N. Sierra Norte de Sevilla y elaborar un conjunto de recomendaciones tendentes a conservar las poblaciones de este mustélido en este espacio protegido.

ÁREA DE ESTUDIO

La zona de estudio se localiza en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, e incluye las principales cuencas que lo atraviesan, todas ellas pertenecientes al Guadalquivir (**Figura 1**): río Viar, rivera del Huéznar, rivera de Cala y río Retortillo. La mayor parte del área de estudio presenta un relieve con ondulaciones suaves, con alturas máximas que no superan los 1000 m. Ello favorece la formación de numerosos valles fluviales que poseen una orientación principal norte-sur, desde

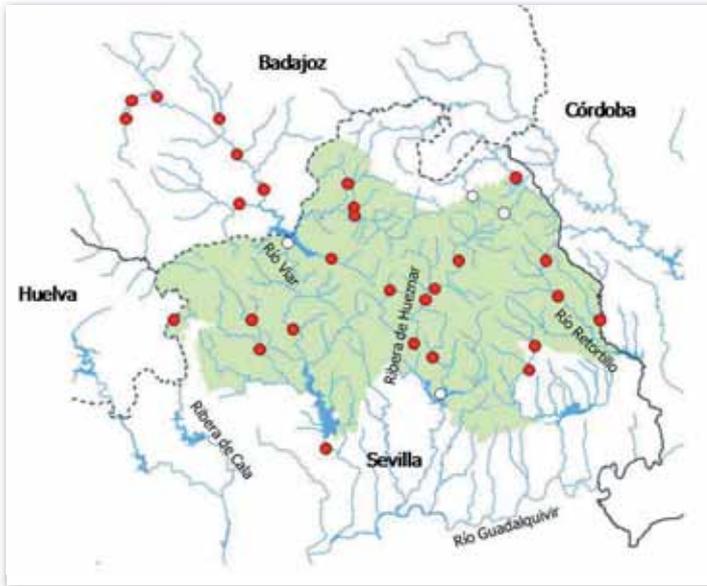


Figura 1. Mapa del área de estudio. Se señalan las cuencas estudiadas y se muestra en colores el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Las localidades con presencia de nutrias se marcan con puntos rojos y las localidades donde no se ha encontrado ningún indicio del mustélido con puntos blancos.

el nacimiento hasta su desembocadura en el río Guadalquivir.

El clima mediterráneo que presenta la zona hace que la práctica totalidad de los cursos de agua sufran fuertes estiaje en la temporada seca. Sólo las mayores cuencas como las del río Vía y del Huéznar mantienen un cierto caudal durante todo el año. El resto de los cursos y en especial los tramos de cabecera se secan en verano o bien se ven reducidos a pequeñas pozas aisladas.

METODOLOGÍA

El estudio se llevó a cabo en 32 localidades (24 dentro del Parque y 8 fuera de él) seleccionadas en función de su representatividad y posibilidades logísticas (**Figura 1**).

DETECCIÓN DE LA PRESENCIA DE NUTRIAS E INTENSIDAD DE MARCAJE

Para detectar la presencia de nutrias en la zona de estudio se llevaron a cabo sondeos

basados en la identificación de excrementos o huellas (Mason y Macdonald 1987; Ruiz-Olmo y Delibes, 1998). Este es un método estándar que se utiliza en toda Europa desde finales de los setenta y permite obtener resultados muy fiables sobre la presencia/ ausencia de la especie (Ruiz-Olmo *et al.* 2001). La búsqueda de señales se realizó recorriendo tramos de río en torno a 600 m de longitud ($567,2 \pm 82,9$ m) (media \pm desviación estándar) en cada localidad a lo largo de ambas orillas (Delibes, 1990). En caso de no detectarse indicios del mustélido en estos recorridos, la localidad se consideró negativa.

Para cada localidad se calcularon la intensidad de marcaje (IM), como el número de excrementos por cada kilómetro de río, y la intensidad de sitios de marcaje (IS) como el número puntos por localidad donde apareció una acumulación de excrementos por kilómetro. Estos índices están relacionados con la intensidad de uso que la nutria hace de un determinado lugar (Prenda y Granado-Lorencio, 1996). Estos resultados fueron ponderados en función de la dificultad del muestreo: se multiplicaron por 3 los excrementos y los sitios de marcaje en lugares donde la dificultad de localizarlos fue alta, por dos en lugares de dificultad intermedia y por uno en donde se tuvo la certeza de que se encontraron todos los excrementos posibles.

ESTUDIO DE LA DIETA

El estudio de la dieta se basó en la identificación de las presas en los restos no digeribles presentes en los excrementos. Para ello se recolectaron un mínimo de 10 y un máximo de 30 excrementos por localidad. Los restos de las presas se

identificaron con la ayuda de claves de identificación (Roselló, 1989; Prenda y Granada, 1992; Prenda *et al.* 1997; Prenda *et al.* 2002) y una pequeña colección de referencia propia.

El número mínimo de individuos de cada categoría de presa por excremento se calculó identificando distintos huesos pares o únicos en el caso de los vertebrados. Para el caso del cangrejo rojo, presa frecuente de la nutria, el número mínimo de individuos se estimó a través del conteo de urópodos.

Para las distintas categorías de presa se estimó su talla y biomasa siguiendo a Prenda *et al.* (2002). Para el cálculo de las tallas y biomasa de cangrejo rojo se utilizaron regresiones entre la longitud del endopodito y la talla o biomasa, elaboradas a partir de una colección de laboratorio.

El estudio de la dieta se ha llevado a cabo en 28 localidades tras el análisis de 493 excrementos. Los resultados del análisis de los excrementos se expresaron como:

1. Frecuencia de absoluta aparición (FA, n de apariciones de un tipo de presa/n total de excrementos).
2. Frecuencia relativa de aparición (FRA, n de apariciones de una determinada presa / n total de apariciones de todo el conjunto de presas).
3. Proporción de individuos (%IND, n mínimo de individuos de una determinada presa/ n individuos totales)
4. Proporción de biomasa consumida (%BIO, biomasa consumida de una determinada presa/ total de biomasa consumida).

Para evaluar en conjunto la dieta de la nutria y establecer posibles gradientes en su composición taxonómica se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre una matriz de FA por localidad. Con el fin de no producir resultados distorsionados por el efecto de presas esporádicas, sólo se

incluyeron en este análisis aquéllas categorías de presa que aparecieron en tres o más localidades.

Los índices de electividad o selección (Chesson, 1978; Lechowicz, 1982) miden el grado de utilización de las distintas presas por parte de un depredador teniendo en cuenta la disponibilidad que presentan en el medio. Aquí se ha utilizado el índice de Jacobs, que es fácilmente aplicable e interpretable. Este toma valores entre -1 y 1, e indica que las presas rechazadas (seleccionadas negativamente) muestran valores negativos, frente a aquellas preferidas (seleccionadas positivamente) que presentan valores positivos. Las presas de consumo azaroso muestran valores próximos o iguales a 0.

CARACTERIZACIÓN DEL HÁBITAT

En cada localidad se realizó una caracterización detallada del hábitat. *In situ* se midieron parámetros físico-químicos (concentración de oxígeno disuelto en agua, temperatura del agua, pH, conductividad y turbidez), variables descriptoras de la estructura del cauce (granulometría, profundidad media del tramo, anchura, velocidad de la corriente) y de la vegetación de las riberas (cobertura del estrato arbóreo, arbustivo y de herbáceas) y se calculó el QBR (Munné *et al.* 2003).

Mediante el empleo de un sistema de información geográfica, usando como software ArcView GIS 3.2 y como base de datos el modelo digital de Andalucía 1:100.000 y la base digital de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, se midieron la altitud (msnm), el orden (Strahler, 1964) y la distancia hasta la cabecera del curso de agua.

MUESTREO DE PECES

Se realizó un muestreo de peces en 18 de las 32 localidades prospectadas para la nutria. Este se realizó con pesca eléc-



Pesca eléctrica.

trica usando un equipo portátil. Tras la realización de la pesca se anotó la longitud recorrida y el tiempo empleado en la misma. Las capturas se expresaron como capturas por unidad de esfuerzo (CPUE): individuos*100*longitud muestreada-1(m)*tiempo-1(min).

RESULTADOS

DISTRIBUCIÓN DE LA NUTRIA EN EL PARQUE NATURAL DE SIERRA NORTE DE SEVILLA Y EN SU ÁREA DE INFLUENCIA.

Se encontraron indicios de nutria en el 87,5% de localidades prospectadas (28) (Figura 1). Dos de las cuatro localidades negativas se correspondieron con tramos de cabecera, secos en el momento del sondeo. La falta de agua afecta de forma negativa a las nutrias ya que disminuye la disponibilidad de alimento (Clavero *et al.*, 2003). Las otras dos localidades fue-

ron orillas de embalses, ambientes poco favorables para las nutrias por carecer, en general, de cobertura de orillas. Además, los embalses poseen poca disponibilidad de presas y son poco apropiados para la pesca por su profundidad.

La intensidad de marcaje (IM) y la intensidad de sitios para marcar (IS) estuvieron fuertemente correlacionadas ($r=0,99$ $p<0,001$). Esto indica que cuando la nutria deposita muchos excrementos tiende a hacerlo en muchos lugares distintos y viceversa. Por esta razón, a partir de ahora solo se considerará la IM, que mostró una fuerte variación entre localidades, desde sitios sin indicios de nutria, hasta valores máximos de 635 excrementos Km-1.

FACTORES AMBIENTALES E INTENSIDAD DE MARCAJE

Para evaluar el uso del hábitat por parte de la nutria se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) sobre una matriz de variables del hábitat y se extra-

ieron los dos primeros componentes principales (CPs), que definen gradientes de hábitat con evidente significado ecológico. A continuación ambos CPs fueron incluidos en un modelo de regresión múltiple como variables predictoras, en el que la variable dependiente fue la IM.

Los dos primeros componentes del ACP explicaron más del 50% de la varianza original de los datos (Tabla 1). El primer componente (CP1) representó el típico gradiente de hábitat tramo alto-tramo bajo, fluctuando entre cauces pequeños, poco profundos y poca velocidad de corriente, situados en las cabeceras y tramos bajos con gran anchura, profundidad y elevada velocidad de corriente (Tabla 1). El CP2 representó un gradiente espacial entre tramos altos, dominados por pozas, con elevada cobertura arbustiva en orillas y de vegetación acuática emergente y tramos bajos de características opuestas (Tabla 1).

El efecto de los gradientes de hábitat explicó casi el 50% de la varianza de la intensidad de marcaje (Tabla 2). La nutria tendió a marcar significativamente más los tramos bajos, que los altos. Sustraído el efecto de este gradiente (CP1) la nutria, además, prefirió los tramos de cabecera dominados por pozas con elevada cober-

tura vegetal en sus orillas (Tabla 2). Es decir, la nutria utiliza más intensamente los tramos bajos de los ríos y arroyos que los de cabecera, como ya ha sido puesto de manifiesto en otras ocasiones (Prenda y Granado, 1996; Prenda *et al.*, 1999). En estas zonas suele haber una mayor abundancia de peces (Magalhães *et al.*, 2002), factor que influye enormemente en el uso que las nutrias hacen del hábitat (Prenda y Granado-Lorencio, 1996).

RELACIÓN ENTRE LA INTENSIDAD DE MARCAJE Y LA ICTIOFAUNA

En otros trabajos se ha observado que la disponibilidad de presas, especialmente de peces, es la principal responsable del uso del hábitat y de la intensidad de marcaje que hace la nutria (Prenda y Granado, 1996). Tal y como se observó en el Guadalete la intensidad de marcaje estuvo fuertemente correlacionada con la talla media y máxima de los barbos y con la talla máxima de las bogas (Figura 2). Barbos y bogas son los dos especies nativas que alcanzan una mayor talla y la primera es, además, la especie dominante en el área de estudio, en términos de abundancia y de biomasa (ver el capítulo dedicado a los peces). La nutria parece responder a la disponibilidad de indivi-

Variables de hábitat	CP1 (31,0 %)	CP2 (22,9 %)
Anchura del cauce	0,90***	
Profundidad máxima	0,89***	
Profundidad media	0,80***	
Velocidad de la corriente	0,62***	
Dominio de rápidos/pozas		-0,58***
Distancia a la cabecera	0,66***	0,64***
Orden	0,67***	0,64***
Altura	-0,54**	-0,71***
QBR		
Cobertura de árboles		
Cobertura de arbustos		-0,60***
Cobertura de herbáceas		
Cobertura de la vegetación acuática sumergida		
Cobertura de la vegetación acuática emergente		-0,57**

Tabla 1. Correlación de Pearson (*r*) entre las variables descriptoras del hábitat y los dos primeros componentes principales extraídos del ACP. Para facilitar la interpretación de los gradientes sólo aparecen las variables con una $r > 0,40$. El porcentaje de varianza explicado por cada componente aparece entre paréntesis. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$.

Variables en el modelo	F	p	R ² ajust.	F modelo	p modelo	g. l. modelo	g. l. residuos
Ordenada en el origen		<0,001	0,47	14,60	<0,001	2	29
CP1	16,09	<0,001					
CP2	8,88	0,005					

Tabla 2. Resultado del modelo de regresión múltiple que analiza el efecto de los gradientes de hábitat (CPs) sobre la Intensidad de Marcaje (IM), como variable dependiente. Se utilizó la opción "paso a paso."

duos grandes de estas dos especies, que son los que le pueden aportar la energía máxima con un gasto mínimo.

Existe, no obstante, una fuerte correlación entre la talla máxima de barbos y bogas y el gradiente tramo alto-tramo bajo, por lo que la nutria puede, además, estar respondiendo a otros factores al margen de la disponibilidad de presas.

DIETA DE LA NUTRIA

Descripción general

El conocimiento de la dieta de la nutria es esencial para comprender sus requerimientos básicos y, consecuentemente, para abordar cualquier plan de conservación y gestión de la misma (Carss, 1998). Asimismo, vista la relación existente entre uso del hábitat y disponibilidad de presas potenciales es necesario ratificar en la dieta la preferencia observada por los tramos con peces de mayor talla.

Como se ha observado en otros trabajos, fueron los peces la principales presas de la nutria con más del 80% de la biomasa total consumida en el área de estudio (Tabla 3). La presa principal fue el barbo con cerca del 74% de la biomasa total consumida y más del 35% del total de individuos identificados en los excrementos. Le siguió en importancia, pero muy de lejos, el cangrejo rojo americano (*Procambarus clarkii*) que supuso aproximadamente el 4% de la biomasa consumida y algo más de 17% del total de individuos.

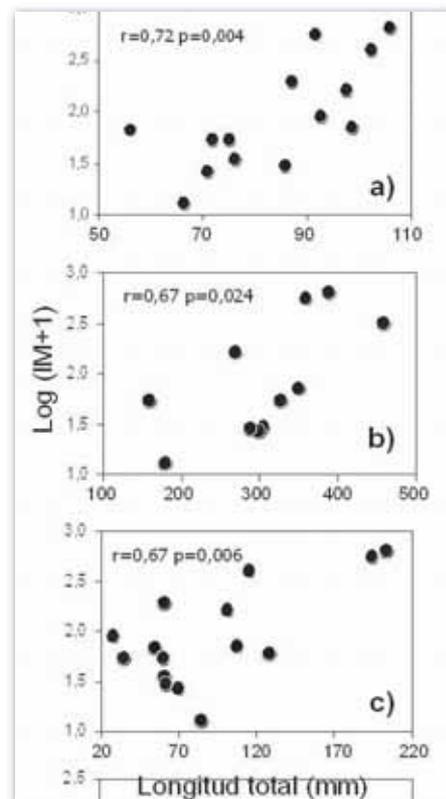


Fig. 2. Relación entre la intensidad de marcaje (IM) (transformada logarítmicamente) y la talla media (a) y máxima (b) de los barbos y la talla máxima de las bogas (c).

El espectro trófico de la nutria en el área de estudio fue bastante amplio, consumiendo además de peces otras presas alternativas como cangrejos rojos, anfibios, reptiles, insectos e incluso aves y pequeños mamíferos (seguramente ratas de agua *Arvicola sapidus*). En conjunto, destacaron cuatro presas: barbos, cangrejos rojos, ranas y cachuelos (Tabla

Presas	FA n=493	FRA n=900	%IND n=1279	%BIO n=45269 g
<i>S. alburnoides</i>	0,020	0,011	1,4	0,1
<i>B. sclateri</i>	0,556	0,304	35,5	74,0
<i>L. gibbosus</i>	0,010	0,006	1,6	0,1
<i>C. paludica</i>	0,085	0,047	3,8	0,4
<i>S. pyrenaicus</i>	0,174	0,096	11,4	2,3
<i>Squalius</i> sp.	0,053	0,029	2,1	0,3
<i>Ch. willkommii</i>	0,030	0,017	1,6	0,8
<i>Ch. lemmingii</i>	0,006	0,006	0,2	0,0
<i>Chondrostoma</i> sp.	0,010	0,006	0,4	0,1
Salmónido indeterminado	0,018	0,010	0,7	3,3
Pez indeterminado	0,057	0,031	2,2	2,6
TOTAL PECES	1,019	0,563	61,0	84,0
<i>P. clarkii</i>	0,359	0,197	17,6	4,1
<i>Rana perezii</i>	0,245	0,134	10,9	6,1
<i>Bufo bufo</i>	0,004	0,002	0,2	0,2
Urodelos	0,043	0,023	3,4	1,0
Anfibios indeterminados	0,018	0,010	0,7	0,2
Insectos	0,067	0,037	3,7	0,1
<i>Natrix</i> sp.	0,059	0,032	2,3	3,2
Aves	0,008	0,004	0,3	0,9
Micromamíferos	0,002	0,001	0,1	0,2

Tabla 3. Composición de la dieta de la nutria en el PN Sierra Norte de Sevilla expresada como: frecuencia absoluta de aparición (FA), frecuencia relativa de aparición (FRA), porcentaje de individuos (%IND) y porcentaje de biomasa consumida (%BIO).

3). Este resultado pone de manifiesto la fuerte dependencia de la nutria de presas de muy diferente naturaleza, como es esperable en un medio donde la disponibilidad del recurso básico, los peces, es inestable. En el ámbito mediterráneo,

la sequía veraniega provoca un acusado descenso en los recursos tróficos disponibles para la nutria, principalmente de la ictiofauna (Clavero *et al.*, 2003).

El barbo fue la presa principal de la nutria no sólo por su consumo frecuente,

Presas	CP1 (18,1%)	CP2 (16,4%)
<i>S. alburnoides</i>		
<i>B. sclateri</i>		-0,72***
<i>C. paludica</i>	0,68***	
<i>S. pyrenaicus</i>	0,61***	
<i>Squalius</i> sp.		
<i>Ch. willkommii</i>	0,43*	
<i>Ch. lemmingii</i>		0,62***
<i>Chondrostoma</i> sp.	0,62***	
<i>P. clarkii</i>	0,61***	
Pez indeterminado	-0,40*	
<i>R. perezii</i>	-0,41*	0,62***
<i>B. bufo</i>	0,49**	0,43*
Urodelo	0,41*	0,54**
Anfibio indeterminado		
Insectos	-0,53**	0,75***
<i>Natrix</i> sp.		

Tabla 4. Gradientes de dieta obtenidos a partir de un Análisis de Componentes Principales aplicado a una matriz de FA * localidades. Se muestran las correlaciones de Pearson (r) significativas ($p < 0,05$) entre las diferentes categorías de presa y los 2 primeros CP extraídos del análisis. El porcentaje de varianza explicado por cada componente aparece entre paréntesis. *** $p < 0,001$, ** $p < 0,01$, * $p < 0,05$.

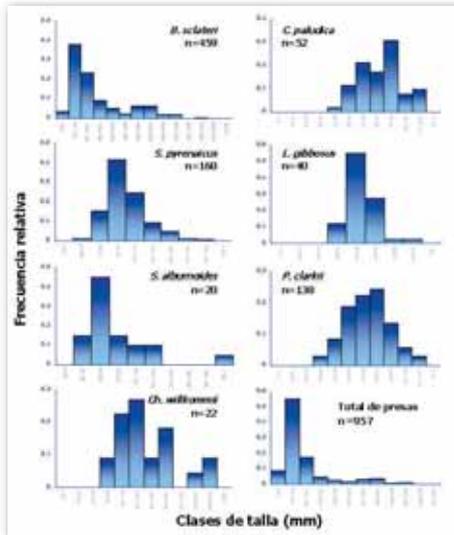


Fig. 3. Distribución de frecuencias de las tallas (L_t , mm) de las especies de peces y de *P. clarkii* consumidas por la nutria en el PN Sierra Norte de Sevilla.

sino también por el gran tamaño de los que solía consumir, la mayor de todas las presas en varias de las localidades estudiadas (Figura 3). Así, aunque la nutria consumió sobre todo presas pequeñas, en una ocasión se llegaron a identificar en los excrementos los restos de un barbo cuyo tamaño original era de aproximadamente 60 cm y un peso cercano a 1,5 kg (Figura 3).

Gradientes en la dieta

Los resultados del ACP permitieron extraer 2 componentes que en conjunto explicaron más de un 34% de la varianza original (Tabla 4). El primer de ellos (18,1% de la varianza) representó un gradiente que ordenaba las localidades donde la nutria se alimentaba de ranas e insectos, frente a aquellas donde se alimentó principalmente de peces como la colmilleja, el cachuelo, la boga, junto con cangrejos, sapos y urodelos. El segundo componente (16,4% de la varianza) representó otro gradiente que iba desde localidades donde la nutria se alimentó

principalmente de barbos, a zonas en las que se alimentó de pardillas, ranas, sapos, urodelos e insectos.

Para dilucidar que factores del hábitat influyeron en estos gradientes de dieta se realizó otro análisis de regresión múltiple en el que los CP1 y CP2 fueron las variables dependientes y las variables de hábitat fueron las independientes. Con respecto a CP1 se obtuvo que el consumo de colmillejas, cachuelos, bogas, cangrejos, sapos y urodelos aumentó a medida que lo hizo la cobertura de arbustos en las orillas y la altitud de la localidad (Tabla 5). Además, estas zonas tienden a estar más marcadas que las localidades donde la nutria se alimenta de insectos y ranas, tal y como indica la inclusión de la IM en el modelo de regresión. Gran parte de la varianza del CP2 (34%) se explicó gracias al orden, el valor de conservación de las riberas (índice QBR) y la profundidad media del tramo (Tabla 5). Esto indica que el consumo de barbos es mayor cuanto mayor es el orden del río o arroyo, mejor conservada está la vegetación de las riberas y más profundo es el tramo fluvial.

Selección de presas por parte de la nutria

La nutria es considerado un depredador generalista que suele consumir las distintas especies de presas en función de su disponibilidad (Erlinge, 1968; Mason y Macdonald, 1986; Clavero *et al.*, 2003). Sin embargo, también se han observado preferencias por determinadas especies o incluso rangos de tallas específicos.

Una primera aproximación para evaluar el grado de selectividad de la nutria se basó en el análisis de la concordancia entre las especies en la dieta y las observadas en el medio. Para ello se elaboraron dos matrices, una de presencia/ ausencia de especies en la dieta y otra en el medio. Cada matriz se sometió a un Análisis de Correspondencias Corre-

Variable dependiente	Variable en el modelo	F	P	signo	R ² ajust.	F modelo	P modelo	g. l. modelo
CP1	Ordenada en el origen		0,039		0,38	4,37	<0,01	5
CP1	Cobertura de arbustos	5,7	0,043	+				
CP1	Velocidad de la corriente	3,1	0,303	+				
CP1	Altura	3,8	0,011	+				
CP1	Profundidad máxima	3,3	0,102	+				
CP1	IM	2,2	0,155	+				
CP2	Ordenada en el origen		<0,001		0,34	5,65	<0,01	3
CP2	Orden	8,3	0,165	+				
CP2	QBR	4,2	0,017	+				
CP2	Profundidad media	2,6	0,118	+				

Tabla 5. Resultado de los modelos de regresión múltiple para analizar el efecto de las variables del hábitat sobre los gradientes de dieta definidos por los componentes 1 (CP1) y 2 (CP2). Ver Tabla 4 para la interpretación del gradiente.

gido (ACC, o DCA en inglés) que permite extraer unas nuevas variables (llamadas “componentes”) que resumen la varianza original de la matriz. Para la matriz de dieta se extrajeron un componente (C1 d) que explicó el 47,5% de la varianza inicial de los datos. El componente extraído de la matriz de datos del medio (C1 p) resumió el 56,3% de la varianza original y estuvo muy correlacionado con el C1 d (Figura 4). Este resultado demuestra que, en general, existe una gran concordancia entre las especies de peces de la dieta de la nutria y las presentes en el campo.

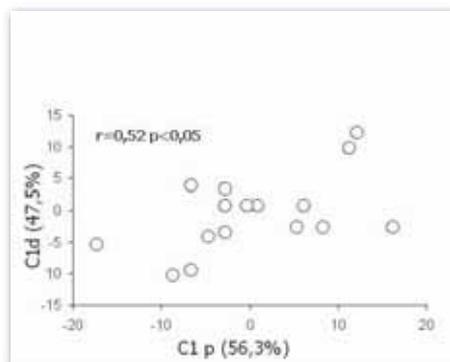


Fig. 4. Relación entre los dos componentes extraídos del ACC aplicado a las matrices de presencia/ ausencia de presas en la dieta (C1 d) y en el medio (C1 p). Se indica entre paréntesis el porcentaje de varianza explicado por cada componente.

Como excepción habría que señalar la presencia de restos de truchas en los excrementos recolectados en dos localidades muy próximas, el coto de pesca de la riera del Huéznar y el arroyo Castillejo, sin que se detectaran durante los muestreos con pesca eléctrica. De forma inversa, se detectó la presencia en el campo de dos especies exóticas, la gambusia (*Gambusia holbrooki*) y el blacbás (*Micropterus salmoides*), que no aparecieron en la dieta.

Se calculó el valor del índice de Jacobs para cada especie en cada una de las 18 localidades de muestreo. El valor medio del índice para cada especie se comparó con el que se obtendría si esa especie fuese indiferente para el depredador (valor del índice 0 en todos los casos), mediante un test t (Revilla *et al.*, 2000). Los resultados obtenidos con este análisis mostraron cierta selección por dos especies, el cachuelo y la pardilla. Para el primero existió una cierta preferencia (selección positiva) ($t=2,69$; $df=32$; $p<0,05$, Figura 5), mientras que la segunda pareció consumirse en menor medida que está disponible en el medio ($t=-60,1$; $df=23$; $p<0,001$, Figura 5). El resto de especies fue consumido en función de su disponibilidad, esto es, de forma azarosa.

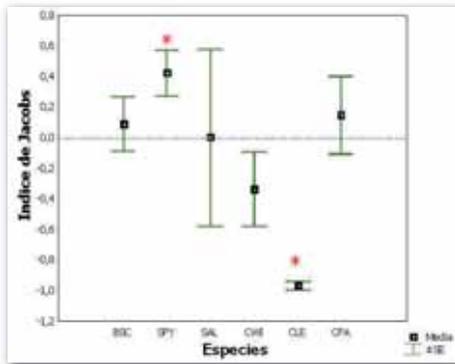


Fig. 5. Representación de los valores medios (\pm Error estándar) del índice de Jacobs para cada especie y para todas las localidades agrupadas. Se señalan los que son significativamente distintos de 0. Sólo aparecen las especies con $df > 20$. BSC: barbo, SPY: cachuelo, SAL: calandino, CWI: boga, CLE: pardilla, CPA: colmilleja.

La comparación de la proporción de cada especie en la dieta y en el medio produjo resultados similares. En conjunto existieron diferencias entre la proporción de cada una de las especies en la dieta y en el medio ($X^2 = 6651,9$; $df = 5$; $p < 0,001$). Sin embargo, el análisis dejó de ser significativo cuando se incluyeron en él únicamente al barbo y a la boga ($X^2 = 0,748$; $df = 1$; $p = 0,387$). Es decir el resto de especies fue seleccionada por la nutria de algún modo, mientras que el barbo y la boga fueron consumidos según su disponibilidad. Según este análisis la nutria mostró preferencias por el cachuelo y la colmilleja y rechazó a la pardilla y el calandino, resultado que coincide en esencia con el de Jacobs.

Este mismo análisis se aplicó para evaluar la selección de tallas dentro de cada especie. Los resultados muestran que la nutria selecciona positivamente los individuos de mayor talla para la mayoría de las especies, consumiendo en menor proporción las tallas más pequeñas. En el caso del pez sol la tendencia que se aprecia es la opuesta, siendo los individuos pequeños preferidos

frente a los de mayor tamaño. Por tanto, la nutria se presenta como un ictiófago selectivo en el área de estudio, consumiendo preferiblemente las tallas más grandes de casi todas las especies, así como ciertas especies, como el cachuelo y la colmilleja.

CONCLUSIONES

1. La nutria está ampliamente distribuida en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla y en su entorno inmediato, encontrándose en la práctica totalidad de los cauces fluviales de este espacio protegido.

2. En el área de estudio la nutria tendió a intensificar el uso del hábitat desde los tramos de cabecera hacia los tramos más bajos. Esto es, en las zonas situadas a menor altitud la presencia de la nutria y/o el número de individuos fue mayor que en los tramos más altos. Este es un patrón normal observado en otros ambientes y circunstancias (por ejemplo, la cabecera del Guadalete) y se debe esencialmente al incremento progresivo de la capacidad de carga del medio fluvial siguiendo un gradiente altitudinal (aguas abajo, normalmente, es mayor la disponibilidad de agua, de alimento y también de refugio). Por tanto, cualquier intervención humana que altere el gradiente fluvial natural repercutirá negativamente sobre el uso del hábitat de la nutria, especialmente aquellas que hagan disminuir la capacidad de carga del medio, afectando, bien a la disponibilidad de agua, de alimento o bien de refugio en las orillas de los cursos de agua.

3. Como era de esperar la disponibilidad de alimento, y no solo la estructura del

hábitat, fue un factor decisivo para explicar el uso del mismo por la nutria. El análisis de la dieta reveló que, de todas sus presas, la más importante con diferencia fue el barbo. Efectivamente, existió una elevada correlación entre el tamaño medio y máximo de los barbos y el uso del hábitat por la nutria, de manera que ésta utilizó más los tramos con barbos de mayor talla. Esta misma correlación se observó también para las bogas.

4. Es evidente que cualquier factor antrópico que afecte negativamente a la disponibilidad de presas, tendrá incidencias igualmente perniciosas para el mustélido. El represado de los ríos, la contaminación excesiva de sus aguas y la sobrepesca pueden disminuir la abundancia de peces, entre ellos de barbos, y ello redundará en una menor capacidad de carga para la nutria.

5. La nutria consumió hasta 20 tipos de presas distintas en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. Éstas incluyeron 11 correspondientes a peces (barbo, calandino, pez sol, colmilleja, cachuelo, boga, pardilla y trucha), siete a otros vertebrados (rana, sapo, urodelos, culebra de agua, aves y micromamíferos) y dos a invertebrados (cangrejo rojo americano e insectos). De todas ellas las más importantes, en orden decreciente, fueron el barbo, seguido a gran distancia por el cangrejo rojo y la rana común.

6. En conjunto, en este resultado destaca sobremanera la importancia que adquirieron los peces en la dieta de la nutria. El 61% de los individuos consumidos y el 84% de la biomasa correspondió a peces. Esto tiene importantes connotaciones en la conservación del mustélido. En primer lugar es indicativo de un medio poco perturbado. La presa preferida de *Lutra lutra*, considerando toda su área de distribución paleártica, son los peces. En la medida en que éstos escasean, bien de forma natural,



bien asociada a la degradación de los ríos, la nutria empieza a consumir otras presas alternativas, como cangrejos, anfibios o insectos. En este caso, aún tratándose de ríos mediterráneos donde los peces pueden ser escasos, la nutria mantiene una dieta casi enteramente ictiófaga. Ello otorga un alto valor de conservación a la zona de estudio. En segundo lugar, garantiza una elevada capacidad de carga del medio en relación a la que se podría derivar de un consumo más intenso de presas secun-



darias, como cangrejos o anfibios. En resumen, los ríos del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla están bien conservados y probablemente cuenten con una buena población de nutrias.

7. La dieta de la nutria varió según las condiciones ambientales y, en general, se ajustó a las presas disponibles en cada lugar. Por ejemplo, el consumo de barbos se incrementó aguas abajo, mientras que en los tramos de cabecera la nutria ten-

día a consumir insectos, pardillas y anfibios. Este es un patrón natural que debe mantenerse, pues es indicativo de la existencia de condiciones poco perturbadas en los ecosistemas fluviales del área.

8. En términos de presencia/ausencia la composición de la dieta reflejó, en general, la composición de la comunidad de peces presente en cada lugar. Sin embargo, cuando se comparó la abundancia de presas en el medio y en la dieta se observó que la nutria mostró preferencia o rechazo por algunas especies y/o tallas. Así los cachuelos y las colmillejas fueron preferidos en detrimento de pardillas y calandinos, que parecían ser menos apreciados. El resto de especies fue consumido en la medida de su disponibilidad, incluida la presa principal, el barbo. En relación a las tallas, la nutria normalmente seleccionó las presas mayores y mostró un cierto rechazo hacia las menores, salvo en el caso del pez sol, en el que este patrón se invertía. Es decir, prefirió los ejemplares menores, probablemente más fáciles de manipular e ingerir.

9. De aquí se deduce que una medida eficiente para conservar a la nutria en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla consiste en evitar la proliferación de centrárquidos invasores, especialmente de pez sol y blacbás por el negativo papel que ejercen como competidores eficaces del mustélido, al que restan recursos tróficos y no ofrecen, por contra, nuevas posibilidades alimenticias.

10. En la situación actual y a la luz de los resultados obtenidos se puede concluir que el estado de conservación de la nutria en el Parque Natural Sierra Norte de Sevilla parece bueno o muy bueno. Ello se deduce de la amplitud de distribución que presenta, de la adecuada calidad de su hábitat y de la elevada disponibilidad de presas que muestran



Viar (Los Melonares). Tramo bajo de rívera en la Sierra Norte de Sevilla. Este es un hábitat muy favorable para la nutria.

los cursos de agua del Parque. En el futuro, de mantenerse las condiciones actuales, es esperable que este mustélido emblemático no cambie sustancialmente de estatus. Ello no implica, no obstante, que sea imprescindible mantener un programa de seguimiento de su estado, que anticipe potenciales cambios negativos.

11. Los principales problemas detectados en este estudio se refieren a la existencia de bastantes embalses en la zona, y relacionado con ello a la presencia, no demasiado alarmante aún, de centrárquidos como el pez sol (y el blacbás).

12. Entre las principales directrices enca-

minadas a la conservación de la nutria en el Parque Natural, cabe destacar las siguientes:

- Realización de un seguimiento periódico del estado del mustélido en un conjunto de puntos representativo del área. Esto se puede hacer en unos 10 tramos fluviales, unas dos veces al año. Esta información será útil no solo para controlar el estado de la

población de nutrias, sino como alerta general de cambios en los ecosistemas fluviales del Parque.

- Mantenimiento de la ictiofauna nativa en condiciones al menos similares a las actuales, garantía última de la persistencia de poblaciones sanas de nutria en el Parque Natural.

- Control de las poblaciones de centrárquidos y evitación de creación de nuevos embalses en el área.

- Control de la calidad de las aguas para evitar su deterioro, de forma que pueda perjudicar a los peces y consecuentemente a la nutria.

- Mantenimiento de la estructura de las riberas, refugio indispensable para el mustélido.



Medición de parámetros físico-químicos en el embalse de El Pintado.

BIBLIOGRAFÍA

ADRIÁN, M. I. y CLAVERO, M. 2001. La nutria. *Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.

CARSS D. N., D, A. ELSTON y H. S. MORLEY. 1998. The effects of otter (*Lutra lutra*) activity on sprint production and composition: implications for models which estimate prey-size distribution. *J. Zool., Lond.* 244: 295-302.

CHESSON, J. 1978. Measuring preference in selective predation. *Ecology* 59(2): 211-215.

CLAVERO, M., PRENDA, J. y DELIBES, M. 2003. Trophic diversity of the otter (*Lutra lutra* L.) in temperate and Mediterranean freshwater habitats. *Journal of Biogeography* 30: 761-769.

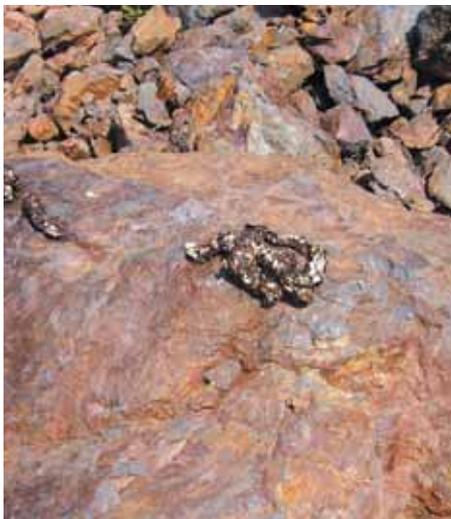
DELIBES, M. 1990. *La nutria (Lutra lutra) en España*. ICONA, Serie Técnica, Madrid.

ERLINGE, S. 1968. Food studies on captive otters *Lutra lutra* L. *Oikos* 19: 259-270.

LECHOWICZ M. J. 1982. The sampling characteristics of Electivity Indices. *Oecologia* 52: 22-30.

MAGALHÃES M.F., BATALHA D.C. y COLLARES-PEREIRA M.J. 2002. Gradients in stream fish assemblages across a Mediterranean landscape: contributions of environmental factors and spatial structure. *Freshwater Biology* 47: 1015-1031.

MASON, C. F. y MACDONALD, S. M. 1986. *Otters: ecology and conservation*. Cambridge University Press.



Excremento de nutria.

MUNNÉ, A., PRAT, N., SOLÁ, C., BONADA, N. y RIERADEVALL, M. 2003. A simplified method to assess ecological quality of riparian environment in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13:147-163.

PRENDA J., P. LÓPEZ-NIEVES y R. BRAVO. 2001. Conservation of otter (*Lutra lutra*) in a Mediterranean area: the importance of habitat quality and temporal variation in water availability. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 11: 343-355.

PRENDA, J. 1997. Caracterización ecológica y análisis comparativo de algunos cursos de agua de la Sierra Norte de Sevilla. *Oxyura*, 9: 101-124

PRENDA, J. y GRANADO-LORENCIO, C. 1992. Claves de identificación de *Barbus bocagei*, *Chondrostoma polylepis*, *Leuciscus pyrenaicus* y *Cyprinus carpio* mediante algunas de sus estructuras óseas. *Doñana, Acta Vertebrata* 19(1-2):25-36.

PRENDA, J. y GRANADO-LORENCIO, C. 1996. The relative influence of riparian habitat structure and fish availability on otter (*Lutra lutra* L.) sprinting activity in a small Mediterranean catchment. *Biological Conservation* 76: 9-15.

PRENDA, J., ARENAS, M.P., FREITAS, D., SANTOS-REIS, M. y COLLARES-PEREIRA, M.J. 2002. Bone length of Iberian freshwater fish, as predictor of length and biomass of prey consumed by piscivorous. *Limnética* 21: 15-24.

PRENDA, J., FREITAS, D., SANTOS-REIS, M. y COLLARES-PEREIRA, M. J. 1997. Guía para la identificación de los restos óseos pertenecientes a peces comunes en las aguas continentales de la Península Ibérica para estudiar la dieta de depredadores ictiófagos. *Doñana, Acta Vertebrata* 24: 155-180.

REVILLA, E., PALOMARES, F. y DELIBES, M. 2000. Defining key habitats for low density populations of Eurasian badgers in Mediterranean environments. *Biological Conservation* 95: 269-277.

ROSELLÓ, E. 1989. *Atlas osteológico de los teleosteos ibéricos. I. Mandíbula inferior (dentario y articular)*. Tesis de Licenciatura. UAM, Madrid.

RUIZ-OLMO, J. y DELIBES, M. (EDS) 1998. *La nutria en España ante el horizonte del año 2000*. SECEM. Madrid.

RUIZ-OLMO, J., SAAVEDRA, D. y LACOMBA, I. 2001. Testing the surveys and visual and track censuses of Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Journal of Zoology of London* 253: 359-369.

Estudios para la elaboración del Plan de Conservación de los quirópteros del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

Alberto Fijo (1), Carlos Ibañez (2)

(1) C/ San Jorge N°3-2B, P.O. Box 1056, 41010, Sevilla, Spain.

(2) Estación Biológica de Doñana (CSIC), P.O. Box 1056, 41080, Sevilla, Spain.

Palabras Clave: cajas nido, cercados, Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, murciélagos cavernícolas, murciélagos forestales.

Keywords: nest-box, enclosure, Sierra Norte Natural Park of Seville, cave dweller bats, forest bats.

Estudios para la elaboración del Plan de Conservación de los quirópteros del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla

RESUMEN

Los murciélagos son el grupo de mamíferos terrestres con más problemas de conservación en Europa. De las 21 especies de mamíferos terrestres incluidas en el Anexo II de la Directiva de Hábitats (92/42) de la Unión Europea (Especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación), 13 son murciélagos y estas cifras en Andalucía se convierten en 12 murciélagos de 16 mamíferos.

Para mejor el conocimiento sobre el estado de las poblaciones de este grupo de mamíferos en la Sierra Norte de Sevilla (durante el período comprendido entre junio del 2002 a julio del 2006), y con la ejecución del plan de medidas compensatorias por la construcción del embalse de Los Melonares (Sevilla), se han realizado una serie de estudios encaminados a la elaboración del Plan de Conservación, donde se indican una directrices para asegurar el mantenimiento de estas poblaciones.

Para poder establecer estas normas se fijaron unos objetivos:

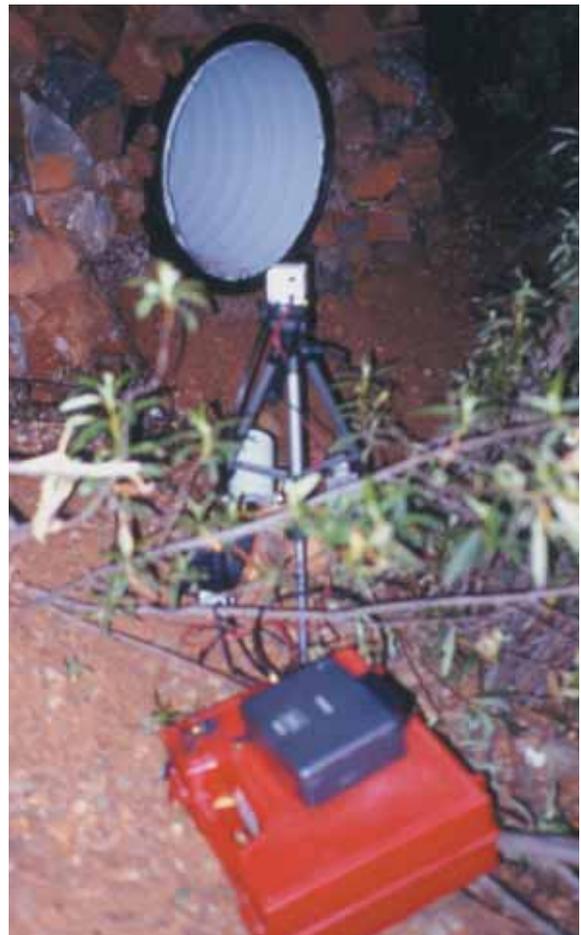
Por una parte, aumentar el conocimiento del estado de las poblaciones de murciélagos cavernícolas, uso de los refugios y riesgos potenciales a los que están expuestos.

Por otra, para favorecer a las especies forestales, mediante el uso experimental de cajas-nido, poder determinar el modelo más adecuado para una posterior colocación masiva en el Parque.

El estudio de las especies cavernícolas se realizó mediante censos de las colonias, anillamientos, control de los refugios

y aplicación de medidas (cerramientos, cercados perimetrales, obras de mejora) en los casos que se estimó necesario.

Los resultados han permitido aumentar el conocimiento sobre la composición de las poblaciones de murciélagos cavernícolas, uso de los refugios, dispersión de las especies y riesgos principales que afectan a estos refugios, así como establecer un modelo de caja nido para un futuro uso en el Parque.



Studies to develop a conservation programme on bats in Sierra Norte Natural Park (Seville, Spain)

ABSTRACT

Bats are one of the groups of terrestrial mammals with more conservation problems in Europe. Twenty-one terrestrial mammal species are included in Appendix II of the EU Habitats Directive (92/42) (animal and plant species of communal interest which need special areas for their conservation). Thirteen of them are bat species, locating up to 12 bat species, from a total of 16 mammal species, in Andalusia (Spain).

For a better understanding of the population status of this mammal group in Sierra Norte, Seville, (in the period between June 2002 and July 2006) after the development of the compensatory plan for the construction of the Melonares reservoir (Seville), we studied and acted on several ecological parameters in order to elaborate a Conservation Programme indicating some guides to ensure the maintenance of these populations.

The objectives of this study were the following: firstly, to increase the knowledge on the population status of cave dweller bats, usage of the refuges, and potential risks that they have to bear. Secondly, to determine the best model of nest-box for forest bats. This was done at an experimental scale to be later used at a higher scale in the future.

We analysed data of colonies census, ringing, and control of refuges. Then, when necessary, we implemented devices such as enclosures, peripheral walls, improvement works, etc.

Our analysis and results have increased the knowledge of cave dweller bat populations as regards the usage of refuges, dispersal, and the main risks that affect their refuges. The results have also allowed us to design a nest-box model to be used in the future at this Natural Park.



INTRODUCCIÓN

Los murciélagos constituyen una parte muy importante de las comunidades mediterráneas de mamíferos. En la España peninsular forman con diferencia el orden más diverso, 26 especies de quirópteros frente a 14 insectívoros, 15 carnívoros o 20 roedores de acuerdo con el Atlas de los Mamíferos terrestres de España. Esta desproporción de la diversidad es todavía más acusada en Andalucía con 22 quirópteros, 7 insectívoros, 11 carnívoros y 11 roedores.

Además son el grupo de mamíferos terrestres con más problemas de conservación en Europa. De las 21 especies de mamíferos terrestres incluidas en el Anexo II de la Directiva de Hábitats (92/42) de la Unión Europea (Especies animales y vegetales de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación), 13 son murciélagos y estas cifras en Andalucía se convierten en 12 murciélagos de 16 mamíferos.

Los mayores riesgos para estos animales vienen de algunos condicionamientos biológicos propios de este orden (muy baja tasa reproductora y gran gregarismo), así como por la continua pérdida de hábitats, tanto de refugio como de caza (actividades inadecuadas en cavidades naturales, cerramientos inapropiados, transformación de los usos del suelo, etc). La disponibilidad de refugios es uno de los factores limitantes para los murciélagos. La mayor parte de los esfuerzos para proteger los murciélagos en Europa se basan en conservar los refugios disponibles (cavidades subterráneas y árboles viejos con huecos) y en proporcionarles algunos adicionales (cajas refugio). La protección de las cavidades se lleva a cabo mediante cerramientos, con cercados en la entrada o rejas de diseño especial, que permiten el paso de los murciélagos pero no el de las personas.

En la Sierra Norte de Sevilla, gracias a estudios previos (Ibáñez *et al.* 2002) y los realizados para la elaboración del plan de conservación de los murciélagos del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla, se conoce la disponibilidad de refugios y su uso (cría, invernada) para las especies cavernícolas. De esta manera se sabe que hay 9 especies de murciélagos que utilizan refugios subterráneos de las cuales 8 están incluidas en el Anexo II de la Directiva de Hábitats. Además se han diagnosticado los problemas de conservación a los que están expuestos y se han dictaminado unas directrices para asegurar el mantenimiento de estas poblaciones.

Para la conservación de los murciélagos forestales se ha experimentado con varios modelos de cajas refugio, con el fin de conocer que modelos resultan mas apropiados en los ecosistemas de la Sierra Norte de Sevilla.

ÁREA DE ESTUDIO

Para el estudio de murciélagos cavernícolas los trabajos se centraron en un total de 18 refugios, de los cuales 8 son cuevas, 7 minas, 2 túneles y 1 edificio.

Estos refugios se encuentran diseminados por toda la extensión del Parque Natural Sierra Norte de Sevilla. La mayor distancia entre refugios la encontramos entre la Cueva de Los Covachos (Almadén de La Plata) y la mina de Onza III (Alanís), situadas a unos 51 km, en los extremos mas occidentales y orientales del parque respectivamente. Es importante señalar que, la distancia máxima entre los límites del parque la encontramos entre sus extremos este-oeste, siendo de unos 67 km, por lo que ciertas especies con gran capacidad de vuelo como el murciélago de cueva (*Miniopterus schreibersi*) pueden llegar a utilizar gran parte

de esta área en una sola noche como zona de caza.

Los trabajos experimentales con cajas refugio se realizaron en un bosque de ribera en galería situado en el río Rivera del Huéznar y un bosque adhesionado de quercíneas situado en la zona denominada Dehesa del Robledo.

METODOLOGÍA

Métodos de censo de las poblaciones de murciélagos cavernícolas

Para conocer el tamaño de las colonias se emplearon diferentes métodos de censo, agrupables según la época del año.

En época de invernada

En invierno los murciélagos suelen estar inactivos, por tanto si la colonia es accesible es posible situarse bajo ella y contar *de visu*, o bien fotografiar el grupo para su posterior análisis en el laboratorio. Existen casos en los que las agrupaciones son muy numerosas y los murciélagos se disponen en capas, (colonias de invernada de *Miniopterus schreibersi*), en cuyo caso los censos son aproximativos. Otras especies cavernícolas pueden pasar desapercibidas al situarse en pequeñas grietas u oquedades de la cavidad (*Myotis emarginata*, *Myotis nattereri*, *Myotis daubentoni*, *Plecotus austriacus*).

En época de cría

Los censos de las colonias reproductoras se realizan en el exterior del refugio, al atardecer cuando los murciélagos emergen de la cavidad (Gaisler, 1979; Humphrey & Cope, 1976; Thomas & LaVal, 1988), mediante cámaras de vídeo con iluminación infrarroja y registro de señales sónicas de los murciélagos a través de un detector de ultrasonidos (Rodríguez & Palmeirim, 1994; Guillén *et al.*, 1998).

Imagen y sonido se registran simultáneamente para su posterior análisis en un laboratorio de bio-acústica mediante un sonógrafo.

Movimientos poblacionales de murciélagos cavernícolas

Para conocer los patrones de movimientos de las distintas colonias se ha utilizado el anillamiento de diferentes especies. El marcaje debe realizarse en época en la que los murciélagos están activos (Jones, 1976; Tuttle, 1979; Keen & Hitchcock, 1980).

Las recapturas de individuos anillados se realizaron durante el periodo de invernada y de cría. El método de captura empleado en los periodos de invernada fue la manga quiropterológica, y en los periodos de cría principalmente se usó la trampa de arpa.

Las anillas utilizadas para el marcaje son de la casa Lambourns Ltd., específicas para los murciélagos, metálicas con solapa en los dos extremos. Están numeradas y llevan la inscripción de ICONA, Madrid.

Se han anillado un total de 943 murciélagos de las seis especies cavernícolas más representativas (*Rhinolophus euryale*,



Imagen de un data-logger, utilizado para el control de las visitas a los refugios.

Rhinolophus ferrumequinum, *Rhinolophus mehelyi*, *Myotis myotis*, *Myotis blythii* y *Miniopterus schreibersi*). Las recapturas, permiten determinar el uso que hacen de los refugios las distintas especies en diferentes épocas del año.

Método de detección de visitas a refugios

La detección de la presencia humana en los refugios se hizo instalando data-loggers con sensores de luz que registran la presencia/ausencia de luz (modelo H06-002-02 HOBO *Light on/off*, tiempo de resolución 0.5 segundos). Estos instrumentos fueron colocados en el interior de los refugios, en lugares por donde el visitante pasa obligadamente y es muy probable que el sensor capte la iluminación artificial de la persona. Estos sensores registran el día y la hora en los que son activados, pero es difícil determinar el número de personas que realizan la visita.

Actuaciones con especies arborícolas

La efectividad de la instalación de cajas refugios específicas para murciélagos queda confirmada en el trabajo realizado por De Paz *et al.* (2000), donde los refugios artificiales fueron ocupadas por los murciélagos en el mismo año de su instalación, aumentando en sucesivos años.

Para este estudio se han instalado una muestra de cuatro modelos de cajas-refugio, para evaluar la idoneidad de cada uno con las especies del área. Se han empleado 4 modelos distintos, 2 de ellos fabricados en cemento expandido y 2 en corcho.

Las cajas fueron instaladas a una altura comprendida entre los 3 y 5 m (De Paz *et al.* 2000), variando de forma alternativa en la colocación, la orientación Norte y Sur.

Los ecosistemas elegidos para la colocación de las cajas fueron, un bosque de ribera en galería situado en el río Rivera del Huéznar formado por alisos, chopos

y pinos, y un bosque adhesionado de querúceas situado en la zona denominada Dehesa del Robledo.

En la Rivera del Huéznar se han instalado un total de 40 cajas, 10 de cada modelo, distribuidas a lo largo de 2 km y siempre paralelamente y próximo al curso del río.

En la Dehesa del Robledo se han instalado 32 cajas, 9 de cada modelo, a una distancia aproximada de 50 m entre cajas.

RESULTADOS

ESPECIES CAVERNÍCOLAS

Censos

Los censos de las colonias de murciélagos son el único método para conocer las tendencias poblacionales. Estos censos deben ser periódicos, ya que de poco nos valdría tener datos aislados sin conocer la secuencia completa varios años atrás. En este estudio se han seleccionado un total de 18 refugios, por albergar las colonias más importantes de murciélagos cavernícolas de la Sierra Norte de Sevilla. Junto a estos 18 refugios, existen otros potenciales, a los cuales no se les ha podido hacer ningún tipo de seguimiento. Esto, unido al hecho de que, por motivos logísticos, es imposible realizar todos los censos a la vez en un mismo día, junto con la naturaleza de estos animales, hace necesario ser muy cautos a la hora de hablar del número de efectivos en las poblaciones de murciélagos del Parque. Las variaciones en los datos de los censos pueden ser originadas por diversa causas, como molestias en épocas críticas que les hagan cambiar de refugio, cambio de ubicación en el interior del refugio a galerías inaccesibles, etc, por lo que no deben ser consideradas como descensos en la población. Grandes descensos en el

número de individuos en refugios concretos si deben ser considerados como hechos indicativos de anomalías en esa población. Los datos se muestran a nivel de totales poblacionales del parque, (para ver una información mas detallada por refugios consultar Fijo *et al.* 2006).

En la **tabla 1** podemos ver el número total de individuos de cada especie por período del año (cría o hibernación), en la **tabla 2** el número medio de individuos obtenido en los 4 años de estudio.

Actuaciones

Se han realizado las siguientes actuaciones:

Cueva de Los Covachos (Almadén de La Plata, qb0008)

En el año 2003 se procede a la sustitución de los cerramientos aplicados en el año 1992, por dos nuevos diseños más apropiados para el paso de los murciélagos, con el objeto de favorecer la colonización de especies, como el murciélago de cueva (*M. schreibersi*), especialmente sensibles a los cerramientos. En concreto,

en la boca 1, se ha instalado una nueva reja, con la parte superior libre para permitir el paso de las especies de murciélagos que no toleran los cerramientos de ningún tipo.

El resultado ha sido muy positivo ya que se ha producido un notable incremento en la colonia de cría (**figura 1**, número de individuos censado cada año durante la época de cría), tanto en número de individuos como en especies.

Mina La Grana (Cazalla de la Sierra, th0036)

Con el fin de evitar el cierre de la boca por el aporte de material procedente de las laderas colindantes, en el año 2003 se realiza una actuación consistente en la limpieza de escombros de la boca y la prolongación de esta mediante tubos de PVC (de 0,8 m de sección que han prolongado la boca unos 5m hacia el exterior). La sección del tubo empotrado en la parte interior del refugio queda demasiado cerca del techo, por lo que dificulta el paso de los murciélagos.

	Rfe	Reu	Rme	Rhi	Rsp2	Mmy	Msp2	Mna	Mem	Msc	sp	Rsp	Vsp
Cria 2002	642	1498	166	41		1631	5000	494	200	3996			
Invernada													
2002/2003	1043	18	11	4	1839	398				9			
Cria 2003	590	1631	493	19	17	1297	2000	571	200	1558			23
Invernada													
2003/2004	1235	2021	36	10	319	42	3			555		2500	
Cria 2004	630	1139	363	63	60	2895	151	651		806		3	
Invernada													
2004/2005	764	3707	407	26	300	40	102			3448			
Cria 2005	701	878	113	34	75	1551	4000	995	30	802	1449		
Invernada													
2005/2006	968	49	6	16	5303	25	1			424			
Cria 2006	561	1551	299	47		3334		631	30	209			

Tabla1. Totales poblacionales por especie y época del censo.

	Rfe	Reu	Rme	Rhi	Rsp2	Mmy	Msp2	Mna	Mem	Msc
Media cría	624.8	1339.4	286.8	40.8	50.6	2141.6	2787.75	668.4	115	1474.2
Media Invernada	1002.5	1448.7	115	16.2	1940.2	126.2	35.3			1109

Tabla2. Número total y medio de individuos, censados por especie y época del censo.

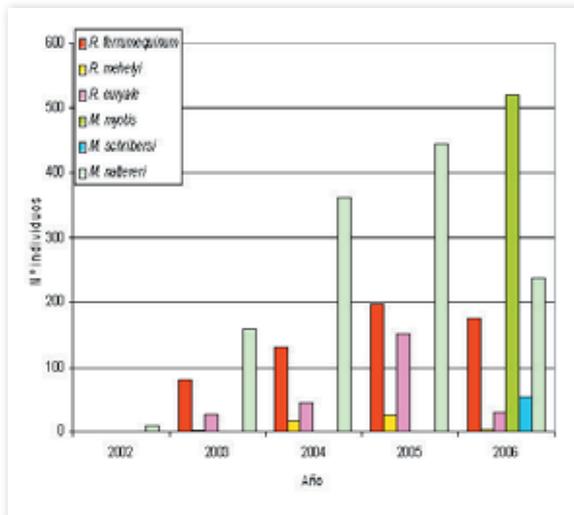


Figura 1. Censos realizados durante la época de cría en la cueva de Los Covachos (Almadén de la Plata).

Tras la actuación realizada se produjo un fuerte descenso de la población. Durante la época de cría del año 2002 se contabilizaron unos 300 individuos de *Myotis myotis*, y una veintena de *Rhinolofos* medianos (en menor número otras especies frecuentes en cualquier cavidad). En el censo realizado en el 2006 solo se encontraron individuos aislados de *R. ferrumequinum* y *Myotis myotis*.

La actuación ha sido reparada, mediante la colocación de tubos de mayor diámetro en un nivel inferior respecto al de los tubos instalados en la actualidad.

Cueva de Santiago Grande (Cazalla de la Sierra, th0001)

En el año 2002 se aplicó un cerramiento consistente en reja con puerta y candado, libre en la parte superior para permitir el paso de especies que no toleran los cerramientos (*M. schreibersi*, *M. myotis*). Ha sufrido actos vandálicos, como rotura de candados, cortes, golpes, etc. En 2006 se han sustituido los candados por cerramientos similares a los situados en



la cueva de Los Covachos. El refugio, a pesar de tener limitado el acceso, sigue siendo visitado de forma descontrolada. La colonia se mantiene estable.

Cueva de Santiago Mediana (Cazalla de la Sierra, th0085)

Aplicación de un cercado perimetral con puerta y cierre de pestillo, ejecutado en el año 2006. Debido a la fecha en la realización de esta actuación no se tiene ningún resultado.

Usuario I (Cazalla de la Sierra, tg0057)

Tras varios años en los que la mina permanece totalmente tapada, en el año 2003 se procede al desescombros de la boca de entrada y la prolongación de la



Cercado perimetral aplicado en la Sima del Hierro (San Nicolás del Puerto).

misma mediante tubos de hormigón de 1m de sección, prolongando la boca a una distancia de 8m de la original. Sin llegar a formar colonia el refugio está siendo ocupado por diferentes especies (*R. ferrumequinum*, *R. euryale*, *R. hipposideros*, *M. myotis* y *M. schreibersi*).

Sima del Hierro (San Nicolás del Puerto, th0073)

Se ha realizado una actuación consistente en la aplicación de un cercado perimetral con puerta y pestillo. No se tiene ningún resultado de la efectividad del mismo debido a la fecha de realización (año 2006).

Movimientos poblacionales

En el período de tiempo comprendido entre julio de 2002 y julio de 2006 se han anillado un total de 923 individuos de ciertas especies (*R. ferrumequinum*, *R. euryale*, *R. mehelyi*, *M. myotis/blythii* y *M. schreibersi*), recuperándose un total de 222 individuos marcados. La mayoría de los anillamientos se llevaron a cabo en julio de 2003 aunque se han realizado algunos en fechas posteriores. En la **tabla 3** podemos ver el número de murciélagos marcados y recapturados por especies.

El resultado de estos anillamientos nos ha llevado a comprobar:

- Alto grado de fidelidad por los refugios (individuos anillados de *Rhinolophus ferrumequinum* en estudios previos en el año 1993 han sido recapturados en el mismo refugio donde se anillaron hasta el año 2006, así como recapturas sucesivas de otras especies en las mismas localidades).

- Gran movilidad entre los refugios. De un modo muy general podría decirse que la distancia media de desplazamientos encontrada ha sido de 15 km para los Rinolófidos y 30 km para los Vespertilionidos (*M. myotis/blythii*, *M. schreibersi*), aunque se han encontrado

Especies	Anillados	Recapturados
<i>Myotis nattereri</i>	64	2
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	65	27
<i>Rhinolophus euryale</i>	97	35
<i>Rhinolophus mehelyi</i>	58	23
<i>Myotis myotis/blythii</i>	283	37
<i>Miniopterus schreibersi</i>	356	98

Tabla 3. Numero de individuos anillados y recapturados por especies

desplazamientos muy superiores (70 km para un individuo de *R. Ferrumequinum* y 141 km para un *M. schreibersi*) de individuos que provenían de refugios situados fuera de los límites del Parque.

■ Uso alternativo de diferentes refugios, en distintas épocas del año y en el mismo período (cría o hibernación).

DetECCIÓN DE VISITAS

Para el control de las visitas a los refugios se instalaron *data-loggers* con sensor de luz, dispositivos donde queda registrado el día y hora del evento. Los datos de estos dispositivos son orientativos ya que no queda reflejado el número de personas que compone la visita. En ocasiones se obtuvieron lecturas anómalas y algunos aparatos debieron ser sustituidos debidos al deterioro que sufrían en las condiciones ambientales que se producen en el interior de los refugios (alto grado de humedad principalmente).

Se instalaron aparatos en los 10 refugios que presumiblemente podrían estar sometidos a una mayor presión por visitas (interés espeleológico o facilidad en el acceso). En la **tabla 4** se pueden ver los resultados obtenidos por cada refugio, mostrándose solo los casos en los que se detectaron visitas. En otros refugios el aparato no detectó presencia de luz por malfuncionamiento aunque se tiene indicios de que fueron visitados. Se comprueba que los refugios son visitados fuera de los períodos apropiados para la

realización de visitas autorizadas por el Parque.

En el caso de refugios en los que se ha aplicado algún tipo de cerramiento se ha producido una disminución en las visitas, aunque no un descenso total.

ESPECIES ARBORÍCOLAS

Para analizar la ocupación y eficacia de cuatro modelos de cajas-refugio para los murciélagos se instalaron 72 cajas, en dos áreas del Parque, dos modelos fabricados en cemento expandido y otro dos modelos fabricados en corcho. En la **tabla 5** se pueden ver los resultados obtenidos por modelos. No se encontraron diferencias significativas en la ocupación de las cajas por área forestal (Rivera del Huéznar-Dehesa del Robledo).

El modelo que mejores resultados ha dado ha sido el de cemento pequeño (modelo 2F, comercializado por Oryx). La mayoría de los modelos de corcho fueron inutilizados por destrozos de picapinos y muchos de los modelos de cemento grande fueron ocupados por nidos de paridos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

MURCIÉLAGOS CAVERNÍCOLAS

Como norma general, en todos los refugios deberán llevarse a cabo las siguientes observaciones:

Refugio	Nº visitas registradas fin de semana/ festivo	Nº visitas registradas día laboral
Los Covachos	7	0
Santiago Grande	15	5
Santiago Mediana	18	7
Santiago Pequeña	3	0
Cerro del Hierro	2	0

Tabla 4. Número de visitas registradas en cada refugio.



Imagen de una caja-nido fabricada con corcho.

■ Revisión periódica cada 6 meses, de la boca y del interior del refugio, para controlar situaciones perjudiciales para los murciélagos, como crecimiento desmesurado de la vegetación en la boca que les impida el paso, arrojado de basuras en el interior, restos evidentes de visitas incontroladas, o cualquier situación potencialmente dañina.

■ Censos de las colonias, cada 2 años, en la época en las que sean ocupadas por los murciélagos, que permitan ver el estado de la población.

En los refugios donde se han aplicado cerramientos o realizado algún tipo de actuación:

■ Revisión del estado de los cerramientos, especialmente de los sistemas de cierre y pestillos, con el fin de detectar posibles actos vandálicos.

■ Revisión de carteles informativos sobre los motivos del cierre.

■ Revisión del estado de conservación de las actuaciones, tanto exterior como interiormente.

En los refugios de interés espeleológico:

■ Intensificar la vigilancia, en fines de semana y festivos, en los períodos más críticos de ocupación de los murciélagos (cría e invernada).

■ Revisar las bocas de acceso para detectar la instalación de nuevos sistemas de anclaje (chapas, paraboles) para el acceso a la cavidad.

■ Controlar posibles restos de la actividad espeleológica (descarburaciones, escalas, cuerdas, etc.)

MURCIÉLAGOS FORESTALES

Con el fin de aumentar la disponibilidad de refugios y preservar los ya existentes deberán seguirse las siguientes observaciones:

■ Colocación masiva de cajas-refugio para quirópteros fabricadas en cemento expandida (modelo 2F comercializado por Oryx) en distintas zonas del Parque.

■ Control de la tala de árboles viejos con huecos susceptibles de ser utilizados como refugio.

■ Mantenimiento de balsas de riego y abrevaderos para el ganado.

Modelo	Ocupada por murciélagos	Indicios de ocupación	No ocupada		
			Inutilizadas nidos/destrozos		Desaparecidas
Cemento Grande	1	1	14	0	3
Cemento Pequeña	5	2	4	0	6
Corcho Grande	0	0	1	7	5
Corcho Pequeña	0	0	0	6	2

Tabla 5. Resultados obtenidos por modelo de caja-nido.

BIBLIOGRAFÍA

DE PAZ, O., DE LUCAS, J., y ARIAS, J.L. 2000. Cajas refugios para quirópteros y estudio de la población del murciélago orejudo dorado (*Plecotus auritus* Linneo, 1758) en un área forestal de la provincia de Guadalajara. *Ecología*, 14:259-268.

FIJO, A., y IBÁÑEZ, C. 2006. *Seguimiento de los Refugios y plan de conservación de los murciélagos del Parque Natural de la Sierra Norte de Sevilla (Informe Final)*. Contrato para la realización de un Proyecto de Investigación Básico, estación Biológica de Doñana (CSIC) y MELONARES U.T.E. Informe inédito. 92 pp.

GUILLÉN, A., ALMENAR, D. y MONSALVE, M.A. 1998. *Plan de recuperación del Rinilofio mediano y otras especies de murciélagos cavernícolas en la Comunitat Valenciana*. Conselleria de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Informe inédito. Vol.2:97-189.

GRAISLER, J. 1979. Results of bat census in a town (Mammalia: Chiroptera). *Vestnik. Spol. Zool.*, 43:7-21.

HUMPHREY, S.R. y COPE, J.B. 1976. Population ecology of the little brown bat, *Myotis lucifugus*, in Indiana and north-central Kentucky. *Spec. Publ., Amer. Soc. Mamal.*, 4:1-79.

IBÁÑEZ, C., MIGENS, E., FIJO, A., QUETGLAS y J., RUIZ, C. 2002. *Seguimiento y conservación de refugios de murciélagos cavernícolas en Andalucía (Cádiz, Huelva, Málaga y Sevilla)*. Memoria final del Convenio de Cooperación Estación Biológica de Doñana/Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Informe inédito. 195 pp.

JONES, C. 1976. Economics and conservation. Pp.133-145., in *Biology of Bats of the New World. Family Phyllostomatidae. Part 1*. (Baker, R.J., J. Knox Jones, and D.C. Carter, eds.). Texas Tech Univ. Press, Lubbock, 218 pp.).

KEEN, R., y HITCHCOCK, H.B. 1980. Survival and longevity of the little brown bat (*Myotis lucifugus*) in southeastern Ontario. *J. Mammal.*, 61:1-7.

RODRÍGUEZ, L. y PALMEIRIM, J. 1994. An infra-red video system to count and identify emerging bats. *Bat Research News*, 35 (4):77-79.

THOMAS, D.W. y LAVAL, R. 1988. Survey and census methods. Pp 77-90 in *Ecological and behavioural methods for the study of bats*. (T.H. Kunz, ed.) Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

TUTTLE, M.D. 1979. Status, cause of decline, and management of endangered gray bats. *J. Wild. Manage.*, 43:1-7.



Adecuación de la mina de Usero (Cazalla de la Sierra) para evitar que los derrubios de ladera obstruyan la entrada y permitir su utilización por las poblaciones de murciélagos.