



EL RUMBO DEL ARCA

**ACTAS DEL I CONGRESO TÉCNICO DE CONSERVACIÓN
DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES**

Formentor, Mallorca / 25-28 de octubre de 2006

Editado por Joan Mayol y Carlota Viada



**Govern
de les Illes Balears**
Conselleria de Medi Ambient



EL RUMBO DEL ARCA

ACTAS DEL I CONGRESO TÉCNICO DE CONSERVACIÓN DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES

Formentor, Mallorca / 25-28 de octubre de 2006



Organizado por la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears

Patrocinado por el Convenio de Berna del Consejo de Europa

Con la colaboración de:

Àrea de Medi Ambient de l'Ajuntament de Pollença
Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente
Fundació Territori i Paisatge (Caixa Catalunya)
Fundación Biodiversidad
Caja de Ahorros del Mediterráneo (CAM)

Agradecimientos:

Toni Font, Marta Zein, Carme Marí, Juan Salvador Aguilar, Antoni March, Xavier Manzano, Jordi Muntaner, Joan Oliver, Miguel McMinn, Ana Rodríguez, Vinyes Mortitx, Gerald Hau, Nuño Ramos y María García.

Logo 'El Rumbo del Arca': Pau Mayol

Ilustración de la portada: Aida Emart (<http://www.aidaemart.com.mx>), cedida para uso no lucrativo

Foto contraportada: Joan Font

Fotos de los autores de los artículos: Toni Font, Joan Mayol y Carlota Viada.

Cita recomendada:

De la obra:

Mayol, J. y Viada, C. (eds.). 2008. *El Rumbo del Arca. Actas del Congreso Técnico de Conservación de Fauna y Flora Silvestres*. Formentor (Mallorca), 25-28 de octubre de 2006. 204 págs. Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.

De un artículo:

Machado, A. 2008. El rumbo del arca, entre la biosfera y la psicósfera. En: Mayol, J. y Viada, C. *Actas de El Rumbo del Arca. Congreso Técnico de Conservación de Fauna y Flora Silvestres*. Págs.: 11-20. Formentor (Mallorca), 25-28 de octubre de 2006. Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.

ISBN:

Depósito Legal: PM-

Maquetación:



Impresión:



ÍNDICE

Presentación	5
Introducción	7
Conclusiones del Congreso	9
Antonio MACHADO: El rumbo del arca: entre la biosfera y la psicofera	11
Cosme MORILLO: La conservación de especies en España en el siglo XX	21
Cristina ÁLVAREZ: Evolución legislativa sobre la conservación de especies	29
Antonio TROYA: La integración de la conservación de la diversidad biológica en la planificación de las grandes políticas comunitarias	37
Camilo J. CELA CONDE, Carlos RAMOS, Atahualpa FERNÁNDEZ y Marcos NADAL: ¿Por qué razón hay que conservar las especies?	45
Valentín PÉREZ-MELLADO: Conservación de especies en islas	51
Enric BALLESTEROS: La conservación de especies en el medio marino	63
Juan JIMÉNEZ: Conservación y cambio ¿Podemos preservar la biodiversidad cuando todo se está moviendo?	69
Joan MAYOL: El papel de la conservación y la conservación de papel	79
José Luis MARTÍN ESQUIVEL: Criterios de prioridad para la catalogación de especies amenazadas a nivel nacional y local	87
Carlota VIADA y Joan MAYOL: Prioridades de conservación de los vertebrados de las islas Baleares	97
Aaron CAVIERES y Gloria OCHOA: Archipiélago Juan Fernández: barreras para conservar un patrimonio amenazado	105

Deli SAAVEDRA y Jordi SARGATAL: Apoyando la conservación de las especies amenazadas desde la Fundació Territori i Paisatge	111
David CARRERAS, Cati PONS-FÁBREGAS, Agnes CANALS y Sonia ESTRADÉ: El valor del seguimiento permanente para la conservación: el modelo del OBSAM en la Reserva de la Biosfera de Menorca	115
Mónica MARTELLA: Integrando la conservación <i>in situ</i> y <i>ex situ</i> para el manejo de ñandúes en Argentina	125
Maties REBASSA: La conservación de especies en el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca: Dos caminos de actuación diferentes pero complementarios	133
Josep Maria BROTONS y Antoni M. GRAU: Actuaciones de la Direcció General de Pesca (Govern de les Illes Balears) para la conservación del delfín mular	139
Joan A. OLIVER, Xavier MANZANO, Samuel PIÑA, Jaime BOSCH, Susan F. WALTER, Matthew FISHER y Ghislaine ABADIE: Presencia de <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> en poblaciones silvestres de ferret (<i>Alytes muletensis</i>) y sus implicaciones en la gestión de la especie	145
Gabriel MOREY, Francesc RIERA, Oliver NAVARRO y Antoni M. GRAU: La conservación de los condrictios en el mar balear	151
Pere FRAGA, Joan JUANEDA y Irene ESTAÚN: La flora amenazada de Menorca: necesidades de conservación y actuaciones desarrolladas	157
Iván RAMOS: El proyecto Bioatles	163
Álvaro CAMIÑA: Las energías renovables y la conservación de aves carroñeras: el caso del buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>) en el norte de la península Ibérica.	171
Nick RIDDIFORD: <i>The Albufera International Biodiversity Group (TAIB)</i>, un modelo de investigación aplicado a la conservación de especies	181
Anexo 1: Programa del Congreso	191
Anexo 2: Directorio de asistentes	195
Anexo 3: Las imágenes del Congreso	201



Miquel À. Grimalt i Vert
Conseller de Medi Ambient

De la misma forma que el ADN transmite información de una generación a otra, en el fascinante proceso de la herencia biológica, las actas de este congreso han pasado entre legislaturas, por lo que me corresponde el placer de presentar el producto de una iniciativa acogida por el equipo político que nos antecedió en la responsabilidad ambiental de las Islas Baleares.

El Congreso de Formentor, como recordaran los afortunados asistentes a la reunión y podrá constatar cualquier lector de este volumen, fue un acontecimiento singular, en el cual un centenar de gestores de conservación de especies de España e Iberoamérica, de muy diversa formación y actividad profesional, reflexionaron sobre la trayectoria y el futuro de esta apasionante materia. Si normalmente este tipo de reuniones constituye la ocasión de analizar casos particulares y entrar en el detalle biológico de una u otra especie, en esta ocasión se intentaron visiones generales que pueden facilitar una reflexión global. El hecho de publicar las actas, incluso con la demora que las circunstancias nos han impuesto, tiene el sentido de hacer accesible la información generada en Formentor a muchos otros profesionales e interesados, por la importancia del contenido de las ponencias y de las conclusiones obtenidas en el congreso.

Interesa destacar que entre la reunión y esta publicación se ha aprobado la Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que incluye diversos aspectos de lo que podríamos denominar “Espíritu de Formentor”, lo que demuestra que los temas tratados aquí estaban (y están) de plena actualidad en el ambiente de la conservación en España. Las Actas de Formentor constituyen un bagaje importante para desarrollar y aplicar la ley del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, pero no hay que olvidar que sus objetivos, entre los cuales destaca la conservación de la diversidad biológica, dependen de la capacitación, motivación y empuje de las personas que tienen esta responsabilidad. Reuniones como ésta, cuyas actas presentamos aquí, constituyen un instrumento para mejorar los conocimientos y las actitudes de los que participan en las mismas o pueden acceder a sus resultados. Esperemos que en un plazo breve se convoque el segundo congreso, y estas actas sean las primeras de una serie que perdure y señale el mejor rumbo para este Arca virtual que garantiza la conservación de la fauna y la flora de la pequeña parte de la biosfera de la cual somos responsables.



La conservación de especies, tanto de fauna como de flora, es la base de la conservación de la naturaleza. Muchos especialistas consideran que la actual crisis de extinción de especies es uno de los problemas ambientales más graves de nuestro tiempo y, por tanto, frenar el proceso es una prioridad. La propia Unión Europea ha asumido como objetivo para el año 2010 detener la pérdida de biodiversidad, que incluye tanto los taxones como los ecosistemas. Así pues, el desarrollo de la capacidad técnica para conservar especies es fundamental para el futuro del planeta. No es fácil conseguir que esta tarea se valore como corresponde: hay un gran sector ciudadano —que alcanza incluso algunos reductos ambientales y de decisión política— que no entiende su importancia y lo minusvalora (“bichos y flores”), sin ser consciente de que las especies son las unidades fundamentales de la vida en nuestro planeta. Parece más fácil que los ciudadanos se angustien ante los grandes retos del cambio climático, ante el deterioro del propio medio ambiente humano (el aire, el agua,...) o la destrucción de espacios naturales, porque la extinción es un fenómeno poco visible, una degradación silenciosa, que parece no afectarnos. Y esto no es cierto: cada especie que desaparece empobrece el planeta tanto por motivos éticos como aplicados, y si se trata de una extinción global, es irreversible; no hay espacios naturales sin especies silvestres, y los fundamentos éticos y aplicados de la conservación son perfectamente conocidos, al menos en ámbitos académicos y profesionales.

Por este motivo, la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears, que impulsa muy diversas acciones de conservación de fauna y flo-

ra en su territorio, ha querido contribuir a mejorar esta situación, convocando un encuentro de reflexión técnica sobre la conservación de especies silvestres que no se limitara a la exposición de casos concretos y a aprender de las experiencias particulares, sino que incluyera también reflexiones de carácter general, en un cierto nivel de abstracción y perspectiva. El documento de actas del congreso tiene el objetivo de difundir sus resultados y estimular la continuidad de este tipo de encuentros.

Hoy en día en los países de habla hispana hay varios cientos de personas que trabajan o colaboran con instituciones, empresas, fundaciones, asociaciones, centros de investigación, prensa, etc., para que la fauna y la flora alcancen una buena situación de conservación. Es este el gremio al que apuntó la reunión. El Congreso estuvo dirigido prioritariamente a un ámbito profesional, sin cerrarse a las contribuciones de amateurs, a la participación de empresas, de periodistas y de los políticos, ya que quienes trabajamos en conservación lo hacemos a menudo en un escaparate que nos aleja de las tópicas torres de marfil.

Las sesiones se iniciaron con una conferencia del Dr. Machado cuyo objetivo fue el de sacudir mentalidades: hay que reorientar el modelo, hay que asumir un cambio de paradigma. Camilo J. Cela Conde evaluó desde la perspectiva de un filósofo cuales son los fundamentos de nuestros objetivos, y las aportaciones de Cosme Morillo y de Juan Jiménez nos perfilaron las tendencias fundamentadas en el camino recorrido en el último siglo y sus propuestas de futuro. El derecho es evidentemente fundamental en este ámbito, y tu-

vimos el privilegio de contar con la contribución de una auténtica sirena (tiene cerebro de jurista y corazón de naturalista), Cristina Álvarez, que analizó con acerado sentido crítico una situación manifiestamente mejorable. Antonio Troya, desde la elevada perspectiva de Bruselas, expuso los instrumentos de integración de la conservación de la naturaleza en las grandes políticas sectoriales. Joan Mayol aportó también una visión abstracta, pero en este caso desde una perspectiva sobre el terreno, por su trabajo en una administración autonómica. Otro responsable a este nivel, José Luís Martín Esquivel, asumió el reto de analizar y valorar los procedimientos por los que se asignan prioridades, punto clave en que la reflexión debería anteceder a las actuaciones. Siendo el congreso en Mallorca, era imposible olvidar las islas y el mar, aspectos magistralmente analizados por los doctores Valentín Pérez Mellado y Enric Ballesteros.

Además de estas ponencias de carácter más general, también se mostraron trabajos más específicos que nos permiten aprender de experiencias concretas. De este último grupo, destacan las aportaciones que nos llegaron desde Latinoamérica y la batería de trabajos de Baleares. Entre las primeras, hay que señalar el emocionante esfuerzo de conservación que se desarrolla en el Archipiélago de Juan Fernández, cuyo valor está muy por encima de los medios disponibles; y la ejemplar integración de trabajos de campo, laboratorio y gabinete, incluyendo la perspectiva económica, de la conservación de los ñandúes argentinos. En cuanto a los trabajos locales, el lector encontrará en este volumen diversos ejemplos de lo diversas y efectivas que son las administraciones que han asumido la conservación de especies en las Baleares, desde las pesqueras a las insulares, en el caso de Menorca, y el caso ejemplar del TAIB, un equipo científico basado en la tarea voluntaria que asegura el seguimiento a largo plazo de la flora y la fauna de un espacio protegido.

Muchas otras informaciones, ideas y conceptos se expusieron en el resto de comunicaciones (28 en total) y carteles (58 trabajos expuestos en este formato). Lamentablemente, no ha sido posible que todos los ponentes redactaran sus contribuciones, aunque muchos de ellos, versados sobre aspectos especializados de otros ámbitos, han aflorado o aparecerán en otras publicaciones más sectoriales.

En los momentos finales de elaboración del presente volumen, los editores sufrimos el que podríamos denominar “síndrome del taxidermista”: hemos conseguido un volumen interesante, que conservará una parte de las ideas generadas en torno al Congreso, pero no es mucho más que algunas piezas del esqueleto y quizá la parte más aparente del espécimen. El que varios asistentes denominaron como “**espíritu de Formentor**”, patente en la riqueza de los debates, los intercambios de ideas, las mesas redondas, e incluso las tertulias vespertinas y de café, no ha podido ser plasmado en el papel (aunque se ha intentado en un anexo de imágenes). “Una mente que ha sido estirada por nuevas ideas, nunca podrá recobrar su forma original”, es una frase atribuida a Einstein. Tenemos la convicción de que en Formentor hubo ideas suficientes para deformar, en positivo, las mentes de los asistentes; esperamos que el producto de nuestra taxidermia conserve, al menos en parte, esta capacidad de estímulo.

Palma, septiembre de 2008



CONCLUSIONES DEL CONGRESO TÉCNICO DE CONSERVACIÓN DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES

Formentor, Mallorca

Los participantes en el Congreso Técnico de Conservación de Fauna y Flora Silvestres, celebrado en Formentor entre los días 25 y 27 de Octubre de 2006, a partir de las 12 ponencias, 16 comunicaciones, 58 trabajos expuestos en paneles, las tres mesas redondas y los debates llevados a cabo, han analizado la situación, evolución, tendencias y oportunidades de la conservación de especies en España y Latinoamérica, constatando una vez más la importancia y valor de este bien natural, que es a la vez un recurso con grandes implicaciones económicas y un patrimonio que debe conservarse por imperativos éticos, morales y estéticos.

Han alcanzado las conclusiones siguientes:

1. Los avances conseguidos en las últimas décadas en el conocimiento, la gestión y la recuperación de especies de fauna y flora silvestres son muy importantes, y demuestran la rentabilidad de los esfuerzos que tanto las administraciones como el sector privado aportan a esta actividad.
2. A la vez que han disminuido determinados factores de amenaza para numerosas especies de fauna y flora, también han surgido nuevos riesgos y problemas que deben ser atendidos.
3. Las condiciones económicas, normativas y sociales de España y en Europa para la conservación de especies están entre las más favorables del mundo, lo que nos sitúa en un alto nivel de responsabilidad ante la sociedad, debiendo pasar de los problemas urgentes a las políticas y prácticas innovadoras de restauración y gestión de las especies silvestres.
4. La conservación de Fauna y Flora Silvestres debe asumir una evaluación de criterios y prioridades, no limitarse al simple objetivo de evitar las extinciones y, sobre todo, afrontar un cambio de paradigma, revisando y ampliando sus objetivos (en toda la dimensión de la biodiversidad y los fenómenos biológicos singulares), y asumir el dinamismo de los procesos biológicos y de las actividades humanas, en una situación inédita en la historia del planeta.
5. La conservación de especies es una práctica horizontal, en la generalidad del territorio y no sólo en los Espacios Naturales Protegidos, y debe incluir, para avanzar adecuadamente, la protección y gestión de las especies prioritarias en conservación, la corrección de factores generales de amenaza y la integración de los objetivos de conservación en las actividades territoriales y económicas.
6. La tarea de conservación de especies de Fauna y Flora Silvestres está abierta a las aportaciones de todos los niveles administrativos y políticos (internacional, europeo, estatal, autonómico, insular y local) y a la iniciativa privada (empresarial y asociativa). Los planteamientos sinérgicos y de colaboración forman parte del enfoque que requiere la dimensión de los desafíos existentes.

7. Desde el punto de vista normativo, se han calificado de adecuadas las decisiones de mejorar y completar la normativa europea (directivas) y estatal (ley básica de patrimonio natural) que inciden en la conservación de especies, cuyos actuales textos han sido decisivos y fundamentales en la evolución positiva de la situación que ha sido descrita. Los asistentes esperan que las nuevas normas se elaboren con el suficiente detenimiento y la mejor técnica legislativa, mejoren los procedimientos de catalogación y protección de especies de fauna y flora, faciliten la iniciativa empresarial, de propietarios de tierras, de fundaciones y de administraciones en favor de las especies, asegurando mecanismos financieros adecuados, y faciliten el desarrollo y solidez del sistema Natura 2000.
8. A la vez, los asistentes consideran que las Comunidades Autónomas, constitucionalmente responsables de la conservación de especies, desarrollen las iniciativas normativas, gestoras, inversoras y participativas que aseguren que se mantenga la tendencia positiva que se ha constatado en los últimos años.
9. Las islas son bien conocidas por haber concentrado hasta ahora los mayores procesos de extinción moderna documentada, y, por tanto, deben ser áreas prioritarias de conservación, con atención especial a las especies endémicas y locales.
10. Se reconocen problemas singulares y graves en el medio marino, donde las condiciones son muy especiales y hay un retraso histórico importante, que exige nuevos enfoques y esfuerzos particularmente intensos.
11. Se ha hecho patente la necesidad de incrementar la comunicación sobre las tareas de conservación de especies silvestres, en atención a los requerimientos sociales de información ambiental, y como la base más sólida para la atención política que merece.
12. La capacitación profesional y técnica de las personas dedicadas a la conservación de especies silvestres puede incrementarse mediante la creación de una estructura asociativa que facilite en nuestro ámbito lingüístico el intercambio de información y experiencias, habiéndose acordado iniciar el proceso para constituir la.
13. Finalmente, acuerdan manifestar su más sincera gratitud a la Caja de Ahorros del Mediterráneo, a la *Fundació Territori i Paisatge de Caixa Catalunya*, al *Ajuntament de Pollença*, a la Fundación Biodiversidad, al Convenio de Berna y a la *Conselleria de Medi Ambient de les Illes Balears*, con una mención especial al Hotel Formentor y su personal, que ha proporcionado un ambiente inmejorable para el desarrollo de los trabajos del congreso.

Formentor, 28 de octubre de 2006

EL RUMBO DEL ARCA: ENTRE LA BIOSFERA Y LA PSICOSFERA



Antonio Machado Carrillo

c/ Chopin 1, 38208 La Laguna, Tenerife,
Islas Canarias

Correo electrónico: antonio.machado@telefonica.net



Resumen: La metáfora “el rumbo del Arca” es sometida a escrutinio, particularmente el papel de Noé —el primer biólogo de la conservación— y el rumbo asumido para el Arca, que bien pudiera estar desencaminado. La motivación de quienes se ocupan de la recuperación de especies se discute en el contexto de la trilogía de Josef Conrad, que incluye “El corazón de las tinieblas”. Ya en términos menos metafóricos, el sentido último de la labor conservacionista y el discurso ecologista se reconsidera en función de un nuevo paradigma. Para ello, se recurre a la Física, en concreto a la termodinámica, que ayuda a comprender los procesos que comprometen el estado de la biodiversidad en el presente. En segundo término, se hace una re-evaluación de la biosfera ante la emergencia de la materia pensante en su seno. Se plantea si la Ecología de corte biosférico es suficiente para explicar o apoyar la solución de los problemas que afronta el bienestar de nuestra especie en la actual psicofera. La conclusión es que necesitamos una Física revolucionada y, por ende, una nueva Ecología que integre la información en sus postulados básicos. Parece, pues, que es muy probable que tengamos el rumbo bastante desencaminado, orientando nuestros modelos hacia el pasado —un planteamiento biosférico- y no hacia el futuro. Rumbo hacia una falacia, pero, pese a ello, el camino es bien seductor.

Palabras clave: Ecología, biosfera, psicofera, conservación, biodiversidad.

Summary: The metaphor on ‘the Noah’s ark course’ is revised, particularly the role of Noah —the first biologist on conservation- and the course assumed for the ark, that could be on the wrong track. The motivation of those who work on species conservation is also discussed in the context of Josef Conrad trilogy, that includes “Heart of Darkness”. In a less metaphoric way, the ultimate intention of the conservationist task and the ecologist discourse are reconsidered according to the new paradigm. For this, it is resorted to Physics, more specifically to thermodynamics, that helps to understand the processes that currently pose problems to the state of biodiversity. Secondly, the biosphere is re-evaluated in view of the emerging of the thinking matter within. It is set out if the biospheric Ecology is sufficient to explain or to support the solution of the problems that our species’ welfare is facing in the present psicosphere. The conclusion is that we need a new Physics and, so, a new Ecology that integrates the information in its basics postulates. It seems, thus, that it is very probable that our course is on the wrong track, because we direct our patterns towards the past —a biospheric approach- and not to the future. A course towards a fallacy but, despite, a very attractive path.

Keywords: Ecology, biosphere, psicosphere, conservation, biodiversity.

Introducción

El rumbo del arca es una excelente metáfora como título para un congreso técnico dedicado a la conservación de la fauna y flora silvestres. Yo, a mi vez, he aprovechado dicha metáfora para encabezar esta conferencia introductoria, pero con una apostilla: *entre la biosfera y la psicofera*.

En materia de conservación de vida silvestre cabe distinguir al menos cinco componentes que están bien representados en la metáfora bíblica: (1) Las especies que han de ser elegidas para superar la “catástrofe”, tema sobre el que se ocuparán otros ponentes, particularmente de los criterios de selección. Es muy probable, y se comprobará con el tiempo, que una buena parte del esfuerzo español en recuperar especies amenazadas ha sido vano por error a la hora de elegir la especie objetivo. (2) El diluvio representa los factores de amenaza, sólo que en la realidad no se limitan a cuarenta días y cuarenta noches de aguacero pertinaz, sino a un continuado y creciente cúmulo de presiones y desastrosos de origen antrópico. (3) El arca en sí representa los instrumentos de la conservación, desde los de índole legislativa al pequeño arsenal de metodologías específicas que se vienen aplicando con mayor o menor fortuna, y a veces con desacierto (herramienta mal elegi-

da). Sobre este punto y por encargo del Secretariado del Convenio de Berna, me ocupé de hacer una revisión de la situación hace ya casi una década (Machado, 1997). La situación ha mejorado mucho desde aquél entonces, y hay otros colegas ponentes que nos pondrán al día. (4) El bueno de Noé representa a los biólogos de la conservación, elemento sobre el que me centraré en esta conferencia, así como sobre el (5) rumbo, ya que se trata de saber hacia dónde vamos.

Al parecer, el arca de Noé estaba hecha para flotar, no para navegar, y pasados los doscientos veinte días en que las aguas cubrieron todas las tierras, se depositó tranquilamente sobre el monte Ararat. Desafortunadamente, este no es nuestro caso, y recuerdo bien una pintada del Mayo francés, que advertía: “Si no sabes a donde quieres ir, lo más seguro es que llegues a otro lado”.

Las tres edades de la conservación

Siguiendo el guión metafórico, me gustaría ahora evocar la trilogía de Joseph Conrad: *Juventud*, *El corazón de las tinieblas* y *En las últimas*, que reflejan a la perfección lo que Juan Benet califica como las tres edades del hombre. En el primer relato, Marlow se embarca rumbo a oriente superando todo tipo de obstáculos, pues le mueve un irrefrenable impulso. En *El corazón de las tinieblas*, un Marlow ya en plena madurez, acepta remontar el río Congo para abastecer a un puesto avanzado de la compañía que fleta su barco. Ha navegado ya mucho y ahora se pregunta si tiene sentido aquello que hace. Lo que va hallando a lo largo del curso del río no le ayuda precisamente a solventar sus dudas. La razón acude en soporte de los derroteros donde le metió el impulso de la juventud, e intenta justificar con anhelo lo que hace y lo que ve, hasta llegar a presentar un informe acomodado a las ortodoxias de la sociedad que le recibe a su vuelta, mintiendo sobre el desencanto y horror que encontró al alcanzar su su-

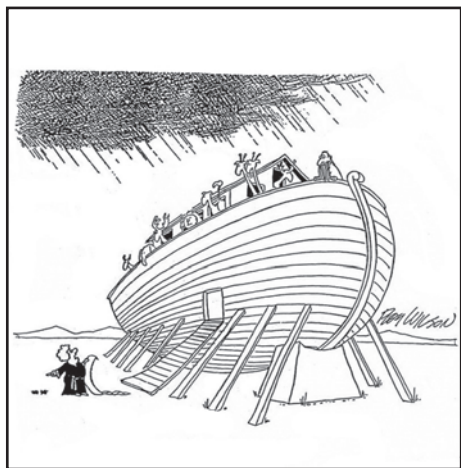


Figura 1. ¿Aceptamos termitas?

puesto destino. *En las últimas*, el capitán Walley, otro marino consumado, ya viejo y casi ciego, sigue navegando aún, entre aguas difíciles llenas de escollos e isletas, casi por rutina y sin otro convencimiento que el de poder dejar algo de dinero a una hija que tiene y que pasa por estrecheces económicas. En esta tercera edad, marcada por la deriva - dice Benet- hay que hacer un esfuerzo para no entrar.

Muchos de nosotros, en nuestra ontogenia profesional, hemos seguido estas pautas, lo mismo, me parece a mí, que el movimiento de la conservación en su conjunto. La etapa del impulso, queda bien representada por la creación de la UICN en Morges, en 1958, o por el peluche panda de tiernos ojos pardos, símbolo del WWF, constituido ese mismo año. El advenimiento de la madurez queda patente en documentos como la *Estrategia Mundial para la Conservación* (1980), o *Cuidar la Tierra* (1990), así como los resultados tremendamente racionalizados de la cumbre de Río, con la Agenda 21 y el Convenio sobre la Diversidad Biológica a la cabeza. Creo que el movimiento conservacionista no ha entrado aún en la etapa de la deriva, como puede haber ocurrido con algunos de nosotros, pero que el riesgo de aventurarse por esos derroteros es ciertamente alto y merece especial atención. Cuando una meta anhelada resulta inalcanzable o, simplemente, se revela como falsa, el desencanto y la melancolía por el esfuerzo realizado (sin premio) se abaten sobre las personas. Y la conservación es lo que hacen los conservacionistas. Por eso, creo, estamos al borde de recibir el empujón definitivo hacia esas tinieblas en las que, según Benet, no hay que adentrarse.

Mi tesis en este ensayo es que el rumbo del arca está desencaminado y que es necesario hacer un esfuerzo de racionalidad para reorientar el timón de la conservación, so pena de zozobrar (incrementando las filas de profesionales *burn-outs*) o caer en la deriva (conservar sin causa, por simple rutina o goce estético).

El rumbo de la conservación sometido a escrutinio

La Estrategia Mundial para la Conservación (1980) lleva por subtítulo: “La conservación de los recursos vivos para el logro de un desarrollo sostenible” (el subrayado es mío). En cuanto a los recursos vivos, el paradigma conservacionista de la actualidad se focaliza sobre la preservación de la biodiversidad, detener la actual tendencia hacia su pérdida, objetivo, por ejemplo, planteado por la Unión Europea para año 2010. Por otro lado, el desarrollo, tal como lo entendemos en el presente, implica uso de energía; de hecho, de mucha energía. El problema estriba en que ambos supuestos son contrarios, incompatibles.

La pérdida de biodiversidad, algo inevitable

A menudo, para entender situaciones complejas es necesario recurrir a los principios simples que en ellas subyacen y las determinan, y que normalmente encontramos en las ciencias llamadas “duras”, como la Física y, particularmente, en la Termodinámica.

La ciencia de la Ecología nos explica que un ecosistema evoluciona de modo natural desde estados juveniles, muy energéticos, disipativos y simples (baja diversidad), hacia estados de madurez, más autoorganizados, menos dinámicos y mucho más diversos y estructurados (figura 2). Este proceso, que conocemos por sucesión ecológica, lleva pues al sistema hacia un estado en el que se maximiza el rendimiento de la energía disponible para mantener una biomasa dada; estado que tiende a mantenerse en el tiempo y a enriquecerse en estructura y diversidad con el transcurso del tiempo a otra escala mayor (evolución).

Cualquier perturbación importante o entrada de energía adicional al sistema que supere la energía de cohesión de sus elementos (rebasa

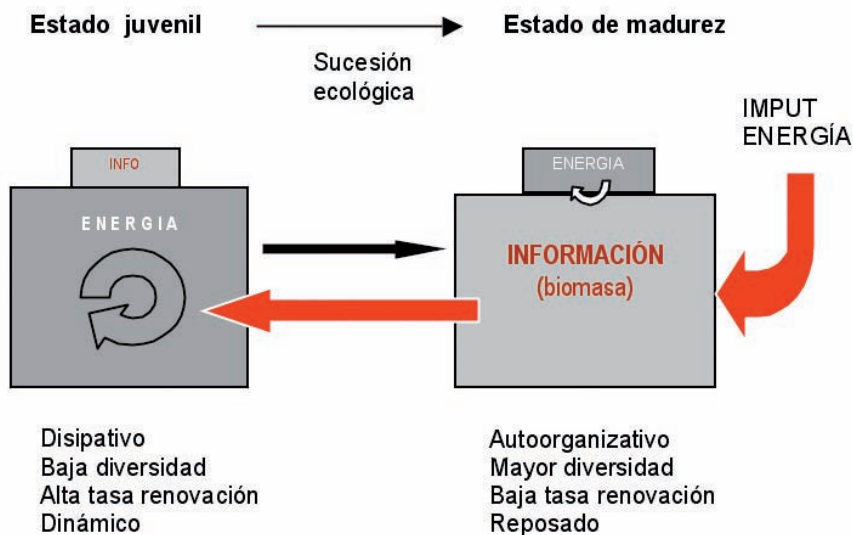


Figura 2. La sucesión ecológica

la resiliencia), provocará una reversión -brusca o paulatina- del sistema hacia estados de mayor juventud.

Considerada la Tierra, en su conjunto, como un ecosistema, parece claro que la civilización viene insuflando energía adicional al sistema, sobre todo en las dos últimas centurias (civilización termoindustrial). Consecuentemente, el sistema se rejuvenece y, con ello, pierde diversidad. En otras palabras, la civilización (= energía) devora biodiversidad, algo termodinámicamente ineludible. Y si lo que se pretende es revertir el signo de la sucesión para que no haya más pérdida de biodiversidad, entonces habría que suprimir la entrada de energía adicional al sistema; es decir, renunciar al desarrollo. Nuestra especie ni siquiera se ha planteado la opción.

La materia pensante, como sistema emergente de la vida

Para poner en contexto la pérdida de (bio)diversidad que lleva aparejada nuestro desarrollo, y la congoja que ello nos produce, es conveniente ubicar el proceso en una escala temporal y espacial mayor.

Al formarse, nuestro planeta solo contenía materia inerte y se configuró con una litosfera, atmósfera e hidrósfera. En un momento dado, de la materia inerte, con sus propiedades físicas y químicas, emergió una nueva propiedad, la vida, y con ella la materia viva (figura 3). Vernadsky (1926) empleó estos términos para destacar la diferente naturaleza y comportamiento de ambas materias; la segunda, con propiedades antes inexistentes en el planeta y con una endiablada dinámica y capacidad creativa. Esto es típico de las llamadas propiedades emergentes.

Además, como sistema complejo adaptativo, la materia viva no solo tiene una alta dinámica, sino que tiende a aumentar (biomasa), se proyecta en el tiempo, acumula información y evoluciona, dando origen a nuevas moléculas, nuevas formas de vida y nuevas capacidades. Es lo que conocemos por evolución darwiniana, cuyo producto en un momento dado es la biodiversidad.

La materia viva es afectada por el entorno, pero ella misma altera el entorno y se ve influenciada por sus propias innovaciones. Surge una biosfera, o capa de la vida, que modifica las propiedades de la litosfera, hidrosfera y atmósfera en las que

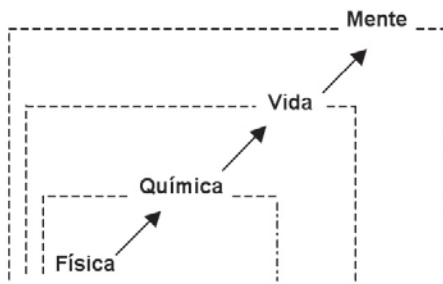


Figura 3. Sistemas emergentes

se sustenta. Esta última, por ejemplo, es profundamente transformada cuando el oxígeno expelido por el proceso de la fotosíntesis, comienza a acumularse en su seno. El oxígeno es un potente tóxico y en su momento debió arrasarse con no pocas formas de vida, antes de que otras innovaran su incorporación al proceso de la respiración, haciendo de una calamidad, una ventaja evolutiva. Al igual que la aparición de las algas tuvo nefastas consecuencias para unas especies y ventajas para otras ulteriores, lo mismo ha ocurrido con otras muchas innovaciones de la evolución. Con los “dientes” surgieron los depredadores y la fauna flotante del Ediacara tocó a su fin, dando paso a otra gama de seres más protegidos y a un dinámico juego de predadores y presas. En realidad, la historia de nuestro planeta ha estado caracterizada por el puro cambio, y las extinciones de especies, a veces relativamente bruscas e importantes (hasta del 95%), son parte inherente de la evolución del sistema. Bien es verdad, que las más bruscas se deben a fenómenos energéticos de origen exógeno (cometas, por ejemplo) o endógenos profundos (la dinámica de la capa “D”, situada entre el núcleo externo y el manto de la Tierra). De hecho, la teoría de la información nos dice que para que un sistema pueda evolucionar, ha de perder memoria (en este caso, especies). La extinción de casi todos los dinosaurios, por ejemplo, dejó abierto los nichos al florecimiento de los mamíferos (nosotros incluidos).

Nos hallamos, pues, ante un sistema-planeta con materia inerte y materia viva en su seno, dotado ahora de una biosfera. Pues bien, en un momento dado y muy reciente, de la materia viva surge una nueva propiedad emergente, la mente, y con ella la materia pensante. Esta nueva materia cumple con las restricciones que le imponen las propiedades físicas, químicas y biológicas sobre las que se soporta (como la vida cumple con la física y la química), pero manifiesta rasgos propios y un comportamiento cualitativamente diferenciado. Una de sus más relevantes características, es la manera en que acumula, aprovecha y proyecta la información en el espacio y el tiempo, llegando incluso a planificar acciones, determinismo que hasta el momento no existía en el universo conocido. Además, con la irrupción de la materia pensante, se inicia un nuevo proceso evolutivo tremendamente más rápido que la evolución darwiniana (sujeta al tránsito de información vía genética, de generación en generación). En la evolución cultural la transferencia de información puede ser instantánea, de individuo a individuo, delegada en el tiempo (a través de los libros, por ejemplo) o proyectada a distancia sobre ondas electromagnéticas (una llamada de móvil).

La psicofera, una realidad inadvertida

Si el surgimiento de la vida provocó profundos cambios en el planeta y sus capas pre-existentes, lo extraordinario sería no esperar cambio alguno con el surgimiento de la mente. El planeta (Figura 4) tiene ahora materia inerte, materia viva y materia pensante en su seno, y se ha dotado de lo que he dado en llamar una psicofera (Machado, 2001) o la capa de la mente. Obsérvese que, si bien la biosfera no ha logrado superar los límites del planeta, la psicofera se desparrama ahora por el espacio en forma de ondas electromagnéticas -radio y televisión- con información operacional consecuencia del comportamiento de la mente.

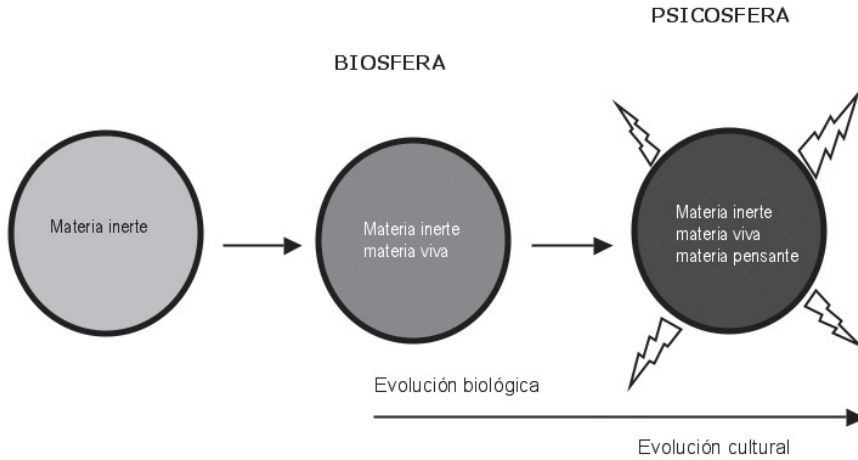


Figura 4. Evolución del sistema Tierra.

Vivimos en una psicofera que es bien distinta a una simple biosfera sin materia pensante, como lo sería la atmósfera si no hubiese materia viva funcionando en ella. La información se procesa a una velocidad sin precedentes y los resultados de la evolución cultural -la tecnología, principalmente- están ahí interactuando entre sí y con todo el entorno biosférico. Esta realidad, incuestionable al menos para mí, ha pasado inadvertida a muchas personas. Tal vez debido a la biofilia arraigada en nuestro genoma, el caso es que tenemos algo así como un cliché roussoniano en nuestro inconsciente y hacia el que derivamos nuestros anhelos. Rechazamos el cambio y nos gustaría que todo permaneciese invariable, sin sobresaltos ni riesgos. Esta tendencia puede ser instintiva y compartida con otras especies, como digo, pero es contraria a las evidencias que nos aporta la razón. Cuando Wilson (1994) dice que "la biodiversidad es la clave para mantener el mundo como lo conocemos", asentimos conformes aunque sea un absurdo, según se ha expuesto. Todos vibramos alguna vez ante el mensaje conservacionista del jefe Seattle: somos hermanos de las especies ante la Madre Tierra... El ecologismo no está exento de esta suerte de romanticismo, lo que no estaría mal -pues es fuente de impulso y juventud- si no fuera desencaminado. No, las

otras especies y el hombre no somos equiparables; tal vez lo sea nuestro soporte de mamífero (cerebro incluido), pero no nuestra mente. Materia pensante y materia viva son cosas distintas y funcionan de manera bien diferente, como ocurre con la materia viva respecto de la materia inerte. El hombre, sin ir más lejos, se ha echado fuera de la evolución biológica.

Cambiar de rumbo en conservación

Esta nueva manera de interpretar la esencia de nuestra especie y el estado del planeta, tiene serias implicaciones en materia de conservación. En la psicofera todo se acelera como consecuencia de una nueva dinámica de la información y por ello no debería de extrañar que la presente extinción de especies resulte más acelerada que en ocasiones anteriores. Y la extinción en sí misma, es consecuencia lógica del funcionamiento de la psicofera, con una especie-mente que manipula las energías exosomáticas en su interés a una escala sin precedentes. Lo raro, repito, sería que con la emergencia de un nuevo sistema, no ya una simple innovación biológica, las cosas siguieran el mismo derrotero.

En segundo lugar, el modelo biosférico que inspira los actuales esfuerzos de la conservación pertenece al pasado y, por tanto, es inalcanzable. Es una trampa de nuestra nostalgia biofílica, como lo son los adjetivos que empleamos a la hora de valorar los cambios que acaecen en el planeta. Hablamos de “destrucción” y no de “alteración”, término que lleva una carga valorativa nada inocente.

El arca ha de corregir su rumbo en 180 grados, dejar de mirar hacia una biosfera anclada en el pasado y orientar sus desvelos hacia el futuro que sea, pero en la psicosfera, que es nuestra realidad y de la cual somos indiscutibles protagonistas. El hombre, además de tener consciencia, puede elegir y planificar. Podemos esforzarnos en eludir las acciones que consideramos perjudiciales a nuestros intereses y optar por otras que supongamos mejores o, simplemente, más estéticas. Podemos equivocarnos (de ahí, la grandeza de la libertad) y también, podemos corregir.

El modelo biosférico que nos ha guiado hasta ahora es fácilmente reconocible, sin embargo, no contamos con un modelo psicoférico sobre el cual proyectarnos. No lo hay; lo construimos día a día. Con todo, el planteamiento de orientar la civilización hacia formas de desarrollo menos despilfarradoras, más eficientes energéticamente, más justas y, en definitiva, más sostenibles con los recursos remanentes, es una opción que parece bien encaminada. Pero hay un inconveniente importante.

Una nueva ciencia a la medida de la psicosfera

La Ecología debe ser a la gestión ambiental, lo que la Física es a la ingeniería o a la Arquitectura. Cabe preguntarse, pues, si la actual ciencia ecológica, de corte marcadamente biosférico, es capaz de dar respuesta a los problemas que nos plantea la Psicosfera. Es más, ¿son capaces la

Economía y la Sociología de explicar el funcionamiento de una psicosfera? Me temo que no, y quisiera extraer aquí la explicación que ya he publicado en otro sitio (Machado, 2006).

Al tratar de la materia viva y de la materia pensante, hay un elemento recurrente al que no se ha prestado la debida atención. Se trata de la información. Para empezar, tenemos un concepto muy sesgado y limitado de lo que es información, vinculándola casi siempre a nuestro lenguaje, a la Teoría de la Comunicación. El concepto es mucho más extenso. Desde el punto de vista físico, la información es un atributo de la materia, la llamada “información estructural”. Un átomo está in-formado; una roca, un cromosoma, también. Todo lo material contiene, o es, información; una cualidad que solo se destruye con el calor (a veces, necesariamente muy alto). Existe luego la llamada “información de control”, en el sentido de Corning y Kline (1998). Es información que emite o recibe -voluntaria o involuntariamente- un sistema, y que influye en el comportamiento de otro u otros sistemas, precisamente en función de su información estructural. Valga el símil de un ordenador que recibe unos datos vía teclado. Lo mucho o poco que haga con esa información dependerá del hardware y software que posea (información estructural) el receptor. Una roca de cantos afilados no influye para nada en otra roca adyacente, pero sí en el comportamiento de un animal que la ve y se desplaza entre ellas.

La información de control tiene asimismo base material, sean los cuantos lumínicos que permiten la visión, las moléculas que provocan el olor, los gritos de alarma o las ondas de radio. Además, cuando dos cuerpos intercambian información, siempre gana más el que previamente tenía más información (principio de San Mateo), una relación ciertamente novedosa en los intercambios de materia-energía. Toda la ciencia cibernética se fundamenta en la circulación de información de control, y es una disciplina ciertamente en auge. Sin embargo, la termodinámica solo se

$$\Delta G = \Delta H - (T / I) \Delta S$$

ΔG = energía libre o usable, ΔH = Entalpía o energía disponible *a priori*,

T = Temperatura absoluta, I = Información, ΔS = Entropía.

La velocidad de los procesos que se desarrollan en sistemas complejos podría ser proporcional a:

$$V e^{-(k \cdot I / T)}$$

V = la velocidad máxima, k = una constante de ajuste

Figura 5. Las fórmulas de Margalef (1980)

ha ocupado tradicionalmente de los intercambios entre materia y energía, con particular atención al calor ingerido o expulsado que determina el coste de irreversibilidad de esos procesos: la famosa entropía. Pero ahí está la información, un tercer componente olvidado que en estos cambios también se altera y, en cierto modo, con signo contrario a la entropía. Sólo Margalef (1980), tan genial como siempre, trata de la información como atributo de la materia y la introduce discretamente en una fórmula a pié de página (ver Figura 5), pero renunció a su desarrollo. Lamentablemente, ya nos ha abandonado.

No podemos profundizar más en este novedoso campo del saber, pero sí tomar conciencia de que la información es la gran ausente en prácticamente todos los modelos físicos y ecológicos al uso. Un taburete con solo dos patas: materia y energía. Y visto que la psicosfera se caracteriza precisamente por la cantidad, cualidad y velocidad de tránsito de la información, mal servicio nos prestarán estas ciencias si aspiramos a explicar y predecir su funcionamiento.

Nos hace falta una nueva Ecología que incorpore a sus fundamentos los intercambios de información, tanto como los intercambios de materia y

energía. Y bien mirado, lo que probablemente haga falta primero, es toda una nueva teoría de Física de la Información (empezando a nivel de física cuántica). Así, con la información como fundamento común, se podrían imbricar entre sí la Ecología, la Sociología y la Economía en un cuerpo teórico holístico, probablemente la única vía para poder comprender nuestra psicosfera de manera integral. Todo un reto.

A modo de conclusión

Como sugiere el título de esta ponencia, el arca de la conservación ha de navegar el trecho intelectual que media entre la biosfera y la psicosfera, pues sólo en ella encontrará su monte Ararat. De seguir con el rumbo actual, entrará en deriva y los conservacionistas irán a engrosar el club de los melancólicos y frustrados, o peor aún, la fila de los quemados, con Ícaro a la cabeza, cuyo impulso le hizo perseguir el sol. Me gusta pensar que si no todo el futuro, algo de él descansa en la proyección de nuestra mente. En este sentido, y aunque el reto intelectual -desarrollar una nueva ciencia holística- es importante, acepto gustoso el deber de ser optimistas enunciado por Popper.

Bibliografía

- Corning, P.A. & Kline, S. J. 1998. Thermodynamics, information and life revisited, Part I: "To be or entropy". *Systems research and behavioural science*, 15: 273-295. Part II. "Thermoeconomics and control information". *Ibidem*: 453-485.
- Machado, A. 1997. *Guidelines for action plans for animal species: planning recovery*. Strasbourg: Council of Europe (Nature and environment nº 92).
- Machado, A. 2001. De la biosfera a la psicofera. 21-50. En: Marcos, C., García, J.A. & Pérez, Á. (eds.) *Gestión y ordenación del medio ambiente natural*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia, Murcia.
- Machado, A. 2006. *La psicofera ¿Necesitamos una nueva Ecología?* Fundación César Manrique, Taro de Tahiche.
- Margalef, R. 1980. *La biosfera entre la termodinámica y el juego*. Ediciones Omega, Barcelona.
- Vernadsky, V. I., 1997. *La Biosfera*. Fundación Argentaria, Madrid, 218 pp [edición rusa, 1926]
- Wilson, E.O. 1994. *La diversidad de la vida. En defensa de la pluralidad biológica*. Círculo de Lectores, S.A., Barcelona.

LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN ESPAÑA EN EL SIGLO XX



Cosme Morillo Fernandez

D.G. para la Biodiversidad. Gran Vía de san Francisco 4.
28005 Madrid. España

Correo electrónico: cosmemorillo@gmail.com



Resumen: El tratamiento legislativo de las especies ha evolucionado desde una división en útiles y perjudiciales hasta la protección actual de todas ellas. La práctica consagró un modelo basado en los espacios singulares y las especies emblemáticas. Este modelo no es adecuado para el Objetivo 2010 y es preciso adoptar otro de carácter anticipativo, con un enfoque territorial y basado en la evidencia.

Palabras clave: legislación, historia, biodiversidad, objetivo 2010, evidencia científica.

Summary: Legislation has evolved from a classification of species as useful or vermin to the current protection of all of them. Conservation work has focussed on exceptional sites and flag species, but this pattern is not a proper one to achieve the 2010 target for which a more comprehensive approach must be adopted, with a proactive attitude, encompassing all species, ecosystems and landscapes and based on scientific evidence.

Keywords: legislation, history, biodiversity, 2010 target, evidence-based conservation.

El siglo XX es el siglo en que surgió la conservación sin fines utilitarios inmediatos y su aparición representa un hito no solo conservacionista sino también cultural. Tomar conciencia de la necesidad de evitar extinciones por causas humanas fue un acontecimiento que puede calificarse de revolucionario. Hoy, esta idea se concreta en el objetivo de mantener en buen estado de conservación las especies y los hábitats que integran la biosfera.

El movimiento conservacionista que había de cuajar en el siglo XX empezó a gestarse un poco antes, a fines del XIX. A nivel mundial suele si-

tuarse en 1872 con la declaración del Parque Nacional de Yellowstone y a nivel español en 1916 con la Ley de Parques Nacionales, inspirada en la corriente surgida en EEUU. Si preferimos algo más autóctono podríamos fijarnos en la Ley de Montes de 1863, que fijó el régimen jurídico de los Montes de Utilidad Pública, que hoy constituyen el sustrato de numerosos espacios protegidos.

Pero aunque tanto los Parques como los Montes de Utilidad Pública han sido fundamentales en las políticas de conservación en España, lo cierto es que no fueron concebidos para la conservación de especies. Las especies tienen su propia his-

toria y la mejor manera de expresarla sintéticamente es repasando la legislación y sus cambios a lo largo de esos cien años (Tabla 1).

Las leyes de caza y pesca de la primera mitad del siglo pretendían en primer lugar *fomentar un ramo importante de la riqueza pública y los recursos del Tesoro* y abastecer los mercados. La caza y la pesca como actividades deportivas sólo se contemplaban secundariamente. Las especies se clasificaban básicamente en útiles y dañinas. Las útiles eran objeto de explotación y se procuraba la destrucción de las dañinas. La protección se aplicaba sólo a las útiles a la agricultura y consistía en que no podían ser objeto de caza. Se estableció así un modelo, que perduraría hasta la década de los 80, en que la protección de las especies no tenía entidad propia y era un apartado o subproducto de la legislación cinegética.

El comienzo de la conservación de especies en España podemos situarlo en el Convenio de París de 1902 sobre Protección de Pájaros Útiles a la Agricultura. Aunque su carácter era utilitario dio lugar a que el reglamento de la Ley de Caza de 1902 incluyera una amplia lista de especies no cazables. Treinta años más tarde España firmó

el Convenio de Londres, el primero que carecía de esa finalidad utilitaria, pero por referirse a especies africanas y no haber sido ratificado por las Cortes no tuvo repercusiones en nuestro país. En 1954 se modificó el Convenio de París, uno de cuyos considerandos dice que *desde el punto de vista de la ciencia, de protección de la naturaleza y de la economía nacional, todos los pájaros deberían en principio ser protegidos*. Su influencia se dejaría notar en la Ley de Caza de 1970.

La ley de Reservas Nacionales de Caza de 1966 y la Ley de Caza de 1970 introdujeron un cambio de orientación. La caza seguía siendo un recurso económico, pero no en términos productivos sino como atractivo que aportaba recursos a las comarcas ricas en especies cinegéticas. Se crearon las Reservas Nacionales de Caza, muchas de las cuales son hoy Parques Naturales o Nacionales y su gestión se adscribió a la Administración que, con ello, adquirió un protagonismo importante. Como reflejo de la nueva filosofía del Convenio de París, se estableció que serían objeto de especial protección las especies de interés científico o en vías de extinción. El Decreto 2573/1973 por el que se protegieron tres reptiles, siete mamíferos y 69 aves fue la primera disposición estrictamen-

Norma	Fecha	Año de entrada en vigor en España
Ley de Caza	1902	1902
Convenio de París Aves Insectívoras	1902	1902
Ley de Pesca Fluvial	1907	1907
Convenio de Londres Fauna y Flora	1933	-
Ley de Pesca	1942	1942
Convenio de París Aves Insectívoras (revisado)	1954	1954
Ley de Reservas Nacionales de Caza	1966	1966
Ley de Caza	1970	1970
Convenio Ramsar	1971	1982
Convenio Bonn	1979	1985
Convenio CITES	1973	1986
Convenio Berna	1979	1986
Directiva Aves	1979	1986
Ley Conservación Flora, Fauna y EN	1989	1989
Directiva Hábitats	1992	1992
Convenio Diversidad Biológica	1992	1992

Tabla 1. Principales normas sobre especies aplicadas en España en el siglo XX.

te conservacionista, y aunque se justificó en la Ley de Caza, pues no había otra, incluyó especies que esa ley no consideraba como cinegéticas.

A partir de ese momento España se desconecta de las tendencias conservacionistas que se estaban gestando más allá de nuestras fronteras y no ratifica ninguno de los convenios internacionales de la década de los 70. Para ello habría que esperar al mandato constitucional que encomienda a los poderes públicos que velen por la utilización racional de todos los recursos naturales. Próximo al final de siglo esta encomienda constitucional se plasma en normas concretas.

La primera es la **Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres**, de 1989. Su objeto es el establecimiento de normas de protección, conservación y mejora de los recursos naturales y, en particular, las relativas a los espacios naturales y a la flora y la fauna silvestres. En ella se introduce la planificación de los recursos naturales (mediante los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales –PORN-) *desde la convicción de que sólo una adecuada planificación de los recursos permitirá alcanzar los objetivos conservacionistas deseados* y se establece la protección de todas las especies mediante tres regímenes complementarios:

- El primero es el *régimen general de protección* para todas las especies (Art. 26, 27 y 28).
- El segundo es el *régimen para las especies que requieran medidas específicas* (Art. 29 a 32), para las que se crea el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y se prevén los correspondientes de las Comunidades Autónomas.
- El tercero es el *relativo a la caza y la pesca* (Art. 33, 34 y 35).

La Ley crea también la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza y, en su seno, el Comité de Flora y Fauna Silvestres con el fin de coordinar todas las actuaciones en esta materia y, en particular, las derivadas del cumplimiento de los

convenios internacionales y de la normativa comunitaria.

La necesidad perentoria de otorgar protección a los retazos más valiosos de la naturaleza y a las poblaciones de especies más amenazadas impidió o al menos dificultó que estos planteamientos impregnaran la política de conservación. El resultado fue que la práctica consagró un modelo basado en el binomio espacios singulares/especies emblemáticas, todavía vigente. Entre los logros de esta política cabe destacar la recuperación casi *in extremis* de las poblaciones de los grandes buitres, el lobo, la malvasía o la gaviota de Audouin y el cambio de tendencia de las del oso, el águila imperial o el quebrantahuesos. En cuanto a los espacios, sitios tan importantes como Santoña, S'Albufera de Mallorca, Cabañeros, Cabrera y tantos otros parecían abocados a cumplir un papel bien distinto del que tienen en la actualidad. Se trata sin embargo de un modelo con grandes limitaciones, entre las que cabe destacar su carácter reactivo, pues sólo actúa cuando la amenaza ya es patente; su enfoque singularizado, que impide considerar el conjunto de la flora y de la fauna y la totalidad del espacio, y la falta de un objetivo definido que permita evaluar su eficacia.

Del mismo modo que la Ley 4/89 se basó en el Art. 45 de la Constitución, la **Directiva relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres** lo hace en el Art. 130 S del tratado constitutivo de la Comunidad Económica Europea. Su objeto es contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres. Para ello utiliza dos procedimientos novedosos. El primero es la división del territorio en regiones biogeográficas, lo que permite superar el obstáculo que tradicionalmente ha representado la no coincidencia de las fronteras naturales con las políticas. El segundo es la creación de Natura 2000, que desborda los límites de los tradicionales espacios protegidos y lleva la conservación a

donde se encuentren los componentes de la biodiversidad de interés comunitario.

Por último, el **Convenio sobre Diversidad Biológica** más que cerrar la lista del siglo XX lo que hace es abrir un nuevo ciclo que habrá de desarrollarse en el XXI. A diferencia de todas las leyes, directivas y convenios anteriores su objetivo de conservación no se limita a unas listas más o menos amplias de especies y hábitats sino a toda la diversidad biológica, lo que justifica plenamente la necesidad de plantearse cual debe ser el rumbo del arca para alcanzar el objetivo establecido por el Consejo Europeo de detener e invertir la tendencia de pérdida de biodiversidad en el 2010.

Mirando hacia el futuro

Las limitaciones señaladas hacen que el modelo actual sea inadecuado para alcanzar el objetivo 2010. Para encarar el futuro es preciso cambiar el paradigma del siglo XX por otro para el siglo XXI orientado a la conservación de toda la biodiversidad, pasando de la aproximación reactiva a la anticipativa, de forma que, además de tratar de recuperar las poblaciones de especies amenazadas, se prevenga que otras lleguen a estarlo. Hay que cambiar el enfoque singularizado por el enfoque global, a partir del hecho de que en conservación no se trabaja con especies sino con poblaciones, que están integradas en comunidades que a su vez forman parte de ecosistemas y estos de paisajes y ecorregiones. La planificación y el seguimiento a escala ecoregional, que permite superar el obstáculo de la no coincidencia de las fronteras naturales con las políticas, sin perjuicio de que la gestión se haga en el marco de estas últimas, debería ser el punto de partida.

Un requisito importante para que éste o cualquier otro proyecto pueda salir adelante es contar con una base jurídica que le de soporte. El de la Ley 4/89 es insuficiente, por lo que debería revisarse

para ampliar su cobertura sin perder ninguno de los elementos positivos que contiene¹.

Por último, uno de los déficit importantes que tiene la política de conservación española es el de un instrumento financiero que, siguiendo el modelo del programa Life de la Comisión Europea, cofinanciase proyectos de conservación.

Conviene sin embargo tener presente que las causas de la actual crisis de la biodiversidad son socioeconómicas, y en tanto esas causas no se modifiquen las propuestas desde el campo de la conservación tendrán una eficacia limitada. La participación de expertos del campo de las ciencias sociales en el diseño y aplicación de esas propuestas podría mejorar considerablemente su eficacia.

El futuro de una profesión

Complementariamente a la búsqueda de un modelo de referencia para la conservación sería preciso prestar atención a la forma en que ejercemos nuestra profesión, tema del que hasta ahora nos hemos ocupado muy poco. Aunque el currículo individual sea la mejor acreditación como profesional, tengo serias dudas, o más bien la certeza, de que exista algo que pueda calificarse como profesión. Somos profesionales de una profesión inexistente y esto resta credibilidad, o al menos visibilidad, ante la sociedad.

Para empezar habría que identificar cuales son los elementos que deberían definir esa profesión.

Me parece importante establecer un código de conducta que sirviera de referencia, tanto a los profesionales como a quien se les encarga o contrata un trabajo, sobre los principios por los que se regirá la actividad profesional.

Es necesario también disponer de normas técnicas: *acuerdos documentados con las específica-*

¹ Durante la edición de las actas se ha promulgado la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad, que ha corregido algunas de las carencias de la Ley 4/89 (Nota de los Editores).

ciones técnicas u otros criterios precisos para ser utilizados de manera consistente como reglas, directrices, o definiciones de características, para asegurar que los materiales, productos, procesos y servicios son adecuados para su propósito (ISO 2001). Müssner y Platcher (2002) han señalado que la ausencia de normas está entre las razones para la falta de aceptación de los objetivos conservacionistas tanto a nivel público como político y proponen que se establezcan procedimientos y metodologías normalizadas. Otros autores (Stem *et al.*, 2005) han puesto de manifiesto la necesidad de establecer definiciones claras de términos usados comúnmente, pues el lenguaje inconsistente conduce en ocasiones a utilizar algunos procedimientos para fines distintos para los que fueron concebidos.

Quizás lo primero de todo sería definir el currículo o conjunto de conocimientos formales que es necesario poseer, de forma complementaria a los que proporciona la titulación académica. Algunas organizaciones como la *Wildlife Society* y la *Ecological Society of America* cuentan incluso con sistemas de certificación, que garantizan tanto al profesional como a la sociedad la cualificación del titular. Puede que a corto plazo no sea viable en España una iniciativa similar, aunque tampoco debería excluirse la posibilidad de implantarlo si en un futuro se dan las condiciones adecuadas.

En el pasado los conocimientos profesionales cambiaban relativamente poco a la largo del tiempo, pero hoy lo hacen con creciente celeridad. Por ello es también necesario disponer de un sistema que facilite la actualización continua del currículo profesional, frente a la forma aleatoria en que se realiza ahora.

Por último, dada la complejidad de los sistemas naturales con los que trabajamos, la única posibilidad de confiar en los procedimientos de trabajo y en sus resultados es basándonos en la mejor evidencia científica disponible.

Hace 30 o 40 años la carencia de información impedía basar las decisiones en la evidencia científica y las actuaciones no podían tener más soporte que el mejor o peor criterio personal.

Hoy por fortuna la situación es bien distinta y, aunque aún es mucho lo que queda por conocer y cada vez se amplía más el horizonte, lo cierto es que en las últimas décadas el conocimiento sobre el medio natural español se ha incrementado de forma espectacular. Tomando como indicador, a título de ejemplo, el número de referencias bibliográficas que figuran en los Atlas y Libros Rojos de vertebrados publicados por el Ministerio de Medio Ambiente, en la década de los 70 bastaba leer un par de publicaciones al mes para mantenerse al día, cifra que se multiplicó por tres en la década de los 80 y que volvió a multiplicarse por tres en la de los 90, cuando ya era preciso leer un promedio de 252 publicaciones al año.

Esta progresión se hace aún más manifiesta si se examina esta última década año a año, que se inicia con 141 referencias en el 91 y se multiplica por 2'7 hasta alcanzar las 380 en el 2000 (Tabla 2).

Si se tiene en cuenta que estas referencias son la bibliografía de un solo proyecto y que a ellas habría que añadir otras muchas no incluidas aquí, la conclusión es que hoy el problema no es la escasez de información, como hace tres o cuatro décadas. El problema hoy en día es como acceder a la información, como evaluarla sistemáticamente y como convertirla en conocimiento útil para la conservación.

Es el mismo problema que se planteó en los 70 el Dr. Archie Cochrane en relación con los tratamientos que aplicaba a sus pacientes. Decidió averiguarlo y, para su sorpresa, encontró que había tratamientos cuya eficacia estaba probada desde hacía al menos una década, pero que no se habían incorporado a la práctica clínica. Al mismo tiempo descubrió que había pruebas

Año	Nº de referencias
1991	141
1992	132
1993	188
1994	224
1995	280
1996	270
1997	293
1998	288
1999	326
2000	380

Tabla 2. Número de referencias bibliográficas sobre vertebrados en el Inventario Nacional de Biodiversidad.

de que otros tratamientos que se aplicaban de forma regular eran ineficaces, e incluso en algún caso perjudiciales.

En 1979 el Dr. Cochrane escribió: ***It is surely a great criticism of our profession that we have not organised a critical summary, by speciality or subspeciality, adapted periodically, of all relevant randomised controlled trials.***

La idea tomó cuerpo durante los 80, dando lugar a la denominada “medicina basada en la evidencia”. En 1992 se constituyó el primer *Cochrane Centre*, seguido de la *Cochrane Collaboration* y del *Centre for Reviews and Dissemination*, dedicados a realizar revisiones sistemáticas de distintas especialidades y ponerlas a disposición de todos los médicos. Hoy existen Centros Cochrane en muchos países del mundo, entre ellos España, y su labor es decisiva para la mejora continua de la sanidad.

El elemento central de la medicina basada en la evidencia es la denominada “revisión sistemática” que analiza la información sobre un tema y refleja en una escala de seis niveles el grado de evidencia disponible sobre ese tema.

Diversos estudios han puesto de manifiesto que, al igual que la medicina en los 70, el trabajo de conservación sigue basándose en gran medida en la experiencia personal y rara vez en la eviden-

cia científica. Según Pullin (2002) en ausencia de evidencia científica los gestores tendrán que apoyarse inevitablemente en las prácticas tradicionales. De acuerdo con este mismo autor, en un análisis de Planes de Gestión en el Reino Unido, el 70% de las acciones se justificaban, en su totalidad o en parte, como métodos tradicionales de gestión, frente al 10% que se basaban directamente en publicaciones científicas directas y el 15% en publicaciones científicas indirectas o secundarias.

Recientemente Svankara *et al.* (2005) en una revisión de centenar y medio de artículos han identificado más de 200 propuestas carentes de soporte científico. Un ejemplo muy ilustrativo es la amplia aceptación de que goza el criterio de que para garantizar la conservación de una región es necesario proteger el 10% de su superficie, recogido incluso en el Plan Estratégico del Convenio sobre Diversidad Biológica. Sin embargo desde los años cuarenta se sabe que existe una relación entre la superficie y el número de especies (Williams, 1943), de tal forma que si la primera se reduce también lo hace el segundo. Concretamente, si la superficie se reduce al 10% el número de especies se reduce a la mitad.

Tomando como referencia el modelo Cochrane, Pullin y Knight (Pullin y Knight 2001; Pullin y Knight 2003) propusieron recientemente que se adoptase el principio de la acción basada en la

Cat.	Quality of evidence
I	Strong evidence obtained from at least one properly designed randomized controlled trial of appropriate size.
II-1	Evidence from well designed controlled trials without randomization.
II-2	Evidence from a comparison of differences between sites with and without (controls) a desired species or community.
II-3	Evidence obtained from multiple time series or from dramatic results in uncontrolled experiments.
III	Opinions of respected authorities based on qualitative field evidence, descriptive studies or reports of expert committees.
IV	Evidence inadequate owing to problems of methodology e.g. sample size, length or comprehensiveness of monitoring or, conflicts of evidence.

Tabla 3. Escala de evidencia propuesta para conservación (Pullin y Knight 2001; Pullin y Knight 2003).

evidencia como el referente de la profesionalidad en la práctica de la conservación y adaptaron para ello la escala de evidencia utilizada en medicina (Tabla 3).

La propuesta recibió rápida aceptación y recientemente se crearon en el Reino Unido el Centre for Evidence Based Conservation y el proyecto Conservation Evidence, que recoge cientos de estudios y resúmenes de revisiones sistemáticas sobre prácticas de conservación.

Aunque para casos españoles sería útil disponer de análisis como los de los ejemplos mencionados, no es aventurado suponer que los resultados no serían mucho mejores que los obtenidos en el Reino Unido y que sería igualmente útil intentar pasar de la conservación basada en la experiencia o la intuición a la conservación basada en la evidencia. Es un enfoque que además de sus beneficios inmediatos permite identificar los campos en que es preciso mejorar el conocimiento. Adicionalmente proporcionaría mayor credibilidad de a las propuestas conservacionistas frente a la sociedad. Como conclusión, mi propuesta es que se adopte como referente de la labor profesional en el campo de la conservación el principio de la acción basada en la evidencia, y que se inste a las administraciones públicas españolas a seguir el ejemplo de sus equivalentes inglesas y financien un Centro para la Conservación ba-

sada en la Evidencia y una base de datos como Conservation Evidence. Seguro que no resolverán todos los problemas, pero sí que serán una contribución importante hacia el objetivo de detener e invertir la pérdida de biodiversidad.

Bibliografía

- Centre for Evidence Based Conservation <http://www.cebc.bham.ac.uk/>
- Conservation Evidence <http://www.conservationevidence.com/>
- Müssner, R. y Platcher, H. 2002. Methodological standards for nature conservation: case-study landscape planning. *Journal for Nature Conservation*, 10:3-23.
- Pullin, A.S. 2002. Evidence-Based Practice in Conservation. Benefits and challenges. <http://affashop.gov.au/product.asp?prodid=13110>
- Pullin, A.S y Knight, T.M. 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology*, 15:50-54.
- Pullin, A.S y Knight, T.M. 2003. Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. *Journal for Nature Conservation*, 11(2): 83-90.
- Stem C., Margoluis, R., Salfsky, N. y Brown, M. 2005. Monitoring and Evaluation in Conser-

- vation. A Review of Trends and Approaches. *Conservation Biology*, 19(2): 295-309.
- Svankara, L.K., Brannon, R., Scott, J.M., Groves, C.R., Noss, R.F. y Pressey, R.L. 2005. Policy-driven versus Evidence based Conservation: A Review of Political Targets and Biological Needs. *BioScience*, 55 (11): 989-995.
- Tisdell, C., Wilson, C. y Nantha, H.S.2006. Public choice of species for the "Ark": Phylogenetic similarity and preferred wildlife species for survival. *Journal for Nature Conservation*,14: 97-105.
- Undertaking Systematic Reviews of Research on Effectiveness. <http://www.york.ac.uk/inst/crd/report4.htm>
- Williams, C.B. 1943. Area and number of species. *Nature*, 152: 264-267.



EVOLUCIÓN LEGISLATIVA SOBRE LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES

Cristina Álvarez Baquerizo

Samara, Servicios jurídicos ambientales, s.c.

Av. Doctor Arce 14, 28002 Madrid,

Correo electrónico: cab@samara.org.es



Resumen: La incorporación de España a la Unión Europea y la consiguiente obligación de adaptar su normativa a nuestro ordenamiento interno, supuso un impresionante salto en la manera de enfocar la conservación de las especies. Sin embargo, mas de veinte años después, un diagnóstico apriorístico de la situación actual, nos dice que la legislación sobre especies resulta insatisfactoria para satisfacer las necesidades de conservación y que las normas dictadas en esta materia podrían caracterizarse como muchas, complejas, inadecuadas e ineficaces. Son muchos los ejemplos en que podemos apoyarnos para justificar estos calificativos. Podemos intentar comprender esta situación partiendo de una diferencia muy relevante que no se suele tener suficientemente en cuenta; la diferencia existente entre el concepto “legislación” y el concepto “Derecho”. Una definición convencional de “legislación” es “conjunto de leyes por las cuales se gobierna una materia determinada”. Pero el Derecho es mas que eso, su naturaleza es la de un autentico Sistema que contiene a la legislación, si, pero también a su preparación, aprobación, aplicación, cumplimiento y evaluación. Podemos afirmar que, en materia de conservación de especies, aun con todas sus carencias y dificultades, la “legislación”, va mejorando, sin ninguna duda, pero el “Derecho” empeora en una evolución peligrosa, ya que la manera en que ignoran sus principios básicos - seguridad, igualdad, publicidad - vuelve, en la practica, irrelevantes las mejoras técnicas en el contenido de la legislación. Para mejorar este estado de cosas es preciso tomarse en serio el concepto de Calidad Jurídica, fomentar la investigación al respecto y en definitiva diseñar y aplicar una política legislativa de conservación de las especies cuyo desarrollo presente coherencia y que sea evaluada en sus resultados, exactamente como se hace en otros campos y técnicas de la conservación de las especies.

Palabras clave: Conservación, Especies, Legislación, Derecho, Política legislativa, Sistema, Calidad Jurídica.

Summary: Spain's accession to the European Union and the resulting obligation to adopt its legal framework led to a considerable progress in the country's approach to nature conservation. However, more than 20 years later, a diagnosis of the current situation indicates that species' legislation does not satisfy their conservation requirements and that the new rules on this matter could be defined as excessive, complex, inappropriate and ineffective. Many examples support that assessment. This situation can be understood if we examine that there is a difference between two concepts, 'legislation' and 'law', insufficiently considered. A conventional definition of

¹ Las notas que dieron origen a este texto fueron preparadas en el otoño de 2006 con la colaboración de Belén López Precioso, a quien agradezco su ayuda.

the term 'legislation' is 'set of rules used to govern a particular matter'. But the 'law' concept goes further, it is in fact a real 'System' that contains inside not only the 'legislation' but also its processing, approval, implementation, fulfilment and evaluation. In that context, regarding species conservation, and despite the deficiencies and difficulties, 'legislation' is improving without any doubt but 'law' is getting worse dangerously, because its basic principles –safety, equality, publicity– are being ignored in a way that make irrelevant the best techniques in legislation content. In order to improve this situation, it is essential to take the concept of *Legal Quality* seriously, to promote research on the matter and, in short, to design and implement a coherent legislative policy on species conservation and to evaluate its results, in the same way that is done in other fields and techniques on species conservation.

Keywords: Conservation, species, legislation, law, legislative policy, system, legal quality.

Las siguientes líneas tratan de explicar la sensación de frustración que invade a los especialistas en conservación de especies ante la relativa ineficacia de la legislación que debería protegerlas. Ineficacia sólo *relativa*, porque todos somos conscientes de que ciertos criterios modernos de conservación se van introduciendo en las normas jurídicas, y de que estas, poco a poco, mejoran en su adecuación a las necesidades de las especies.

Pero aun así, la experiencia nos demuestra que las normas sobre conservación de especies son, con frecuencia, inadecuadas, ignoradas, mal interpretadas y, finalmente, inaplicadas e incumplidas.

Desde luego, podemos asegurar que existe, en la legislación de protección de especies, un antes y un después de nuestra entrada en la Europa Comunitaria. La legislación comunitaria ha tenido algo más que "influencia" en nuestra legislación. La ha conformado. Pero la legislación comunitaria, junto a sus innegables virtudes (corrección técnica, confluencia de criterios científicos y jurídicos, coherencia interna, transparencia etc.), cuenta con algunas características en las que también es preciso detenerse.

En primer lugar, la legislación comunitaria se prepara para muchos estados miembros, con tradiciones jurídicas, políticas y sociales muy diferentes. El que, en tal contexto, sea "adecuada" como instrumento de partida, no garantiza que el resultado final, es decir la transposición de las normas comunitarias a los ordenamientos de los estados miembros, sea "adecuado" también. Para que lo fuera, las instituciones españolas deberían contar también con algún grado de coherencia interna en sus políticas y ordenamientos, es decir, contar con estrategias de conservación de especies, difundirlas, aplicarlas y evaluarlas en un marco de coordinación interadministrativa y de participación pública.

Además, la legislación comunitaria es resultado, en muchos casos, de la presión ciudadana sobre las instituciones. La Directiva de Aves, por poner este ejemplo fue resultado de una impresionante campaña² impulsada por una opinión pública cuyas posiciones distaban mucho de las posiciones y percepciones de la sociedad española de la época.

Carentes de coherencia política e institucional sobre la conservación de especies y carentes también de la presión de una opinión pública

² En el otoño de 1974, el Parlamento Europeo recibió una petición (nº 8/74) de organizaciones nacionales e internacionales de carácter conservacionista coordinadas por BirdLife, bajo el título "Salvad las Aves Migratorias". La petición dio lugar a una Conferencia Internacional que recomendó, finalmente, una moratoria en las capturas y determinó una Resolución del Parlamento de 21 de febrero de 1975 reclamando la prohibición del uso de las redes en las capturas de aves silvestres, la preservación de ciertas especies y la creación de zonas adecuadas de reproducción. Esta Resolución fue la base del primer borrador de la Directiva de Aves, 79/409 (DOCE L103 25.4.79).

cuya existencia sólo muy recientemente se deja sentir, los procesos legislativos españoles sobre conservación han desarrollado, hasta la fecha, un errático camino. El proceso de transposición de la normativa comunitaria ha sido una sucesión de despropósitos jurídicos, incoherencias, contradicciones y una inacción sólo remediada malamente a golpes de requerimientos de las instituciones comunitarias y pronunciamientos del Tribunal Comunitario de Justicia³.

Cada vez que un retraso en la transposición o un incumplimiento han provocado estos requerimientos y pronunciamientos, los legisladores españoles han procedido a ir parcheando sus normas, en una actitud lejana a la necesaria visión global que el tema requería⁴.

Además, el hecho de que nuestra incorporación a la Europa comunitaria haya coincidido con la construcción del estado de las autonomías y con el desarrollo constitucional de los juegos de competencias entre la administración general del estado y las comunidades autónomas, ha supuesto un problema añadido.

Con frecuencia, las comunidades autónomas (CCAA) reclaman poder pero no asumen responsabilidad. Piden competencias, pero no responden por sus incumplimientos ante el Tribunal de Luxemburgo ni ante la Comisión Europea. Ellas incumplen, pero el Estado responde y paga. Recurren normas ante el Tribunal Constitucional en defensa de principios que luego no ejercen, ya que a menudo siguen sin legislar sobre los temas que les corresponden⁵. En lo que depende de ellas, no trasponen la legislación comunitaria

(por ejemplo, sólo ocho de las diecisiete CCAA han legislado sobre la Red Natura 2000.), y cuando lo hacen, muchas veces, las normas resultan malinterpretadas o incumplidas.

Ni el estado ni las CCAA asumen la necesidad de que las leyes de protección de especies y hábitats sean conocidas, correctamente interpretadas y aplicadas por “otras” autoridades que no sean las competentes en especies (agricultura, infraestructuras).

Faltan iniciativas formativas y educativas, sencillas actividades de divulgación que sólo recientemente comienzan a operar tímidamente y casi siempre de la mano de la iniciativa privada (Europarc España, Fundacio Territori i Paisatge, etc.).

Así las cosas, las normas españolas sobre conservación de especies son muchas, resultan complejas, a menudo resultan incorrectas conteniendo repeticiones, incongruencias y errores y, como consecuencia de todo lo anterior, pero también del inadecuado sistema de control de la legislación existente en España, acaban resultando poco eficaces.

Afirmar que son muchas puede demostrarse a través del ejemplo de la Ley 4/89 de Conservación de la Naturaleza que durante años ha gobernado la política legislativa de conservación de especies⁶. A lo largo de menos de veinte años de vigencia, la Ley fue modificada en ocho ocasiones⁷ y desarrollada a través de otras siete normas⁸. Solo el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas⁹ ha

³ Casos finalizados con sentencia condenatoria contra España en el tribunal de Justicia Comunitario; Sobre hábitats: C-355/90, 2 de agosto de 1993. Las Marismas de Santoña, C-354/00, Falta de designación de ZEPAs en Murcia, C-235/04, 28 de junio de 2007. ZEPAs, Insuficiencia manifiesta de clasificación en número y en superficie. Sobre especies (caza): C-79-2003, 9 de diciembre de 2004 sobre la ilegalidad del parany; C-135/04 9 de junio de 2005 sobre la contrapasa en Guipúzcoa; C-221/04 18 de mayo de 2006 sobre lazos y cepos en cotos de caza.

⁴ Los Art. 28, 33, 34 y 38, de la Ley 4/89 se modificaron por la existencia de un procedimiento de infracción al derecho comunitario a través de la Ley 53/2002, de 30 de diciembre, de presupuestos.

⁵ A título de ejemplo tenemos a la Comunidad de Madrid, recurriendo Leyes básicas del estado ante el Tribunal Constitucional en aspectos relativos a caza por supuestas injerencias competenciales, pero sin dictar ninguna Ley de Caza.

⁶ En la preparación final de este texto, ya ha sido aprobada la Ley 4/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad.

⁷ Las modificaciones fueron las siguientes: al Art. 28 y se añade una disposición adicional octava, por ley 40/1997, de 5 de noviembre; a los Art. 21.3 y 4, 35.1 y 2 y 41.2, por ley 41/1997 de 5 de noviembre; a los Art. 19.3, 22 quáter, 23.5.c, 23 bis.6.c y 23 ter.3 y se añadió el Art. 23 quáter, por ley 15/2002, de 1 de julio; a Los Art. 28, 33, 34 y 38, por ley 53/2002, de 30 de diciembre; a los Art. 28.5 y Art. 21.1, 26.4 y se añade un capítulo II bis al título III y un anexo II, por ley 43/2003, de 21 de noviembre, Los Art. 22, 23, 23 ter, 28, 39, anexos I y II, disposiciones adicionales 5 y 8, y añade la 9, por ley 62/2003, de 30 de diciembre de 2003.

⁸ Desarrollo de la disposición adicional sexta por Real Decreto 873/1990, de 6 de julio; Desarrollo del Art. 34.c), por Real decreto 1118/1989, de 15 de septiembre, desarrollo de varios preceptos, por Real Decreto 1095/1989, de 8 de septiembre.

⁹ Real Decreto 439/90 de 30 de marzo por el que se regula el catálogo Nacional de Especies Amenazadas

sufrido diez modificaciones (si bien en este caso, la precisa flexibilidad de este instrumento puede determinar la utilidad de estas modificaciones). Además, la Ley 4/89 ha generado directa e indirectamente otras cuatro Leyes sobre explotación y uso de especies. Así, un juez que tuviera que aplicar competentemente la legislación sobre conservación de especies tendría que tener en cuenta treinta instrumentos normativos de carácter básico, sin empezar siquiera a pensar en la legislación autonómica.

Que resultan complejas es una realidad que, a la hora de ser expuesta, sólo presenta la dificultad de escoger los mejores ejemplos de entre los cientos de ellos con que contamos. Un ejemplo que parece útil valorar es el del propio concepto de “especie amenazada”. En este caso, el concepto científico parece estar más o menos claro, aunque ni los técnicos coinciden del todo en los criterios. Así que las cosas resultan más difíciles aún cuando se quiere plasmar a nivel jurídico.

¿Qué es, en términos jurídicos, una especie amenazada?, ¿se diferencia en algo de una catalogada? Parece que sí. Desde luego, el Tribunal Supremo¹⁰ ya ha señalado que el delito de “caza de especies amenazadas” - que es el término empleado en el Código Penal- sólo se aplica a especies En Peligro de Extinción y a las Sensibles a la Alteración de su Hábitat y no, por ejemplo, a las Vulnerables.

Entonces tenemos especies catalogadas, tenemos especies amenazadas y parece ser que tenemos también especies protegidas. ¿Qué es legalmente una especie protegida?

Desde el punto de vista de los Convenios Internacionales¹¹ las cosas parecen sencillas. Las especies que se quieren proteger se contienen en

Anexos y listados, unas protegidas directa y especialmente y otras mediante el control y la ordenación de su explotación. Pero ese no fue el criterio de la Ley 4/89. En primer lugar la ley enunciaba un principio genérico de protección para “todas” las especies. Pero, según su redacción, podría entenderse que las especies cinegéticas y piscícolas no estaban verdaderamente protegidas¹².

También hemos señalado que las normas resultan inadecuadas. Inadecuadas para los objetivos de conservación, habitualmente como consecuencia de olvidos, errores o confusiones en términos de técnica legislativa. En este sentido, también es difícil escoger un ejemplo, pero el de la protección de los murciélagos es muy adecuado para demostrar como una incorrecta técnica legislativa puede destrozar los mejores deseos de conservación. Todos los murciélagos están estrictamente protegidos en la Directiva Hábitats, que prohíbe la destrucción de sus lugares de reproducción. En el Real Decreto de transposición¹³ se señalaba que les era aplicable el régimen de la Ley 4/89 y el del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA). Pero si se consultaba el catálogo, se comprobaba que algunos murciélagos habían sido catalogados como *Sensibles a la alteración de su hábitat*, por lo que, paradójicamente, no se les aplicaba el Artículo 31 de la Ley que se refería a la protección de los lugares de cría que, en la práctica, quedaban desprotegidos.

Para terminar, es preciso justificar la calificación de “poco eficaces” que hemos hecho de las normas. Al respecto, los tribunales de justicia nos deparan muchas oportunidades de ilustrar esta afirmación. Uno de mis ejemplos favoritos es un Recurso Contencioso Administrativo en que básicamente se trataba de una ZEPA con presencia de una pareja de águila imperial nidificante y donde operaban unas canteras de granito que se

¹⁰ STS nº 1302/1999, de 8 de febrero de 2000 de la sala Tercera del Tribunal Supremo, tesis reiterada en la STS nº 1726/2002, de 22 de octubre y STS 7938/2006, de 6 de noviembre de 2006.

¹¹ Convención para la protección de la Vida silvestre y sus Hábitats, hecho en Berna el 19 de septiembre de 1979. Convención de 23 de junio de 1979 sobre conservación de especies migratorias hecho en Bonn, etc.

¹² Ver Art. 28.1 en relación con el 26.4.

¹³ Real Decreto 1997/1995 de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la Conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres.

pretendían ampliar. Las canteras implicaban la utilización de explosivos a 150 metros del nido. El Ayuntamiento y la Comunidad Autónoma se pronunciaron a favor, autorizaron las labores mineras y SEO/BirdLife interpuso un recurso. Los informes ornitológicos solicitados durante la fase de prueba señalaron que el águila había criado todos los años a pesar de la actividad de las canteras. Tras unos cuatro años de tramitación, se obtuvo una sentencia¹⁴ en la que el Tribunal Superior de Madrid (entre otras cosas, ya que el pleito no se dirimió respecto a razones de conservación de espacios sino respecto del procedimiento de evaluación de impacto ambiental) señala que unos especímenes que no sólo no habían sufrido daños en esa situación, sino que habían continuado criando, *probablemente* pudieran adaptarse a la existencia de una cantera un poco más grande. Es decir, el Tribunal, omitiendo cualquier consideración relativa a la protección preventiva y a la existencia si no de daños, sí de riesgos, se limita a trasladar la responsabilidad de la conservación a la propia pareja de águilas imperiales, conminada a demostrar su capacidad de adaptación a los nuevos tiempos o desaparecer. Y todo ello a pesar de los más de ocho artículos que en la Ley 4/89 señalaban la necesidad de aplicación de los principios de precaución, prevención y cautela a la protección de las especies.

Estos defectos de la legislación tienen su origen en los problemas que afectan al derecho, como se apuntaba líneas más arriba.

Hemos dicho ya que el Derecho puede definirse como un sistema. Según afirma la Doctrina, el objeto de dicho sistema es *la conformación justa del orden social para el logro de la paz civil en un entorno dado según sus circunstancias*¹⁵.

Así pues, el Derecho es un Sistema; es decir, puede ser estudiado a partir de la dinámica de sistemas. Y esto es interesante porque si nos fijáse-

mos exclusivamente en la legislación, caeríamos en lo que los juristas llamamos la dogmática. La dogmática es el estudio y consideración de los dogmas del derecho, es decir, las normas jurídicas positivas escritas y vigentes en un tiempo y espacio dado. Sin embargo, la dogmática puede degenerar en una mera afición irrelevante si se olvidan los postulados axiológicos y las ciencias sociales. Si eso ocurre, el derecho nunca coincidirá con la realidad sociológica, ya que se desvinculará de la sociedad. Hay que reparar en la legislación, pero no desde el exclusivo punto de vista de su contenido, sino desde el punto de vista de su preparación y producción, su relación con otros ámbitos del ordenamiento jurídico, su cumplimiento y sus sistemas de control y sanción. En el ámbito de la conservación de especies, falta esa visión de *sistema*. La preparación de las normas no integra las sensibilidades sociales al respecto, adecuándolas a una correcta técnica legislativa. La relación con otros ámbitos del ordenamiento jurídico deja muchos huecos sin cubrir. Los sistemas de control y sanción chocan con las dificultades inherentes a los procedimientos administrativos y judiciales así como también con la falta de formación y dotaciones específicas.

Hemos señalado también que el objeto del Derecho es *la conformación justa del orden social*. Esto tiene que ver con lo que llamamos la política legislativa. La política legislativa alude a un problema de estrategia y de táctica de la norma en función de los fines de transformación social pretendidos por la misma. O sea que el derecho debe responder eficazmente a las exigencias y necesidades sociales formuladas por la política legislativa. Y resulta sumamente complicado contar con una política legislativa adecuada en un tema de frágil aceptación social, como la conservación de las especies, en torno al cual se dan, sin embargo, verdaderos conflictos de intereses y, además, en el marco de una crisis política y social que afecta al modelo de estado en que vivimos.

¹⁴ Tribunal Superior de Justicia de Madrid, Sala de lo Contencioso-administrativo, 27 de octubre de 2004.

¹⁵ Granado Hijelmo, Ignacio. 2001. "Técnica legislativa y función consultiva". Anuario jurídico de La Rioja, 6-7 (2000-2001): 173-204.

El Derecho cuenta con una serie de principios conformados a través de los siglos y cuyo respeto las sociedades han venido juzgando como relevante. De hecho, la Constitución Española¹⁶ garantiza el principio de legalidad, la jerarquía normativa, la publicidad de las normas, la seguridad jurídica, la responsabilidad y la interdicción de la arbitrariedad de los poderes públicos.

Varios de estos principios se ponen en serio riesgo ante la situación descrita hasta ahora. El principio de seguridad se ve cuestionado ante la falta de corrección estructural (formulación adecuada de las normas del ordenamiento jurídico) y de corrección funcional (cumplimiento del Derecho por sus destinatarios y especialmente por los órganos de su aplicación). Además, la elevada cantidad de normas promulgadas, así como la rapidez con la que se legisla, provocan la falta de claridad, rigor o de coherencia, toda vez que las contradicciones e imprecisiones de las normas constituyen ataques al principio de seguridad jurídica.

El principio de igualdad se ve en entredicho porque dentro de la teórica existencia del estado coexisten situaciones jurídicas diferenciadas, fruto de diferentes posiciones de consenso social y de correlación de fuerzas existentes entre ellas.

El principio de publicidad no puede entenderse cumplido a través de las meras publicaciones de las normas en los boletines oficiales correspondientes, porque la producción legislativa ha ido *formando poco a poco una masa, cada vez menos inteligible, dentro de la cual los aplicadores de las normas no pueden desenvolverse con facilidad ni discernir sin esfuerzo cuál es el derecho aplicable a un hecho, relación o situación jurídica determinados*¹⁷. El crecimiento incontrolado y desordenado del material normativo conlleva como consecuencia la inmediata dificultad para

conocer cuál es el Derecho aplicable, y más aún, cuál es el Derecho vigente.

La ley ya no es fruto de la voluntad política representativa de la voluntad general, sino obra de los técnicos de la Administración. Los técnicos y los científicos expertos no colaboran con los juristas sino que más bien los desplazan en el momento de la elaboración legislativa.

Como consecuencia de todo lo anterior, podemos decir que, hoy por hoy, el derecho de protección de especies es arbitrario, entendiendo “arbitrario” como *hecho por la voluntad o gusto de alguien, sin sujeción a reglas o normas, o a la razón. Inmotivado o infundado*¹⁸.

La necesidad de atención a la calidad jurídica

La falta de calidad jurídica de la legislación sobre protección de especies debe ser corregida mediante la aplicación de elementos objetivos de valoración. Entre los elementos para la valoración de la calidad legislativa, que podrían convertirse en indicadores de calidad, deben tenerse en cuenta los relativos a la producción normativa, dentro de los que se encontrarían la participación de las administraciones en foros internacionales y comunitarios, la existencia de flujos de información entre las administraciones y los sectores sociales, los procesos de consenso y la coherencia de las políticas establecidas.

Una mejora de la situación podría darse en corto plazo, limitándose al cumplimiento de las *Directrices de técnica legislativa del Gobierno*¹⁹. Eso implicaría la inclusión en los anteproyectos de memorias explicativas de las opciones acordadas - particularmente las razones de la sustitución o

¹⁶ Constitución española, Artículo 9.3.

¹⁷ García de Enterría, Eduardo. 1999. Justicia y Seguridad jurídica en un mundo de leyes desbocadas. Cuadernos Civitas. Civitas Ediciones. 110 págs.

¹⁸ Moliner, María. 1998. Diccionario de uso del español María Moliner. Ed. Gredos.

¹⁹ Directrices de técnica normativa, aprobadas por Acuerdo del Consejo de Ministros de 22 de julio de 2005

derogación de normas-, la inclusión de memorias económicas para calcular el coste de su aplicación, la incorporación de tablas de derogaciones y vigencias y la utilización del lenguaje adecuado.

También deberían incluirse entre estos elementos de valoración los datos relativos a la aplicación de esa normativa, tanto a través de la coordinación inter administrativa como de las prácticas de gestión. Por último, los datos sobre control y sanción de incumplimiento. Una vez determinada la calidad legislativa sería posible un esfuerzo eficiente en términos de divulgación y también en términos de financiación.

En la fecha de redacción final de estas notas ya ha visto la luz, como hemos señalado, la nueva Ley básica estatal para la protección de la naturaleza, *Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad*, a la que cabe desear el mayor de los éxitos. Su denominación, incorporando la idea de Patrimonio Natural, inédita en nuestra legislación, es muy interesante. Caben dudas, sin embargo, sobre el hecho de que caracterizar a nuestra Biodiversidad como “patrimonial” vaya a aumentar la estima que la sociedad siente por ella. La caracterización jurídica de “patrimonio”, debe venir *después* y no *antes* de que la sociedad en su conjunto haya dado muestras de aprecio hacia el bien que se pretende proteger. A menudo, durante mi ejercicio profesional he releído el siguiente fragmento, extraído del preámbulo de la Ley de Patrimonio Histórico²⁰, y he deseado que algún día, podamos afirmar, con fundamento, algo similar en relación con la conservación de nuestras especies:

El Patrimonio histórico español es una riqueza colectiva que contiene las expresiones más dignas de aprecio en la aportación histórica de los españoles a la cultura universal. Su valor lo proporciona la estima que, como elemento de identidad, merece a la sensibilidad de los ciudadanos. Porque los bienes que lo integran se han convertido en patrimoniales debido exclusivamente a la acción social que cumplen, directamente derivada del aprecio con que los mismos ciudadanos los han ido revalorizando.

²⁰ Ley 13/1985 de 25 de junio

LA INTEGRACIÓN DE LA CONSERVACIÓN DE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN LA PLANIFICACIÓN DE LAS GRANDES POLÍTICAS COMUNITARIAS



Antonio Troya Panduro

Consejero de Medio Ambiente

Representación permanente de España ante la UE
Boulevard du Régent 52. 1000 Bruselas

Correo electrónico: Antonio.troya@reper.mae.es



Resumen: A lo largo de las últimas décadas, el refuerzo de las estructuras administrativas dedicadas a la Conservación de la diversidad biológica, la abundante legislación adoptada, el incremento de la conciencia social y la incorporación de la biodiversidad al discurso político, parecen indicar que la conservación de la diversidad biológica y su uso sostenible en la Unión y en sus Estados Miembros, es una política madura y operativa y que, por tanto, en los últimos tiempos se ha conseguido frenar su declive. No obstante la realidad atestigua que el esfuerzo realizado no se corresponde con los resultados esperados, ya que el estado de las especies y de sus hábitats sigue siendo desfavorable en general. Para revertir la tendencia de la desaparición de la diversidad biológica, si bien es necesario reforzar las líneas de trabajo que se han venido desarrollando hasta el momento –ya clásicas- y sobre todo afianzar los logros alcanzados, resulta apremiante incorporar nuevas metodologías globales de análisis y de acción para contrarrestar o potenciar el impacto de los vectores antrópicos que condicionan negativa o positivamente el estado de la biodiversidad. Un objetivo prioritario debe ser la integración de la conservación de la biodiversidad en la planificación y en la aplicación de las demás políticas sectoriales, en particular la agrícola y la pesquera, la de desarrollo regional, la de turismo y la de transporte. Es necesario incorporar nuevos enfoques en la política de conservación de las especies y de sus hábitats (económicos, fiscales, sociales y educativos) para abordar el problema desde su génesis con el fin de ser más eficientes en el diseño de las soluciones y asegurar una alta probabilidad de alcanzar el objetivo buscado.

Palabras clave: biodiversidad, política comunitaria, planificación integrada, agricultura, conservación.

Summary: Through the last decades, the reinforcement of the administrative structures dealing with biodiversity conservation, the abundant legislation approved, the increase of social awareness and the integration of biodiversity in politics seem to indicate that biodiversity conservation and sustainable use is, in the European Union and its member States, a mature and operational policy and that, thus, biodiversity decline has been reduced. Nevertheless, the real picture confirms that the effort done does not correspond to the expected results, and that species and habitats conservation status is, in general, still unfavourable. In order to stop the loss of biodiversity it is necessary to reinforce the 'classic' working lines consolidating its achievements, but it is also urgent to incorporate new global methodologies on analysis and action to compensate or increase the impact of anthropic elements that affect negative or positively the biodiversity status. A main

objective should be the integration of biodiversity conservation in other sectoral policies planning and implementation, namely agriculture, fisheries, regional development, tourism and transport. New approaches are needed in species and habitats conservation policy (economic, legal prosecution, social and educative) to tackle the problem from its origins in order to be more efficient in the solutions design and ensuring a high probability to reach the objectives.

Keywords: biodiversity, community policy, integrated planning, agriculture, conservation.

Las dos últimas décadas del siglo pasado fueron de especial importancia para la consolidación de la política europea de conservación de la biodiversidad, tanto en el marco de las políticas nacionales como en el comunitario.

Durante este tiempo las estructuras administrativas y las organizaciones dedicadas a la conservación de la diversidad biológica en los Estados Miembros y en la propia Unión, no han cesado de consolidarse, incrementando sus capacidades técnicas y la profesionalidad de sus gestores.

Como consecuencia lógica de esta evolución, la normativa sectorial fue creciendo proporcional-

mente, desde las administraciones regionales hasta la comunitaria, de tal modo que hoy día la Unión Europea cuenta con un corpus legislativo, en este sector, que puede considerarse como excepcional, si no único, en el mundo.

La Red Natura 2000, formada por 21.574 Lugares de Importancia Comunitaria que cubren una superficie de 648.441 km² del territorio de la Unión Europea (UE-27) constituye el resultado más notorio de la aplicación de la Directiva Habitat, máximo exponente del conjunto de normas jurídicas estatales y comunitarias dedicadas a la conservación de la diversidad biológica. Aunque promulgada hace ya casi quince años, su desa-

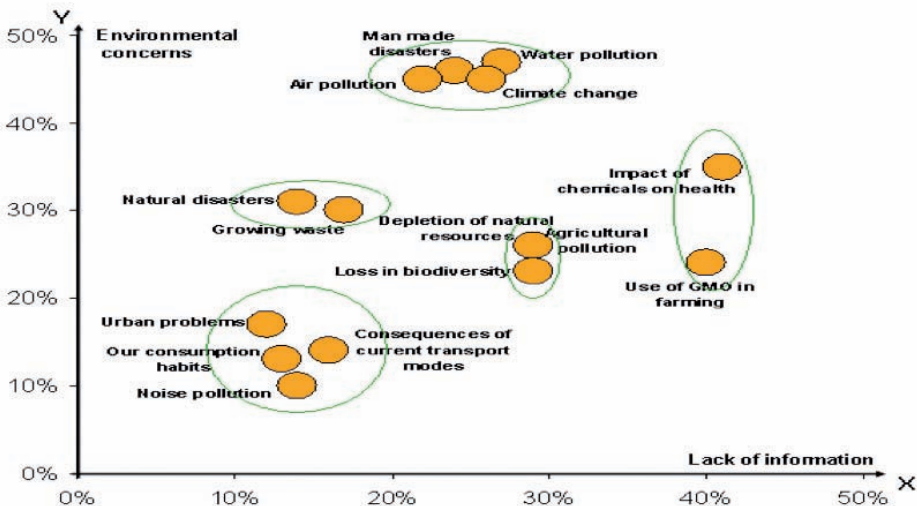


Gráfico 1.- Comparación entre las preocupaciones medioambientales de los ciudadanos de la UE y su falta de información sobre esos mismos temas. (Euro barómetro Especial 217, CE, 2005).

rollo completo aún exigirá algún tiempo adicional y habrá que esperar mucho más para alcanzar los objetivos que establece.

Así mismo, el conjunto de los presupuestos asignados a esta política han aumentado paulatina, pero notablemente, hasta consolidarse como un epígrafe estable en todos los presupuestos europeos.

Junto a todo ello, la conservación de la diversidad biológica es un tema al que los ciudadanos europeos conceden una cierta importancia a juzgar por las conclusiones que se extraen del Euro barómetro especial sobre medio ambiente, realizado por la Comisión Europea en el año 2005¹. Así, aproximadamente el 25% de los ciudadanos de la UE-25 considera que la pérdida de la diversidad biológica es un problema a tener especialmente en cuenta por los poderes públicos, aunque con bastante menor prioridad que la contaminación de las aguas o el cambio climático, alteraciones medioambientales que, a su vez, preocupan a casi el 50% de esos mismos ciudadanos. No obstante, el 30% de los ciudadanos de la UE consideran que tienen poca o muy poca información sobre la pérdida de la biodiversidad y de los recursos naturales (Gráfico 1).

Finalmente, y en este contexto, el propio Consejo Europeo ha manifestado en varias ocasiones que, junto al cambio climático, la disminución de la biodiversidad – tanto dentro de sus fronteras como fuera de ellas- es otro de los grandes retos a las que se enfrenta la Unión Europea.

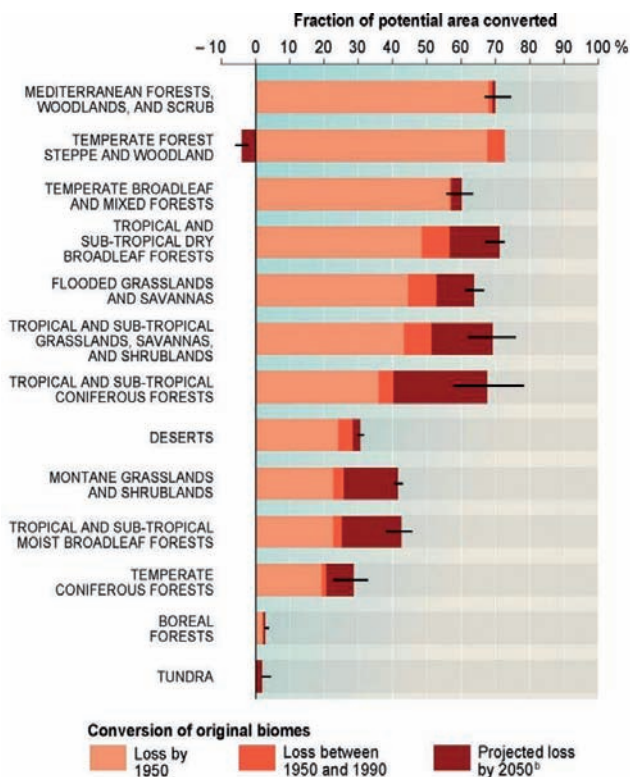


Figura 1. Tendencia en la modificación de los ecosistemas (© 2005 Millennium Ecosystem Assessment).

Todo este conjunto de realidades, estructura administrativa, legislación abundante, concienciación social y discurso político, parece indicar que la conservación de la diversidad biológica, en la Unión y en sus Estados Miembros, es una política madura y operativa y que, por lo tanto, su declive se ha frenado a lo largo de estos últimos 25 años y que el mantenimiento de las especies silvestres y de los habitats naturales que aún poseemos, está asegurado a medio y largo plazo.

Sin embargo la realidad atestigua que el esfuerzo realizado no se corresponde con los resultados esperados. En su informe del año 2005² sobre el estado y las perspectivas del medio ambiente europeo, a título de ejemplo, la Agencia Europea de Medio Ambiente concluye que el 43% de las especies de aves se encuentra en una situación

¹ http://ec.europa.eu/public_opinion/archives/ebs/ebs_217_en.pdf
² http://reports.eea.europa.eu/state_of_environment_report_2005_1/en

desfavorable; el 12% de las 576 especies de lepidópteros ha sufrido un acusado descenso de sus poblaciones y que alrededor de 600 especies de plantas se consideran extinguidas en estado silvestre o están en grave peligro de extinción, mientras que el 45% de nuestros reptiles y el 52% de nuestros peces de agua dulce, están amenazados. Los datos sobre el estado de conservación de los hábitats no son más halagüeños; como muestra, el 3,5% de los humedales europeos ha desaparecido en el periodo de tiempo comprendido entre el año 1993 y el año 2005 (el 60% ya se había perdido a lo largo del siglo XX).

Las principales presiones y factores que provocan la pérdida de biodiversidad son sobradamente conocidos. La mayor presión radica en la fragmentación, la degradación y la destrucción del hábitat, debidas a las modificaciones de la utilización del suelo (Figura 1). Y todo parece indicar que la inercia de estos factores se mantendrá a escala global a lo largo de este siglo, si no se modifican los patrones del uso del territorio y del consumo de los recursos naturales.

¿Entonces por qué, pese a los esfuerzos realizados, la conservación de las especies y de sus hábitats sigue siendo una asignatura pendiente? ¿Qué es preciso cambiar para revertir la tendencia? Estas son las grandes preguntas a las que los profesionales europeos implicados directa e indirectamente en este sector, intentaron dar una respuesta en la Conferencia de Malahide (Irlanda, 2005)³.

Para revertir la tendencia de la desaparición de la diversidad biológica se deja claro que, si bien es necesario reforzar las líneas de trabajo que se han venido desarrollando hasta el momento —ya clásicas— y sobre todo afianzar los logros alcanzados, también resulta apremiante incorporar nuevas metodologías globales de análisis y de acción para contrarrestar o potenciar el impacto de los vectores antrópicos que condicionan negativa o positivamente el estado de la biodiver-

sidad. No sólo se trataba de reforzar el arca, sino también de modificar su rumbo.

La mitad de los objetivos prioritarios y la mayoría de los objetivos secundarios de actuación, enumerados en el mensaje de Malahide se refieren a la integración de la conservación de la biodiversidad en la planificación y en la aplicación de las demás políticas sectoriales, en particular la agrícola, la pesquera, la de desarrollo regional, la de turismo y la de transporte (Figura 2). Es necesario incorporar nuevos enfoques en la política de conservación de las especies y de sus hábitats, para abordar el problema desde su génesis con el fin de ser más eficientes en el diseño de las soluciones y asegurar una alta probabilidad de alcanzar el objetivo buscado.

Este resultado está en consonancia con las líneas de actuación política establecidas, en el año 2001, por el Consejo Europeo de Gotemburgo como senda para lograr una gestión más responsable de los recursos naturales. En sus conclusiones, el Consejo manifiesta que el crecimiento económico debe ir unido a la utilización sostenible de los recursos naturales de forma que se mantenga la diversidad biológica y se conserven los ecosistemas, entre otros requisitos. Para ello deberán desarrollarse las estrategias sectoriales destinadas a integrar el medio ambiente en todas las políticas comunitarias pertinentes.

Para materializar esta aseveración, y con el fin de afrontar este reto, el Consejo Europeo acordó, por una parte, que uno de los objetivos de la Política Agrícola Común y su desarrollo futuro debería incluir la protección de la biodiversidad y, por otra parte de modo más expeditivo, tomar las medidas necesarias para frenar el declive de la diversidad biológica con el fin de alcanzar este objetivo para el año 2010.

Sobre esta base conceptual se sustenta la revisión de la política comunitaria para la conservación de la biodiversidad⁴, la cual incorpora

³ http://reports.eea.europa.eu/state_of_environment_report_2005_1/en

⁴ http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/comm2006/index_en.htm

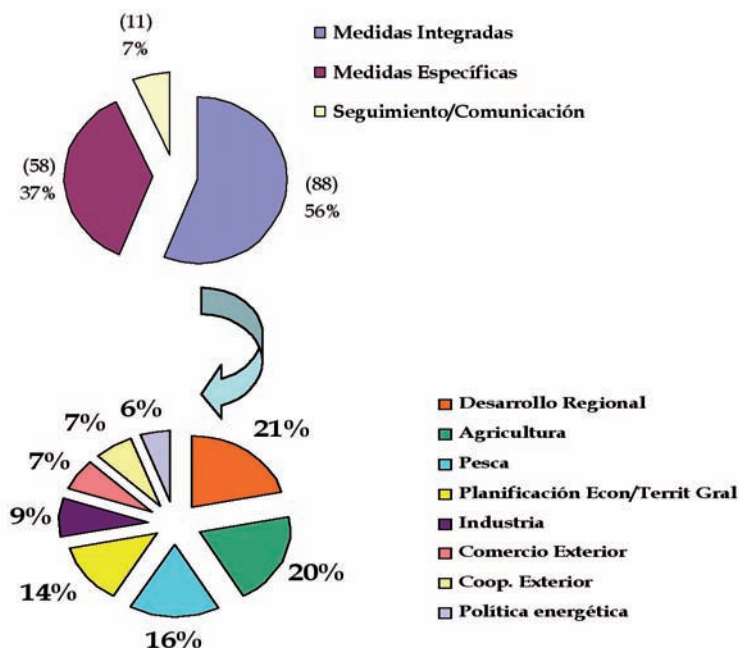


Figura 2. Plan de acción para parar la pérdida de la biodiversidad: tipología de las 157 medidas (Fuente: ECC, COM/2006/216. Elaboración propia).

enfoques ciertamente novedosos para contribuir a detener su pérdida como son, a efectos internos del territorio europeo: a) la inclusión de la protección de la biodiversidad en los Planes Nacionales de Reforma establecidos por los Estados Miembros en el marco de la Estrategia de Lisboa; b) la integración de la diversidad biológica en la planificación y en la aplicación de las políticas agraria y de desarrollo rural, pesquera y de desarrollo territorial y regional, y, finalmente, c) el fomento de programas de investigación sobre la biodiversidad en el ámbito del nuevo 7º Programa Marco de Investigación y Desarrollo.

El enfoque de integración ya se ha venido materializando y consolidando a lo largo de los últimos años y, sobre la base de la experiencia recogida en las diferentes políticas sectoriales, se han diseñado las líneas básicas de actuación futuras.

Existen numerosos ejemplos de los intentos de “integración de los requisitos de conservación de la naturaleza” en las políticas sectoriales, pero es preciso recordar, que la Política Agrícola Común desde su reforma del año 1992, es sin duda alguna el sector en el cual la adaptación a estos ha sido más reclamada y el que ha generado estructuras y metodologías de trabajo – en algunos casos innovadoras- orientadas a madurar el concepto de integración medioambiental pero que, sin menoscabar su importancia, todavía se sitúan muy lejos del objetivo perseguido.

A pesar de las luces y sombras que han marcado el proceso de diseño y puesta en práctica de las medidas de integración tanto en la política de mercados y rentas como en la de desarrollo rural, del camino recorrido hasta este momento se desprenden algunas enseñanzas, objetivamente positivas, que se pueden utilizar para ilustrar y

fomentar esta integración en otras políticas sectoriales.

Este papel se ha consolidado paulatinamente en la política comunitaria de desarrollo rural, al menos en sus textos reglamentarios, de modo que una de las prioridades continuará siendo la mejora del medio ambiente y del medio rural. Con el fin de proteger y mejorar los recursos naturales, los fondos que se asignen al *Eje 2* del reglamento de desarrollo rural, en el próximo periodo de programación 2007-2013, deberán utilizarse para la puesta en práctica de medidas correspondientes a tres ámbitos comunitarios prioritarios, a saber, el mantenimiento de la biodiversidad, la preservación y desarrollo de las sistemas agrarios y forestales de gran valor medioambiental y de los paisajes agrarios tradicionales, y finalmente el agua y el cambio climático.

Las medidas que se arbitren en el citado eje deberán servir para integrar esos objetivos medioambientales y contribuir a la realización de la red agraria y forestal Natura 2000, al compromiso de Gotemburgo de frenar el declive de la biodiversidad de aquí al año 2010 y a los objetivos de la directiva marco del agua y del protocolo de Kyoto.

Ello representa uno de los hitos más relevantes en el camino que se inició en la década de los 90. Pero, al mismo tiempo, supone un desafío que no se podrá abordar aislada y sectorialmente, sino que exigirá una estrecha cooperación entre todos los sectores implicados en la política agraria, el desarrollo rural y la conservación de la naturaleza si se quieren alcanzar esos objetivos comunitarios y obtener el máximo valor añadido de los programas de desarrollo rural.

Aparte de la aplicación del principio de la condicionalidad, y de las buenas prácticas agrarias, la aplicación de las medidas agro-ambientales constituye el ejemplo más práctico –aunque no por ello deba dejar de ser discutible– para ilustrar el intento de integración de principios medioam-

biales en una política determinada. Ello es así no sólo en términos técnicos sino también desde el punto de vista financiero: en el año 2002, los gastos dedicados a las medidas agroambientales representaban el 44% de los gastos para desarrollo rural realizados por el Feoga-Garantía⁵. En España, el total del gasto realizado por el Feoga en los ejercicios del periodo 2000-2006 en medidas agroambientales alcanzará casi los 1.200 millones de euros.

Por lo tanto podemos afirmar que en estos momentos, a nivel de la Unión Europea y de sus Estados Miembros, el ámbito de aplicación de medidas destinadas a la conservación de la biodiversidad se ha diversificado tremendamente, tanto en los diferentes sectores de actuación como en los tipos de instrumentos financieros que las acompañan. En este último caso, y como ejemplo, es conveniente recordar que el futuro Reglamento de Desarrollo Rural establece que su eje dedicado medio ambiente recibirá, como mínimo, el 25% de la financiación consignada en su correspondiente fondo financiero (FEADER).

Sin entrar en detalles podemos encontrar ejemplos similares en la Política de Desarrollo Regional y en su correspondiente fondo financiero, el FEDER.

Todo este proceso ha contribuido a diluir la complejidad que encierran los vínculos existentes entre la aplicación de una acción sectorial, en este caso de las prácticas agrícolas, y su impacto sobre el estado de la riqueza biológica y a facilitar la corrección de tal impacto. Entre otras cosas, han servido para demostrar, en muchos casos, la eficiencia de resolver los problemas en y desde el mismo sector que los origina así como el papel protagonista que desempeñan los actores sectoriales, en este caso de los agricultores. Esta situación ganador-ganador, cada vez más frecuente, es precisamente la que se pretende alcanzar a través de las acciones integradas y se ha de convertir en una de las principales herramientas

⁵ http://ec.europa.eu/agricultura/publi/fact/envir/2003_es.pdf

del gestor de la flora y la fauna silvestres o de los espacios naturales protegidos.

Este nuevo sesgo viene a corroborar la necesidad de romper la concepción maniqueísta del binomio desarrollo económico versus conservación de la naturaleza -o una cosa o la otra, pero las dos son incompatibles- que ha venido condicionando hasta este momento el diálogo interdisciplinar necesario para la resolución de los problemas. Muy al contrario, no hay desarrollo sin diversidad biológica y ésta constituye un vector básico del primero. Esta es una discusión que debería haberse superado de una vez por todas en la época en la que nos encontramos, al menos en términos políticos, pero no obstante el atavismo sigue en buena medida incrustado en la metodología de la planificación económica y territorial de las administraciones públicas.

La evaluación de los ecosistemas que se ha realizado en el marco de los Objetivos del Milenio⁶ establece claramente la necesidad de contar con nuevos instrumentos de acción e incorporarlos decididamente a la política de la conservación de la naturaleza, si queremos realmente ser eficaces y eficientes en la lucha contra la pérdida de la diversidad biológica. Su mensaje central incorpora y resume todo lo discutido y hablado en innumerables foros ad hoc; sencillamente se trata de reforzar el papel individual que desempeñan esos instrumentos y, a la vez, utilizar de manera sinérgica todas las potencialidades que ofrecen. A saber:

a) La creación de áreas protegidas ha constituido y constituye la medida fundamental en la política de conservación de la naturaleza, pero ciertamente no es una medida que por sí sola pueda neutralizar la tendencia regresiva de la diversidad biológica. Es sólo una parte esencial de la solución, que será necesario reforzar, pero no es toda la solución.

b) La incorporación y la utilización de determi-

nadas herramientas financieras y fiscales que ordenan los mercados, es una potente medida cuya utilización contribuiría a eliminar los incentivos negativos que constriñen la conservación de las especies silvestres y sus hábitats y a potenciar los incentivos positivos que coadyuvan al mantenimiento de la biodiversidad y a la sostenibilidad de los servicios que proporcionan los ecosistemas.

c) La integración de los postulados ecológicos en las políticas sectoriales, como ya hemos visto anteriormente, no es sólo un requisito para revertir la tendencia de la pérdida de la diversidad biológica, sino que en una gran mayoría de casos es un requisito insoslayable para la supervivencia de la propia actividad económica del sector implicado.

d) La consolidación y el refuerzo institucional, en todas las escalas, se hace más necesario a medida que los niveles de toma de decisiones se diversifican. Está claro que muchas medidas han de tomarse a nivel regional o local, pero han de estar amparadas por marcos jurídicos y políticos amplios que garanticen su coherencia y refuercen su eficacia.

e) La información a la sociedad sobre los beneficios de la diversidad biológica, es quizás la gran asignatura pendiente en el amplísimo conjunto de acciones que se ha realizado hasta el momento. No se puede comprender, desde un punto de vista tanto ético como profesional, que la sociedad esté ausente del debate de un tema, como la conservación de la diversidad biológica, que a fin de cuentas es la base de nuestra existencia y cuyo estado de conservación condiciona sobremanera la propia existencia de las personas que componemos esa sociedad.

Esta es una panoplia de herramientas que necesita la coincidencia y el encuentro de profesionales de distintas materias para su correcta uti-

⁶ <http://www.millenniumassessment.org/en/Index.aspx>

lización. La biología de la conservación no es la única disciplina sobre la que fundamentar todo plan o programa para la recuperación o el mantenimiento de las especies y de sus hábitats; con mayor frecuencia y necesidad hay que hablar de la economía o de la sociología de la conservación, entre otras disciplinas. Sería sumamente importante que la próxima vez que volvamos a evaluar el rumbo del arca, otros navegantes, diferentes, puedan subir a bordo de la nave.

Por ello, y a modo de epílogo, cabe resaltar que la elaboración de unos programas de actuación que permitan aprovechar eficientemente todas las nuevas oportunidades creadas, pasa inevitablemente por la cooperación horizontal entre los departamentos competentes, por el diálogo entre los órganos públicos y privados pertinentes y por la creación de estructuras administrativas específicas orientadas a planificar transversalmente y a facilitar la toma de decisión conjunta. Pero, sobre todo, permitir que puntos de vista diferentes –de la sociedad– interactúen en el seno de estructuras creadas para esos fines. Será más fácil encontrar soluciones y obtener resultados positivos, porque a fin de cuentas integrar es sumar.

¿POR QUÉ RAZÓN HAY QUE CONSERVAR LAS ESPECIES?



Camilo J. Cela Conde, Carlos Ramos,
Atahualpa Fernández y Marcos Nadal

Laboratorio de Sistemática Humana. Universitat de les Illes Balears.
Edificio Ramón Llull - Campus Universitario.
Carretera de Valldemossa. Km. 7,5.
07122 Palma de Mallorca. Illes Balears. España
Correo electrónico: camilo.cela@uib.es



Resumen: La humanidad se debate entre la vieja idea de 'progreso' y la nueva idea de 'conservación del medio ambiente'. Los avances científicos de las últimas décadas nos han ayudado a comprender mejor las interrelaciones y el complejo equilibrio que la vida mantiene en la naturaleza. La posibilidad de alterar dicho equilibrio mediante la destrucción de los hábitats que albergan a las distintas especies podría llegar a suponer la extinción de la propia especie humana. Razones *egoístas* y morales son esgrimidas por los distintos actores a fin de concienciar al mundo de la necesidad de una actitud conservacionista. La salvaguarda de los derechos morales de la humanidad futura debe ser, en último término, razón suficiente para conservar las especies.

Palabras clave: extinción; conservación de especies; ambientalismo; ecologismo; sujeto moral.

Summary: Mankind has the choice between the traditional concept of 'progress' and new ideas of 'environmental conservation'. Scientific advances in recent decades have helped us to better understand the inter-relationships and the complex equilibrium that exist in nature. Changing this equilibrium by destroying the habitats which support different species could lead to the extinction of even the human race. Stakeholders use both selfish and moral arguments to make the world aware of the need for a conservationist approach. To safeguard the moral rights of future generations should, ultimately, be sufficient reason for us to conserve species.

Keywords: extinction; species conservation; environmentalism; ecologism; moral individual.

La extinción es un hecho natural para las especies del mismo modo que la muerte lo es para los individuos. Tarde o temprano todas las especies terminan por inscribirla como colofón en su registro vital. Pero no existe un único tipo de extinción, de manera que hay especies que se extinguen para dar paso a otras evolutivamente más modernas como ha ocurrido, por ejemplo, en el paso de *Homo erectus* a *Homo sapiens*, y

otras que en cambio se extinguen sin dar lugar a nuevas formas. Al primer tipo se le denomina *cro-noespecies*, es decir, *especies que tienen nombres distintos, pero que son una descendiente de la otra* (Ayala, 1999; 139). La transformación de una especie en otra siempre se produce mediante un proceso gradual. El segundo tipo viene a significar un conjunto de formas de vida que, en un momento puntual y por causas diversas, se

convierten en no-adaptativas y se ven abocadas a la extinción por la selección natural. *La especie, o responde a cada desafío ambiental con adaptaciones apropiadas, o se extingue.* (Ayala, 1999; 33). De tal suerte que la extinción puede considerarse una realidad frecuente desde que hace 3.500 millones de años aparecieron las primeras formas de vida en la Tierra. Tan es así que los científicos han llegado a afirmar que el 99% de las especies que han existido en el planeta ya se hallan extintas. El célebre paleontólogo George Gaylord Simpson parecía señalar en la misma dirección cuando hace más de cuarenta años escribía *las especies extintas deben, en fin, haber sido mucho más numerosas que las que ahora viven. El total de todos los organismos que han vivido desde siempre en la tierra desafía nuestra imaginación* (1967; 126).

Sin embargo aquellas especies que no se han extinguido tampoco han permanecido inmutables, sino que han evolucionado. Así pues, *las especies no pueden permanecer biológicamente estáticas; sólo existen dos alternativas: continuar evolucionando o extinguirse* (Ayala y Cela Conde, 2006; 35-36). En la actualidad se encuentran descritas y nombradas aproximadamente dos millones de especies que difieren entre sí en tamaño, forma, estilo de vida y composición del ADN, aunque se estima que en total puedan existir entre diez y treinta millones, tratándose en su mayor parte de bacterias y organismos microscópicos. Leakey y Lewin han llegado a aventurar una cifra tope actual de hasta cincuenta millones de especies (1997; 137).

El mecanismo más común que conduce a la extinción de especies es la pérdida del hábitat, de hecho *cambios ambientales drásticos pueden ser insuperables para organismos que previamente eran prósperos* (Ayala, 1999; 33). Y es precisamente en este punto donde debemos hacer mención a la capacidad que ha demostrado *Homo sapiens* para transformar y en muchos casos destruir distintos hábitats, capacidad que en los

últimos doscientos años se ha incrementado exponencialmente. *Llegamos tarde [los humanos] al teatro evolutivo y en un momento en que la diversidad de la vida del planeta estaba cerca de la cota más alta de su historia. Y... llegamos equipados con la capacidad de devastar esa diversidad dondequiera que fuésemos* (Leakey y Lewin, 1997; 250). Pero, si como hemos visto, la extinción de especies es un fenómeno natural propio del fluir de la vida en el planeta, ¿tiene algún sentido adoptar una postura conservacionista? ¿Podemos en verdad hacer algo por conservar las especies? ¿Qué razones hay para hacerlo? Éstas y otras preguntas que surgen a propósito de la capacidad transformadora del ser humano deben ser contestadas en buena medida por la ciencia y la filosofía.

El factor humano en la extinción de especies se ve reflejado en la cantidad de hábitats que la mano del hombre ha destruido en los últimos doscientos años. El crecimiento de la población mundial y con él el aumento de la demanda de los recursos naturales, la necesidad de dedicar un mayor número de tierras a la agricultura y el influjo de los procesos de urbanización e industrialización por todo el planeta han venido privando de sus hábitats naturales a multitud de especies, acusadamente desde el siglo XIX. Sin embargo la degradación del ambiente y la pérdida de biodiversidad pueden llegar a tener consecuencias nefastas para la propia supervivencia de la especie humana y una vez tomada conciencia de esta circunstancia se inicia un debate entre la vieja idea de *progreso* y la nueva de *conservación*. La encrucijada que se le plantea hoy en día a la humanidad como especie es la de apostar por el crecimiento económico o por la conservación del medio. La fórmula intermedia del denominado *crecimiento sostenible* vendría a mitigar un tanto los efectos no deseados de la industrialización pero, sea como fuere, a la especie humana se le presenta el imperativo de actuar para garantizar la continuidad de la diversidad biológica.

La conciencia ecológica ha ido calando poco a poco en todos los ámbitos humanos (científico, político, económico, filosófico, artístico, etc.) casi al tiempo que la degradación del medio se ha ido haciendo más patente. Sirva como botón de muestra este extracto de un diálogo de la obra teatral *Tío Ványa* que el escritor ruso Anton Chéjov escribió entre 1895 y 1897 y que denota una temprana preocupación ecológica:

ÁSTROV

Yo estaría conforme con que se talen los bosques cuando es absolutamente necesario, ¿pero para qué arrasarlos? En Rusia los bosques gimen bajo el hacha, se destruyen millones y millones de árboles, se aniquilan las guaridas de animales y pájaros, disminuye el caudal de los ríos y acaban por secarse, desaparecen para siempre espléndidos paisajes...

Hay que ser un bárbaro irracional para quemar esa belleza en la estufa, para destruir lo que no podemos crear. El hombre ha sido dotado de razón y de facultad creadora para incrementar lo que le ha sido dado, pero hasta ahora no viene creando, sino destruyendo.

Sin embargo una conciencia ecológica no es lo mismo que una ideología ecologista. En la actualidad podemos distinguir dos posturas ideológicas contrapuestas en lo fundamental pero que comparten la preocupación por el medio, entendido éste como *el entorno natural del cual dependen -y conforman, hemos de añadir- todas las especies vivientes de la tierra.* (Valencia Villa, 2003; 292) Las dos posturas son el ambientalismo (también llamado medioambientalismo) y el ecologismo. La primera sería una respuesta desde dentro (del sistema capitalista) a la degradación del medio ambiente. Su paradigma sería el de la sostenibilidad, es decir, continuar con el crecimiento económico y el consumo de bienes aunque mitigando los efectos nocivos derivados de la producción. Andrew Dobson ha definido esta postura como *una aproximación administrativa al medio am-*

biente dentro del marco de las actuales prácticas políticas y económicas. (1997; 60) Por su parte el ecologismo no acepta que la sostenibilidad sea un principio de acción suficiente para frenar la degradación de los distintos hábitats y plantea la necesidad de oponerse a un sistema económico que persigue infatigable el crecimiento continuo. Así mismo propone la disminución del consumo de bienes, propuesta ésta de dudosa aceptación entre los ciudadanos occidentales, edulcorada, eso sí, por la promesa de una vida espiritual más satisfactoria.

Pero volvamos a la conciencia ecológica al margen de ideologías. A favor de la conservación cabe aducir, en síntesis, dos tipos de motivos o razones: unos “egoístas” y otros morales. A menudo la ciencia ha enfocado la necesidad de conservación haciendo hincapié en los primeros y es a la filosofía moral a quien corresponde pronunciarse con mayor autoridad sobre los segundos. Los motivos egoístas o el *interés egoísta* son aquellos que se encuentran tras las acciones que aparentemente benefician al receptor de las mismas pero cuyo objetivo último es beneficiar al propio emisor. O dicho de otro modo, que *los seres humanos deben cuidar del medio ambiente porque ello redundaría en su propio interés.* (Dobson, 1997; 41) Así, por ejemplo, constituiría un llamado al interés egoísta argumentar que es preciso conservar la biodiversidad porque de lo contrario podría darse una masiva extinción de especies animales y vegetales que terminaría por arrastrar a la humanidad consigo. *El llamado al interés egoísta pretende hacer cambiar un comportamiento por obra del miedo, no por una convicción moral.* (Raphael, 1986; 48) No obstante la ciencia suministra así argumentos para que a través de un temor egoísta se llegue a la aprobación moral de la conservación de las especies. Después de todo, como ha escrito el filósofo inglés D. D. Raphael, *el pensamiento moral de todas las sociedades atribuye un alto valor a la conservación del grupo social en su conjunto* (1986; 45).

Las razones egoístas en pro de la conservación de especies no son razones morales sino instrumentales. Lo que se busca preservar es el valor instrumental del ambiente y de las especies, la utilidad que nos proporcionan, no el ambiente y las especies en sí mismas. Algunas de las razones que se han argumentado en este sentido son: 1) interés como proveedor de materias primas, alimentos y medicamentos; 2) mantenimiento del entorno físico en tanto que necesario para la supervivencia; 3) material de estudio científico; 4) interés para el disfrute estético, de ocio e inspiración espiritual.

Observemos ahora el asunto de la conservación como un problema de orden filosófico. La filosofía moral nos habla de normas y valores, de lo que se debe y no se debe hacer, de las ideas de justo e injusto, de bien y mal. Pero la investigación filosófica, la que ejerce un efecto duradero, suele surgir de un problema de la vida real, en este caso la relación entre los humanos y el medio ambiente. Así es pertinente preguntarse ¿constituye una injusticia respecto a los demás seres vivos la destrucción de sus hábitats? Y cabe también preguntarse ¿constituye tal destrucción una injusticia respecto a las generaciones futuras de nuestra especie? Nótese que el tipo de pregunta y en consecuencia el tipo de respuesta es cualitativamente distinto al que podría proporcionarnos la ciencia. Esto se debe a que, si bien ciencia y filosofía moral se fundan en la racionalidad, la primera persigue la objetividad mientras que la segunda posee un carácter más subjetivo. Las formas de conocimiento son, al cabo, distintas.

No podemos ver ni tocar lo justo o lo injusto. No llegamos a las creencias morales a partir de la evidencia de nuestros sentidos.

No, pero tal vez lleguemos a ellas desde la evidencia de una distinta clase de experiencia, la experiencia del sentimiento o la emoción. (Raphael, 1986; 38)

Tal es a un tiempo la solidez y la fragilidad del argumento filosófico, la justicia o injusticia no se perciben sino que se sienten. De este modo las consecuencias de un acto como la conservación de las especies -o su destrucción- hacen sentir aprobación o desaprobación.

Las razones morales lo son porque otorgan un valor intrínseco al ambiente y a las especies. Esta postura es etiquetada en ocasiones como *biocentrismo* ya que desplaza el centro de gravedad de la humanidad a las demás especies. Sin embargo existen multitud de dificultades para poder considerar a los animales titulares de derechos, la mayor de ellas es que no se les considera aún sujetos morales. No obstante sí son, como afirma Carmen Velayos, *pacientes morales* pues son objeto directo de nuestros deberes y obligaciones. (2004; 136)

La discusión acerca del carácter moral de los animales, y en consecuencia de si pueden o no considerarse sujetos de derecho, todavía está lejos de resolverse. Algunos autores han señalado diversos criterios para argumentar en favor de la moralidad animal: capacidad de sentir placer o dolor (Peter Singer), capacidad de experimentar bienestar individual (Tom Regan), capacidad de autoconciencia, capacidad de alteridad, capacidad intelectual, etc.

Mas, si bien no es cuestión sencilla de resolver la de la moralidad animal, la segunda pregunta que formulábamos más arriba tal vez pueda esclarecer el asunto en alguna medida, ¿constituye la destrucción de hábitats una injusticia respecto a las generaciones futuras de nuestra especie? La respuesta no puede ser menos que afirmativa. Las futuras generaciones, aún sin haber nacido, son titulares de derechos y uno de los más importantes es el derecho humano al medio ambiente. Es ridículo pensar que el ecosistema pueda pertenecer, por poner un ejemplo, a los seres humanos que vivan el siglo XXI. Todos ellos no serán, a la postre, más que un pequeño número de or-

ganismos pertenecientes a una sola especie, que habitaron el planeta durante un instante. ¿Qué legitimidad tendrían esos pocos organismos a decantar la historia de su especie, y la de tantas otras, hacia la extinción?

Nos sentimos obligados a conservar las especies animales y vegetales ya no para garantizar los derechos intrínsecos del ecosistema, sino los derechos de nuestros hijos y este hecho debe constituir una razón moral suficientemente convincente.

Bibliografía

- Ayala, F. J. 1999. *La teoría de la evolución*. Ediciones Temas de Hoy. Madrid.
- Ayala, F.J. y Cela Conde, C.J. 2006. *La piedra que se volvió palabra*. Alianza Editorial. Madrid.
- Dobson, A. 1997. *Pensamiento político verde*. Ediciones Paidós. Barcelona.
- Leakey, R. y Lewin, R. 1997. *La sexta extinción*. Tusquets Editores. Barcelona.
- Raphael, D.D. 1986. *Filosofía moral*. Fondo de Cultura Económica. México.
- Simpson, G.G. 1967. *La vida en el pasado*. Alianza Editorial. Madrid.
- Valencia, H. 2003. *Diccionario Espasa Derechos Humanos*. Espasa Calpe. Madrid.
- Velayos, C. 2004. Los derechos de los animales: un reto para la ética en Riechmann (Coord.) *Ética Ecológica. Propuestas para una reorientación*. Editorial Nordan-Comunidad. Montevideo. Uruguay.

CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN ISLAS



Valentín Pérez-Mellado

Departamento de Biología Animal
Universidad de Salamanca
37071 Salamanca, España
Correo electrónico: valentin@usal.es



Resumen: Bajo el calificativo de isla se incluyen enclaves extremadamente variables, que van desde pequeñas porciones de tierra con unas pocas especies vegetales y apenas fauna terrestre, hasta extensiones de centenares de miles de kilómetros cuadrados y comunidades vegetales y animales de una complejidad y riqueza similares a las continentales. Aún así, la limitación de los contactos con otras áreas terrestres, los eventos azarosos de su colonización y el desarrollo de biotas en condiciones diferentes a otras áreas, confieren a las islas unas características propias y su conservación plantea retos únicos. La flora y la fauna insulares son, por muy diversas razones, particularmente vulnerables y se enfrentan a variadas amenazas, algunas de ellas comunes a las presentes en zonas continentales y otras propias del entorno insular. Además, las islas albergan una biodiversidad desproporcionadamente elevada en comparación con áreas continentales de similar superficie y condiciones. Aunque las islas han sido inspiradoras de una parte importante de los fundamentos teóricos de la Biogeografía y la Biología de la Conservación, ésta última no siempre posee herramientas válidas para abordar los problemas de la fauna y flora insulares. Lo mismo sucede con los instrumentos legales y de evaluación del estado de conservación de las especies que viven en islas. La aplicación directa de tales instrumentos, frecuentemente desarrollados con la vista puesta en especies continentales, no es satisfactoria. Quizás ha llegado el momento de plantear el desarrollo de criterios específicos para su aplicación a las islas.

Palabras clave: Islas, Mediterráneo, conservación, biodiversidad, endemismo.

Abstract: Under the name of islands rather different areas are included. From very small portions of land, with only few plant species and scarce or almost absent terrestrial fauna, to extensions of thousands of square kilometres with plant and animal communities of similar complexity than those from continents. Even as it is, the limited contacts with other terrestrial areas, the random character of colonization and the isolated development of their biotic assemblages confer to islands a particular character. Island conservation poses unique challenges. Insular floras and faunas are particularly vulnerable and face several threats, some of them in common with continental areas and other peculiar to islands. In addition, islands harbour a disproportionate amount of global biodiversity, higher than the biodiversity of continental areas of similar surface and conditions. Even if islands inspired the bulk of theoretical principles of Biogeography and Conservation Biology, these disciplines frequently lack appropriate tools to approach the conservation problems of insular floras and faunas. A similar situation can be detected in relation to legal instruments. The application of conservation criteria developed for continental species is

not always satisfactory. Perhaps it is the time to design particular criteria to assess the conservation status of insular biota.

Keywords: Islands, Mediterranean, conservation, biodiversity, endemism.

Introducción

Es obvio que en un trabajo de esta extensión es imposible abordar todos los aspectos de un tema de la riqueza y complejidad de la conservación en las islas. Por ello, trataré de centrarme en aquellos rasgos que hacen de la conservación de la flora y fauna insular un tema particular, tanto por las características intrínsecas de las islas, como por las lecciones que la Biología de la Conservación puede extraer de ellas. En primer lugar, cabría preguntarse si realmente merece la pena pararse a considerar de forma particular el caso de la conservación en las islas. ¿Son las islas ecosistemas de especial interés?, ¿es necesario establecer estrategias particulares de conservación en las islas? La respuesta a estas dos preguntas constituirá el tema central de este trabajo.

Las islas albergan ecosistemas de un interés especial a nivel planetario ya que mantienen, respecto a los continentes, porcentajes de la biodiversidad total muy superiores. Valga un ejemplo: si consideramos los llamados *hot spots* o “puntos calientes” en cuanto a biodiversidad en el planeta, la situación es clara. Para las aves, el proyecto de áreas endémicas de *BirdLife International*, que cubre todas las especies de aves a nivel mundial que poseen áreas restringidas de distribución (definen las áreas restringidas como aquéllas que tienen una extensión no superior a los 50.000 Km²), trata de identificar tales puntos calientes. Las áreas endémicas de aves se definen así como aquellas que albergan la totalidad del área de distribución de, al menos, dos

de estas especies de aves. Pues bien, 221 áreas endémicas de aves fueron identificadas en todo el mundo, de las cuales, la mayoría se hallan en los trópicos. La mitad de estas áreas corresponden a islas (Stattersfield *et al.*, 1998; Sutherland, 2000). Algo similar sucede en el caso de otros grupos taxonómicos sobre los cuales se maneja una información menos precisa, como son el resto de vertebrados y las plantas vasculares. De hecho, a gran escala existe una concordancia entre la diversidad específica de aves y la de grupos como las plantas (Curnutt *et al.*, 1994; Bibby, 1998). Y no hablamos de riqueza en endemismos insulares y del valor de las islas como zonas calientes de biodiversidad únicamente en referencia a las islas de latitudes tropicales o, a lo sumo, a las que se hallan en la zona templada mediterránea o en zonas subtropicales. Realmente, encontramos puntos calientes de biodiversidad en islas de latitudes tan altas como el archipiélago Alexander, al sudeste de Alaska (Cook *et al.*, 2006).

Extinción y factores de amenaza en especies insulares

En las islas se producen muchas más extinciones que en áreas continentales. Diamond (1984) demostró que de las 171 especies y subespecies de aves que se habían extinguido desde 1700, el 90% eran insulares. Para los mamíferos el porcentaje respecto a las 115 especies extinguidas era menor, un 36%, aún así muy elevado si consideramos el porcentaje real de superficie ocupado por las islas en comparación con los continentes.

Además, la proporción menor de mamíferos insulares también se debe a su mucha menor representación en las islas (Case *et al.*, 1997).

Las islas en general y, particularmente, las mediterráneas, se caracterizan por la posesión de una biodiversidad relativamente baja en comparación con otros biomas. Sin embargo, este hecho suele ir unido a un grado elevado de endemismo local (Greuter, 1994). En las islas se verifican diversos fenómenos ecológicos que, si bien no son privativos de los ecosistemas insulares, sí aparecen en éstos con una regularidad notable. En primer lugar, las poblaciones de especies insulares suelen ser de menor tamaño que las que habitan en los continentes, lo que conlleva que los factores que influyen sobre la evolución de las especies insulares son los mismos que los presentes en las continentales, pero actúan con importancia proporcional diferente. Tanto en los continentes como en las islas la mutación, la migración, la selección y el azar determinarán la evolución de una población animal o vegetal. Pero la diferencia esencial es que en las islas el azar tiene una importancia mucho mayor (Frakham *et al.*, 2002). La razón es que los sucesos estocásticos tienen una relevancia particularmente notable en las poblaciones de pequeño tamaño, como suelen ser las insulares. No olvidemos que el tamaño de la población es el factor más relevante de los cinco criterios fundamentales de la IUCN de evaluación del riesgo de extinción de una especie (IUCN, 2001). Así, el número total de individuos adultos constituye el factor fundamental a la hora de calificar a una especie. De este modo, es característico que las poblaciones con menos de 50 individuos se consideren En Peligro Crítico, las que tienen menos de 250 En Peligro y las que tienen menos de 1000 Vulnerables.

Los sucesos estocásticos afectan a las poblaciones insulares, tanto de plantas como de animales, de dos modos diferentes; a través de los sucesos estocásticos ambientales o sea, la variabilidad ambiental que afecta a toda la población (May,

1973) y a través de los sucesos estocásticos demográficos, que afectan a individuos concretos en poblaciones muy pequeñas (May, 1973; Menges, 1997). Es obvio que ambos efectos tienen lugar en las islas y que el segundo puede ser particularmente relevante. Los sucesos estocásticos demográficos incluyen la variación en las tasas de supervivencia y mortalidad de los individuos de una población, así como en el sexo de los mismos. Estos factores, en poblaciones de un cierto tamaño, no suelen constituir una amenaza directa. Pero en poblaciones muy pequeñas, como las que existen en muchas islas, sí que pueden ser factores esenciales en la extinción de las mismas (Simberloff, 1998).

Es, además, característico de las islas que las poblaciones sufran, en el propio proceso de aislamiento o por otras causas, procesos de cuello de botella, en los cuales se verifican dramáticas reducciones de la diversidad que tienen consecuencias genéticas directas. Es el caso, por ejemplo, del cernícalo de Mauricio, *Falco punctatus*, que pasó por un cuello de botella con únicamente cuatro individuos vivos en 1974. El cernícalo de Mauricio se ha recuperado hasta llegar a una población actual de más de 800 individuos. Pero su variabilidad genética está extraordinariamente reducida si la comparamos con la de otros cernícalos, sólo similar a la baja variabilidad observada en el cernícalo de Seychelles, que también sufrió el mismo proceso. Eso significa que el cernícalo de Mauricio será siempre, con toda probabilidad, una especie dependiente de la conservación, ya que su variabilidad genética reducida se traduce en una menor adaptabilidad a los cambios ambientales y, por lo tanto, una vulnerabilidad mayor a cualquier proceso estocástico.

Podemos destacar un peligro adicional derivado del efecto fundador de una población insular: es el grado de endogamia de la misma. Para ponerlo en términos inteligibles, en una población cerrada y de pequeño tamaño la endogamia es

prácticamente inevitable. Hagamos unos sencillos cálculos: cada individuo, en una especie de reproducción sexual, tiene dos padres, cuatro abuelos, ocho bisabuelos y, en general, 2^t ancestros en t generaciones. Realmente, el número de ancestros excede muy rápidamente al tamaño histórico de una población, de modo que cuando dicho tamaño no es elevado, los dos individuos reproductores tienen, necesariamente, algún ancestro común. Por ejemplo, en un total de 10 generaciones hacia atrás tendremos $2^{10} = 1024$ ancestros, de modo que cada parental tendrá 512 ancestros. Así, el tamaño mínimo de una población necesario para que macho y hembra no compartan ningún ancestro será de 1024 individuos (Frankham *et al.*, 2002). Es obvio que numerosas poblaciones insulares tienen tamaños menores a éste y sufrirán un grado más o menos elevado de endogamia. Un ejemplo claro de las implicaciones de la endogamia en poblaciones insulares es el de los lobos grises de Isle Royale. Los lobos se establecieron en la isla hacia 1949, en un invierno particularmente duro en el cual pudieron llegar a la misma a través del helado Lago Superior. Es probable que la población se estableciera únicamente con dos fundadores. En 1980 llegó a 50 individuos y después, en 1990, descendió hasta 14. Los lobos grises de Isle Royale sufren hoy día una severa reducción de su éxito reproductivo debida a la endogamia, con tamaños de camada anormalmente bajos y baja supervivencia de los cachorros.

Aunque pueda parecer que los efectos ambientales estocásticos son demasiado fortuitos para ser tenidos en cuenta, lo cierto es que su importancia no ha sido adecuadamente valorada. En la isla de Kauai, en el archipiélago de Hawái, cinco especies y subespecies de aves desaparecieron tras el paso del huracán Hiniki en 1992 (Simberloff, 1998). Un fenómeno más sutil en su detección, pero de importancia evidente en las probabilidades de extinción de poblaciones naturales de pequeño tamaño es el llamado efecto Allee (Allee, 1931), que consiste en una disminución pro-

gresiva de las probabilidades de supervivencia de una población debido a su extremadamente baja densidad que desencadena toda una serie de factores, como el aumento de la presión de depredación, la reducción de la habilidad de los individuos para encontrar pareja, la reducción en las capacidades para la obtención del alimento o el menor éxito reproductivo.

Especies invasoras e islas

Las llamadas especies invasoras constituyen uno de los problemas fundamentales de la conservación en islas. Se invierte una desproporcionada cantidad de dinero en programas de erradicación y control de especies invasoras en comparación con el escaso dinero empleado en el estudio e investigación de las mismas (Gherardi y Angiolini, 2004). Así, se parte de la base de que toda especie invasora afecta de modo negativo a las formas autóctonas. Pero, por ejemplo, la presencia del visón americano, *Mustela vison*, en islas e islotes del sur de Finlandia provoca efectos negativos sobre las poblaciones de la rana bermeja, *Rana temporaria*, pero no tiene ningún efecto detectable sobre el sapo común, *Bufo bufo*, que quizás tenga en sus glándulas parótidas un eficaz mecanismo de defensa (Ahola *et al.*, 2006).

En las islas, la llegada de especies invasoras ha sido masiva desde el siglo XV y paralela al desarrollo de la navegación oceánica, adquiriendo tintes dramáticos en algunos casos. En efecto, podemos considerar que la inmensa mayoría de las especies que constituyen un problema actualmente llegaron a las islas introducidas por el hombre para que se establecieran y proveer así de comida a futuros navegantes y naufragos. Otro problema común a muchas islas ha sido el empleo de la lucha biológica en la eliminación de especies invasoras. Hay muchos casos paradigmáticos, como el de la introducción del miná común —oriundo del sur de Asia—, (*Acridotheres tristis*) en Hawái, para combatir la oruga de la

mariposa *Pseudaletia unipuncta* sin ningún éxito.

Por otro lado, existe la creencia generalizada de que las especies invasoras siempre llevan la mejor parte y que su avance nunca se frenará sin una intervención directa. No siempre es así. Frecuentemente se nos olvida que las especies invasoras se enfrentan a un nuevo ambiente al que han de adaptarse. La ausencia de depredadores o de competidores directos parece una ventaja inicial, pero el resultado puede ser inesperado. Es muy probable que la especie invasora alcance elevadas densidades, las cuales no siempre son deseables. Un interesante ejemplo es el de la serpiente parda arborícola (*Boiga irregularis*) introducida hacia la Segunda Guerra Mundial en Guam. Moore et al. (2005) han demostrado que las elevadas densidades de esta serpiente en Guam han provocado una situación de estrés que ha dado como resultado una drástica disminución del estado físico de los individuos y, probablemente, el consiguiente declive de la población. En una comparación de la población natural de la especie en Australia y una población en cautividad procedente de la propia isla de Guam, los autores demostraron que la población introducida tenía niveles plasmáticos anormalmente elevados de corticoesterona, niveles muy bajos de esteroides sexuales y una baja proporción de individuos reproductores. Las elevadas densidades y la sobreexplotación de los recursos tróficos, han llevado a esta población introducida a una falla reproductiva generalizada. Las especies introducidas pueden también morir de éxito...

El efecto potencial de una especie invasora debe ser estudiado con detenimiento en cada caso. No podemos afirmar taxativamente que el efecto de una especie es despreciable basándonos en su tamaño corporal o en otras consideraciones. Un caso ilustrativo es el de la introducción del ratón casero, *Mus musculus* en islas del Atlántico Sur. Se suponía que dicha introducción no tenía ningún efecto sobre las aves marinas, al contrario

de lo que ocurre con la introducción de ratas u otros roedores de mayor tamaño corporal. Sin embargo, Curthbert y Hilton (2004) demostraron un claro efecto negativo sobre un ave terrestre y dos aves marinas que crían en la isla de Cough.

Efectos indirectos de las especies invasoras

Las especies invasoras pueden tener efectos indirectos sutiles sobre las especies autóctonas. Puede tratarse, simplemente, de un efecto competitivo en la atracción de otros organismos esenciales para completar el ciclo vital del organismo autóctono. Es el caso de plantas invasoras que pueden competir por los polinizadores habituales de plantas autóctonas. Se ha documentado un efecto de este tipo en Baleares en relación a las especies invasoras del género *Carpobrotus*. Estas especies tienen producciones de néctar y polen muy atractivas para los polinizadores y parecen afectar a algunas especies autóctonas como el *Lotus cytisoides* (Moragues y Traveset, 2005). De forma general, las especies insulares son particularmente sensibles a los efectos de especies invasoras, no sólo en los sistemas de polinización, sino también como perturbadoras de sistemas de dispersión de semillas y otras interacciones (Traveset y Richardson, 2006).

Otros efectos indirectos son aún más sorprendentes. La introducción de una especie alóctona constituye en muchos casos la aparición de una nueva y abundante fuente de alimento para los depredadores autóctonos. Pero el crecimiento de las poblaciones de dichos depredadores, como consecuencia de una inesperada fuente de alimento, puede resolverse en el aumento indeseado de la depredación sobre especies autóctonas. Es lo que ha sucedido con la introducción de cerdos salvajes (*Sus scrofa*), en las Islas del Canal de California, donde han producido un aumento de los efectivos del águila real (*Aquila chrysaetos*) que ha comenzado a ejercer una fuerte presión

de depredación sobre tres subespecies de un carnívoro endémico, *Urocyon littoralis*, llevando sus poblaciones a una situación de amenaza (Roemer *et al.*, 2001).

Quizás los efectos más peculiares sean los ligados a los parásitos. El díptero de la familia Muscidae *Philornis downsi*, cuya larva es un parásito obligado de las aves, se conocía tan sólo de Trinidad y Brasil, pero fue introducido en Galápagos a partir de 1989. En la actualidad, dicha especie parasita los nidos de los pinzones de Darwin, endémicos de Galápagos y afecta de forma negativa al éxito reproductor de al menos dos especies, *Geospiza fuliginosa* y *Geospiza fortis* (Fessl *et al.*, 2006).

Especies invasoras y especies introducidas

La neta distinción entre especie introducida y especie invasora no siempre es fácil. Pasamos de forma más o menos inapreciable de una categoría a otra. A nivel continental, parece claro que no es deseable mantener poblaciones de especies introducidas de plantas y animales en ecosistemas que no les son naturales. Sin embargo, el criterio es de difícil aplicación en las islas porque, en muchos casos, una proporción muy significativa de su flora o su fauna puede estar constituida por especies introducidas intencionadamente o no por el hombre. ¿Qué hacer con tales especies?

En numerosas islas, el proceso de introducción de especies consideradas hoy día como invasoras es extremadamente antiguo. Puede datar de hace varios miles de años. De hecho, este proceso ha dado lugar a algunos ecosistemas actuales que tienen su origen en introducciones antiguas y que constituyen áreas “naturales” de primer orden. Por lo tanto, sin perder de vista el problema que las especies invasoras suponen para las formas autóctonas, debemos abordar el tema con una

mentalidad abierta. Por ejemplo, el árbol *Delonix regia* es empleado hoy día con cierta frecuencia en jardinería. Es originario de Madagascar donde se halla en peligro de extinción, mientras que en Puerto Rico y otras islas del Caribe es relativamente abundante, se ha naturalizado bien y ha prosperado (Lugo, 1997). De hecho, la biodiversidad florística total de muchas islas del Caribe es muy superior a la que cabría esperar de acuerdo con su superficie y ello se debe, precisamente, a las plantas introducidas, muchas de las cuales podrían considerarse como invasoras (Lugo, 1997).

En las islas los problemas son siempre diferentes. La tortuga mediterránea (*Testudo hermanni*) es una especie introducida, pero creo que a nadie se le ocurriría que ha de ser erradicada. Lo mismo podríamos decir del galápagos europeo (*Emys orbicularis*), introducido en varias ocasiones y con orígenes diversos en las Baleares. La actitud cambia respecto al galápagos de Florida (*Trachemys scripta*), ¿porqué? pues probablemente porque hemos sido “testigos” de dicha introducción, o porque partimos de ideas preconcebidas sobre los daños potenciales que esta especie pueda causar. Pero no nos olvidemos que en las zonas húmedas de muchos ecosistemas insulares, su presencia provocaría quizás la competencia con formas también introducidas como el galápagos europeo. Un caso similar sería el las dos lagartijas introducidas en Menorca, la lagartija italiana (*Podarcis sicula*), que llegó en tiempos históricos y se halla ampliamente distribuida por toda la isla. Probablemente en fecha posterior, llegó a Menorca la lagartija de Marruecos (*Scelarcis perspicillata*) (Figura 1), una forma procedente del Norte de África, que en Menorca se acantona exclusivamente en áreas reducidas del oeste de la isla (Perera, 2002). Algunos datos parecen indicar que la expansión de la lagartija de Marruecos se ve limitada por la presencia de la lagartija italiana. ¿Debemos intervenir en estas interacciones?, ¿Hemos de establecer un programa de erradicación de alguna de las dos especies? Mertens



Figura 1. La lagartija de Marruecos, Scelarcis perspicillata, a pesar de tratarse de una especie introducida en Menorca en tiempos históricos, posee un indudable interés ecológico y biogeográfico y, de hecho, la población menorquina se conoce notablemente mejor que ninguna de las poblaciones autóctonas del Norte de África (foto: Anna Perera).

(1957) y Colom (1978, 1988) postularon que la lagartija italiana pudo ser causante de la extinción, por competencia, de la lagartija balear. Pero no existe ninguna prueba al respecto, el registro fósil no brinda información sobre la convivencia de ambas especies y dicha hipótesis no explicaría la extinción en Mallorca, donde la lagartija italiana nunca llegó (Pérez-Mellado, 2005). Además, en una exhaustiva revisión bibliográfica, Case y Bolger (1991a) no encontraron ningún caso en el cual una especie de reptil endémica de una isla haya sido extinguida como consecuencia de la introducción de otra especie de reptil competidora. Resultados similares fueron obtenidos por Losos *et al.* (1993) en el caso del género *Anolis* en el Caribe. En Menorca se introdujeron otras especies como la culebra de escalera (*Rhinechis scalaris*) (Figura 2), presente tanto en la isla principal como en l'Illa den Colom, donde convive con la lagartija balear, una especie endémica. ¿Qué hacer en este caso? ¿Cómo hemos de considerar a la culebra de escalera?

Un problema similar sería el planteado por las ginetas en Ibiza, donde conviven con una especie autóctona, o en Cabrera. En definitiva, abarcaría incluso a especies de llegada mucho más recién

te como la lagartija colilarga (*Psammodromus algirus*) en Mallorca. Desde mi punto de vista, la resolución de estos problemas no puede abordarse desde una perspectiva general en la cual se considere un criterio global para cualquier especie introducida. Sólo el estudio de cada caso concreto nos servirá para tomar decisiones. Son muy pocos los casos en los cuales la urgencia del problema impide un estudio detallado de los efectos potenciales entre especies introducidas y especies autóctonas.

Interacciones en islas

En las islas existen toda una serie de interacciones ecológicas que raramente son irrelevantes desde el punto de vista de la conservación. Las interacciones pueden ser de múltiples tipos pero, básicamente, de tipo competitivo, de relación depredador-presa, de relación parásito-hospedador y mutualistas. La relación en la que una o más especies se benefician es lo que se llama habitualmente mutualismo. Aunque algunos autores preferirían llamarlo "explotación recíproca", para poner de manifiesto que ninguna de las especies involucradas en la interacción está realmente ac-



Figura 2. La culebra de escalera, Rhinechis scalaris, fue introducida en Menorca donde es relativamente común. Su presencia en la Isla de Colom, conviviendo con la lagartija balear, plantearía un problema de conservación si existiera algún tipo de interacción depredador-presa entre ambas especies. Sin embargo, los datos disponibles no indican que dicha relación exista (foto: José A. Hernández Estévez).

tuando de forma altruista respecto a otra especie (Futuyma, 1997). En las islas el mutualismo adquiere características particularmente intensas, especialmente como consecuencia de vivir en un ecosistema simplificado en el cual se incrementan las probabilidades de interacción entre las distintas especies vegetales y animales. De este modo, especies habitualmente insectívoras en los continentes, como las lagartijas, adquieren hábitos omnívoros en las islas, pasan a consumir una extraordinaria variedad de especies vegetales y provocan así la aparición de numerosos fenómenos de mutualismo que van desde la dispersión de las semillas, hasta la polinización e incluso la aparición de interacciones mutualistas aún más complejas (Pérez-Mellado y Traveset, 1999).

Depredación

En las islas, si exceptuamos la derivada de la intervención humana, la presión de depredación suele ser notablemente menor que en los continentes. Esta relajación de la presión de depredación es consecuencia de la baja diversidad de las comunidades animales que lograron colonizar y adaptarse a las condiciones insulares. Es característico que tales comunidades se hallen estructuradas de modo menos complejo que en el caso de zonas continentales equivalentes, con cadenas tróficas simplificadas y, en muchos casos, la ausencia completa de los depredadores que forman los eslabones finales de dichas cadenas en los ecosistemas continentales. Se ha observado que en muchos casos, la relajación de la presión de depredación a lo largo de miles de años ha provocado a su vez una relajación o pérdida parcial de aquéllos mecanismos antidepredadores que coevolucionaron paralelamente a las estrategias de los depredadores en los continentes. En numerosas aves insulares esto provocó la desaparición de su capacidad para el vuelo, como es el caso del Dodo, de los cormoranes de las Islas Galápagos o de otras muchas especies. En las islas del Pacífico, Case y Bolger (1991b,

ver también Case *et al.*, 1997) demostraron que las islas en las cuales no se había introducido a la mangosta, las poblaciones reptilianas eran hasta 100 veces más abundantes.

En los vertebrados terrestres, la relajación de los mecanismos antidepredadores se traduce, por ejemplo, en la disminución significativa de las distancias de acercamiento y huida por parte de potenciales presas, ante la presencia del depredador. De este modo, las especies insulares se vuelven extremadamente confiadas. La relajación de la presión de depredación ha dado como resultado la existencia en las islas de especies más vulnerables que sus equivalentes continentales y, por lo tanto, más susceptibles al ataque de los depredadores alóctonos introducidos por el hombre. Esta mayor vulnerabilidad no ha sido frecuentemente valorada y, sin embargo fue, con toda probabilidad, la responsable de buena parte de las extinciones masivas de especies insulares en tiempos recientes. Recordemos el caso de algunas aves marinas de islas atlánticas y su trágica relación con gatos asilvestrados o domésticos, o el de la lagartija balear (*Podarcis lilfordi*) (Figura 3), que se extinguió hace unos dos mil años en las islas de Mallorca y Menorca ante la llegada de nuevos depredadores terrestres in-



Figura 3. La lagartija balear, *Podarcis lilfordi*, es un ejemplo de endemismo insular con poblaciones en las cuales se observan interacciones y fenómenos biológicos únicos que deben preservarse con una estrategia de conservación más amplia que la tradicionalmente aplicada a las especies continentales (foto: Bàrbara Terrasa).

troducidos por los romanos y otros colonizadores del Mediterráneo occidental. La total y extraordinariamente rápida extinción de lo que debieron ser grandes poblaciones ocupando territorios de miles de kilómetros cuadrados, sólo es explicable si admitimos que los mecanismos antidepredadores habituales de los lacértidos estaban seriamente reducidos. Estos mecanismos son, además, complejos y de alto coste energético, como la autotomía caudal de lagartos y lagartijas y ha disminuido significativamente su eficacia en condiciones de insularidad (Pérez-Mellado *et al.*, 1997; Cooper *et al.*, 2004).

Otro marco de referencia

Las características propias de los ecosistemas insulares impiden, desde nuestro punto de vista, emplear las mismas herramientas conceptuales y los mismos criterios de valoración del estado de conservación que se aplican en áreas continentales. Numerosos autores han adoptado criterios particulares para evaluar qué es importante conservar en las islas. Así, la importancia de preservar el potencial evolutivo de una especie se ha reconocido formalmente con la adopción de las llamadas Unidades Evolutivas Significativas (Evolutionary Significant Unit, ESU, ver Moritz, 1994) que tienen por objeto proteger las poblaciones genéticamente diferenciadas e históricamente aisladas pertenecientes a una especie biológica. Para Moritz (1994) las ESU deberían ser recíprocamente monofiléticas en los alelos de ADN mitocondrial y exhibir una divergencia significativa a nivel de los alelos de genes nucleares. Holyoake *et al.* (2005) opinan que el criterio de Moritz (1994) es excesivamente restrictivo en el reconocimiento de ESU, opinión que comparto. De cualquier modo, se trata de una herramienta de gran interés que puede ayudarnos en la catalogación de las poblaciones que es necesario conservar. Si observamos la última versión de los criterios de la IUCN (2001), es obvio que no incorporan el concepto de ESU y su enfoque, en

general, se halla orientado preferentemente a las especies continentales. Lo mismo sucede con los tamaños mínimos viables establecidos por los estudiosos del tema. En las islas se verifican fenómenos microevolutivos que dan lugar a la aparición de miríadas de pequeñas poblaciones en enclaves de muy reducidas dimensiones y que exhiben características morfológicas, ecológicas y etológicas particulares. Cada una de tales poblaciones puede considerarse una unidad evolutiva significativa, pues en muchos casos llevan varios miles de años en completo aislamiento del resto de la especie. La estrategia de conservación insular debe tomar en consideración tales fenómenos microevolutivos y tratar de preservar el acervo genético y el potencial evolutivo de la totalidad de dichas poblaciones.

El primer objetivo de conservación de las especies parece plenamente asumible en el caso de poblaciones continentales. Sin embargo, en las islas no existen corredores que permitan la recolonización de poblaciones, ni elevados tamaños poblacionales que garanticen la supervivencia tras una extinción local. Las extinciones locales de pequeñas poblaciones insulares son irreversibles y la traslocación a partir de otras poblaciones no permite reconstituir la historia evolutiva independiente de la población extinguida.

Por otra parte, determinadas poblaciones insulares exhiben rasgos ecológicos o etológicos únicos, interacciones que sólo en dicha localidad son observables y que, en ocasiones involucran otros endemismos. La preservación de tales interacciones, al igual que la de los fenómenos biológicos singulares, es imperativa en una estrategia de conservación insular coherente. Debemos encaminarnos hacia la identificación de tales interacciones o situaciones ecológicas únicas e incorporar su conocimiento a las prioridades de conservación de los ecosistemas insulares.

Ha llegado la hora de establecer criterios y herramientas especialmente adaptadas a la conserva-

ción de las especies en las islas porque el marco actual resulta claramente insatisfactorio. En muchos casos, se han establecido de forma preferente para determinados grupos de organismos, como las aves o los mamíferos, entre los cuales se hallan gran parte de las especies estandarte de la conservación de multitud de ecosistemas. El concepto de especie estandarte tiene sin duda su utilidad, pero quizás en el caso de los ecosistemas insulares no ha sido totalmente operativo.

Agradecimientos:

Este trabajo ha sido posible gracias a la financiación de los proyectos REN2003-08432-CO2-02 del Ministerio de Educación y Ciencia y CGL2006-10893-CO2-02 del Ministerio de Ciencia y Tecnología. Agradezco la cordial invitación de los organizadores del congreso de conservación El Rumbo del Arca y particularmente de Joan Mayol, que permitieron la presentación de esta ponencia y el intercambio de ideas con el resto de colegas asistentes en un marco realmente incomparable.

Bibliografía

Ahola, M., Nordström, M., Banks, P.B., Laanetu, N. y Korpimäki, E. 2006. Alien mink predation induces prolonged declines in archipelago amphibians. *Proceedings of the Royal Society of London*, 273: 1261-1265.

Allee, W.C. 1931. *Animal aggregations, a study in general Sociology*. University of Chicago Press, Chicago.

Bibby, C.J. 1998. Selecting areas for conservation. 176-201. En: Sutherland, W.J. (ed.) *Conservation Science and Action*. Blackwell Science Ltd., Oxford.

Case, T.J. y Bolger D.T. 1991a. The role of interspecific competition in the biogeography of island lizards. *Trends in Ecology and Evolution*, 6(4):135-139.

Case, T.J. y Bolger, D.T. 1991b. The role of introduced species in shaping the abundance and distribution of island reptiles. *Evolutionary Ecology*, 5: 272-290.

Case, T.J., Bolger, D.T. y Richman, A.D. 1997. Reptilian extinctions over the last then thousand years. 157-186. En: Fiedler, P.L. y Kareiva, P.M. (eds.), *Conservation Biology for the coming decade*. Chapman & Hall, New York.

Colom, G. 1978. *Biogeografía de las Baleares. La formación de las islas y el origen de su Flora y de su Fauna*. Diputación Provincial de Baleares, Instituto de Estudios Baleáricos, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Palma de Mallorca.

Colom, G. 1988. *El medio y la vida en las Baleares*. Direcció General de Cultura, Conselleria de Cultura, Educació i Esports, Govern de les Illes Balears.

Cook, J.A., Dawson, N.G. y MacDonald, S.O. 2006. Conservation of highly fragmented systems: the north temperate Alexander Archipelago. *Biological Conservation*, 133: 1-15.

Cooper, W.E., Pérez-Mellado, V. y Vitt, L.J. 2004. Ease and effectiveness of costly autotomy vary with predation intensity among lizard populations. *Journal of Zoology*, 262: 243-255.

Curnutt, J., Lockwood, J., Luh, H.-K., Nott, O. y Russell, G. 1994. Hotspots and species diversity. *Nature*, 367: 326-327.

Curthbert, R. y Hilton, G. 2004. Introduced house mice *Mus musculus*: a significant predator of threatened and endemic birds on Gough Island, South Atlantic Ocean? *Biological Conservation*, 117: 483-489.

Diamond, J.M. 1984. Historic extinctions: a rosetta stone for understanding prehistoric extinctions. En: Martin, P.S. & Klein, R.G. (eds.), *Quaternary extinctions*. University of Arizona Press, Tucson.

Fessl, B., Kleindorfer, S. y Tebbich, S. 2006. An experimental study on the effect of an introduced parasite in Darwin's finches. *Biological Conservation*, 127: 55-61.

- Frankham, R., Ballou, J.D. y Briscoe, D.A. 2002. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Futuyma, D.J. 1997. The evolution and importance of species interactions. 240-241. In: Meffe, G.K. y Carroll, C.R. (eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Mass.
- Gherardi F. y Angiolini C. 2004. Eradication and control of invasive species. En: Francesca Gherardi, Manuela Gualtieri, and Claudia Corti (eds.), *Biodiversity conservation and habitat management, In: Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS)*, Developed under the Auspices of the UNESCO, Eolss Publishers, Oxford, UK, [<http://www.eolss.net>] [Retrieved July 26, 2006].
- Greuter, W. 1994. Extinctions in Mediterranean areas. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, 344: 41-46.
- Holyoake, A., Waldman, B. y Gemmell, N.J. 2001. Determining the species status of one of the world's rarest frogs: a conservation dilemma. *Animal Conservation*, 4: 29-35.
- IUCN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies. UICN, Gland, Suiza y Cambridge. Reino Unido. ii +33 págs.
- Losos, J.B., Marks, J.C. y Schoener, T.W. 1993. Habitat use and ecological interactions of an introduced and a native species of *Anolis* lizards on Gran Cayman, with a review of the outcomes of anole introductions. *Oecologia*, 95: 525-532.
- Lugo, A.E. 1997. Maintaining an open mind on exotic species. 245-247. En: Meffe, G.K. y Carroll, C.R. (eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc. Publishers. Sunderland, Mass.
- May, R. 1973. *Stability and complexity of model ecosystems*. Princeton University Press, Princeton.
- Menges, E.S. 1997. Evaluating extinction risks in plant populations. 49-65. En: Fiedler, P.L. & Kareiva, P.M. (eds.), *Conservation Biology for the coming decade*. Chapman & Hall, New York.
- Mertens R. 1957. Mallorca: ein herpetogeographisches Problem. *Zoologischer Beiträge Berlin*, 3:1-16.
- Moragues, E. y Traveset, A. 2005. Effect of *Carprobrotus* spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation*, 122: 611-619.
- Moore, I.T., Greene, M.J., Lerner, D.T., Asher, C.E., Krohmer, R.W., Hess, D.L., Whittier, J. y Mason, R.T. 2005. Physiological evidence for reproductive suppression in the introduced population of brown tree snakes (*Boiga irregularis*) on Guam. *Biological Conservation*, 121: 91-98.
- Moritz, C. 1994. Defining "evolutionary significant units" for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 9: 373-375.
- Perera, A. 2002. *Lacerta perspicillata* (Duméril y Bibron, 1839). Lagartija de Marruecos. 231-232. En: Pleguezuelos et al. (eds.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Pérez-Mellado, V. 2005. Anfibus i Rèptils. 117-295. En: *Enciclopèdia de Menorca. V: Vertebrats (volum 2). Peixos, Anfibus i Rèptils*. Obra Cultural de Menorca. Mahón.
- Pérez-Mellado, V., Corti, C. y Lo Cascio, P. 1997. Tail autotomy and extinction in Mediterranean lizards. A preliminary study of continental and insular populations. *Journal of Zoology* 243: 533-541.
- Pérez-Mellado, V. y Traveset, A. 1999. Relationships between plants and Mediterranean lizards. *Natura Croatica*, 8(3): 275-285.
- Roemer, G.W., Cooman, T.J., Garcelon, D.K., Bascompte, J. y Laughrin, L. 2001. Feral pigs facilitate hyperpredation by golden eagles and indirectly cause the decline of the island fox. *Animal Conservation*, 4: 307-318.
- Simberloff, D. 1998. Small and declining populations. 116-134. En: Sutherland, W.J. (ed.) *Conservation Science and Action*. Blackwell Science Ltd., Oxford.

- Stattersfield, A., Crosby, M., Long, A. y Wege, D. 1998. *Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation*. Cambridge, BirdLife International.
- Sutherland, W.J. 2000. *The Conservation Handbook: Research, Management and Policy*. Blackwell Science Ltd. Oxford.
- Traveset, A. y Richardson, D.M. 2006. Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(4): 208-216.

LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN EL MEDIO MARINO



Enric Ballesteros

Centre d'Estudis Avançats de Blanes – CSIC
Acc. Cala Sant Francesc 14
17300 Blanes, Girona, España
Correo electrónico: kike@ceab.csic.es



Resumen: Aunque los ecosistemas marinos poseen un menor número de especies extinguidas por causas antrópicas que los ecosistemas terrestres, las perturbaciones de origen humano están aumentando y distorsionando su funcionamiento. Las mayores presiones están claramente identificadas (pesca, alteración del hábitat, contaminación, especies invasoras, cambio climático). Se proponen una serie de actuaciones que, aplicadas a nivel estatal, permitirían mejorar el estado de los ecosistemas marinos españoles: una fuerte limitación pesquera, con una drástica reducción de la pesca de arrastre, un aumento de las áreas marinas protegidas, una política de no alteración de los hábitats existentes, la aplicación de la Directiva Marco del Agua, y una importante inversión en el conocimiento del medio marino para poder implementar la Directiva sobre Estrategia Marina y para que en el futuro haya una mayor presencia de hábitats marinos en la Directiva Hábitats.

Palabras clave: Conservación, especies, medio marino, pesca, hábitats.

Summary: Although human activity has resulted in the extinction of fewer marine species than those extinguished on land, anthropic disturbances at sea are increasing, altering the way marine ecosystems function. The main threats (fishing, habitat alteration, pollution, invasive species, climate change) are well-known. Here, we propose a series of actions at national level to improve the status of Spanish marine ecosystems: significant fishing restrictions, a drastic reduction in trawling, an extension of marine protected areas, a policy directed towards a non-alteration of existing habitats, the implementation of the Water Framework Directive, more investment in research to better implement the Marine Strategy Directive and to include more marine habitats in the Habitats Directive.

Keywords: Conservation, species, marine environment, fishing, habitats.

Introducción

Los retos para la conservación de especies en el medio marino son prácticamente idénticos a los terrestres, aunque hay algunas diferencias muy

ostensibles en el conocimiento (y la percepción social añadida) de unos y otros sistemas. Asimismo, las presiones e impactos que reciben unos y otros ecosistemas – y por ende, las especies que los constituyen– son distintos. En este ensa-

yo se desglosarán cuáles son las características del medio marino en cuanto a la conservación de sus especies, haciendo hincapié en la situación española.

Los océanos: una fuente de biodiversidad amenazada

Los océanos son la cuna de la biodiversidad mundial. En ellos están representados 35 filums distintos de organismos, 14 de los cuales son exclusivos, frente a los 11 filums terrestres (sólo uno de los cuales es exclusivo). Sin embargo la diversidad de especies descritas en el medio marino es mucho menor que en el terrestre y alcanza unas 300.000 especies. Ello es ya indicativo de las notables diferencias acerca del conocimiento existente en ambos medios. Las estimas actuales del posible número de especies pluricelulares marinas fluctúan entre las 500.000 y las 10.000.000, siendo las zonas profundas y los arrecifes de coral los principales reservorios de esta diversidad (Grassle y Maciolek, 1992; Briggs, 1994; Gray, 1997; Sala y Knowlton, 2006).

En cuanto a la extinción de especies en el medio marino, los números oscilan entre las 12 especies citadas por Carlton *et al.* (1999) y las 18-21 especies propuestas por Baillie *et al.* (2004), cifras mucho menores a las conocidas para el medio terrestre. Sin embargo, el número de poblaciones y especies extinguidas localmente es mucho mayor. Por ejemplo, Mayol *et al.* (2000) dan una lista de siete especies de peces extinguidas actualmente en las islas Baleares, entre las que destacan dos especies de singnátidos (*Entelurus aequoreus*, *Syngnathus tenuirostris*), un esturión (*Acipenser sturio*), dos sabogas (*Alosa fallax*, *A. alosa*), y dos peces guitarra (*Rhinobatos cemiculus*, *R. rhinobatos*). Asimismo, según Thibaut *et al.* (2005), 12 de las 17 especies de algas fucales (géneros *Cystoseira* y *Sargassum*) documentadas en la costa de Albères (Sur de Francia) se han extinguido en los últimos 60 años. Las especies

en peligro de extinción a nivel local son todavía mayores. Mayol *et al.* (2000) citan para Baleares 11 especies de peces En Peligro Crítico y catorce especies En Peligro. Según Musick *et al.* (2000), 82 especies de peces marinos están en peligro de extinción en Norteamérica.

La repercusión de las alteraciones provocadas en los ecosistemas marinos no se limita únicamente a la extinción o el enrarecimiento de las especies sino que afecta a todo el ecosistema. Los grandes depredadores desaparecen, o pasan a ser tan escasos, que dejan de tener algún control sobre la red trófica subyacente, observándose además no solamente una disminución en el tamaño de los individuos sino también un cambio en las especies dominantes (Pauly *et al.*, 1997). La repercusión en la red trófica a menudo queda reflejada a nivel paisajístico, ecosistémico, como ocurre en determinadas zonas del Mediterráneo (Sala *et al.*, 1997) o en bosques de algas laminariales (Dayton *et al.*, 1998) y arrecifes de coral (Sandin *et al.*, 2008).

Amenazas

Las principales amenazas para la conservación en el medio marino son bien conocidas (Jackson *et al.*, 2001; Heip, 2006) y pueden resumirse en:

- a) Pesca (y caza).
- b) Alteración física de los hábitats debida a:
 - Pesca de arrastre.
 - Modificación del litoral (infraestructuras, erosión, regeneraciones de playas).
 - Muerte de especies estructurales (como los corales).
- c) Invasiones de especies alóctonas.
- d) Contaminación química (urbana, agrícola, industrial).
- e) Factores climáticos (calentamiento global).

En cuanto a la importancia relativa de cada amenaza es distinta según el grupo de organismos a

la que se refiera. Así, por ejemplo, en los peces de Norteamérica, el 55% de especies amenazadas lo son por la pesca, el 39% por la degradación del hábitat y un 5% por las especies invasoras y la contaminación (Musick *et al.*, 2000). Por otro lado, la mayoría de las especies de peces de Baleares están amenazadas por la alteración del hábitat y/o la pesca, mientras que sólo la lamprea (*Petromyzon marinus*) está amenazada por la contaminación y el espadín (*Sprattus sprattus*) lo está a causa del cambio climático. En el caso de las extinciones anteriormente comentadas de algas fucales en la costa de Albères, las causas más probables de extinción citadas por Thibaut *et al.* (2005) son el sobrepastoreo por erizos (debido a un desequilibrio en la red trófica causada por la sobrepesca), la destrucción del hábitat, el aumento de turbidez (que causa una insuficiencia de luz), la eliminación por competencia (un mayor contenido de materia orgánica en suspensión favorece la proliferación de mejillones, los cuales compiten con las algas en la ocupación del sustrato), la recolección involuntaria (redes) o con fines científicos, y, finalmente, la contaminación química.

Muchas otras veces las presiones actúan directamente sobre los hábitats y no sobre las especies concretas. El mejor ejemplo de ello es la pesca de arrastre que destruye el hábitat donde se realiza la pesca. Los fondos de algas coralíneas libres (*maërl*) o los fondos de cascajo con *Laminaria rodriguezii* han sufrido una gran recesión en el Mediterráneo español respecto a su distribución hace tan sólo 100 años a causa, principalmente, de la pesca de arrastre. Otro ejemplo de impacto directo es la alteración de la línea de costa, con construcción de espigones, puertos, marinas o la misma regeneración de playas. Diversas comunidades de aguas someras, como las poblaciones de *Cystoseira* spp. de modo calmo, las praderas de aguas someras con *Cymodocea nodosa*, *Zostera noltii* o *Zostera marina*, o los arrecifes barrera de *Posidonia oceanica* han sido dramáticamente alteradas, e incluso localmente extinguidas,

a causa de la urbanización indiscriminada y la modificación de la zona costera.

Problemas a la hora de emprender acciones de conservación

El primer gran problema existente para emprender acciones de conservación en el medio marino es la falta general de conocimiento. Esta falta de conocimiento se produce a todos los niveles, desde las mismas especies hasta los ecosistemas. Por ejemplo, no poseemos listados de especies presentes en una determinada zona geográfica (salvo parciales y solamente en algunas reservas marinas), desconocemos la estructura demográfica y la viabilidad de muchas poblaciones (explotadas o no), desconocemos las especies que están realmente en peligro e incluso también cuáles son las causas últimas de su regresión (si ésta existe). A nivel de ecosistemas desconocemos en general la extensión y la distribución de los diferentes paisajes submarinos y, evidentemente, desconocemos mayoritariamente su composición y estado.

No existe una única razón que explique este desconocimiento del medio marino, sino varias. Una razón fundamental es la dificultad de acceso al medio marino, así como el elevado coste económico que supone. Asimismo, existe una falta de conciencia social (y política) de que el mar existe y de que necesita protección. No menos importante es el elevado sesgo de la información que llega a la sociedad y a las administraciones sobre los problemas del mar, donde los tópicos se reproducen incansablemente y esconden muchas otras problemáticas, a veces gravísimas. Por ejemplo, se habla mucho de *Posidonia oceanica* como especie y hábitat en regresión pero casi nadie conoce los problemas de muchas otras especies de fanerógamas y algas mucho más amenazadas; o de la protección parcial del mero (*Epinephelus marginatus*) en Francia, frente a la ausencia total de protección de muchas especies

de las mofetas en riesgo mucho mayor; o de la burbuja mediática del alga invasora *Caulerpa taxifolia*, que esconde al gran público la gravedad de otras especies invasoras más agresivas y dañinas. Finalmente, en el estado español hay, además, dos graves problemas añadidos: la sobreprotección del sector pesquero por parte de las Administraciones y el caos competencial entre el estado y las autonomías, y, dentro de éstos, entre ministerios¹ o consejerías (principalmente Pesca y Medio Ambiente).

Posibles actuaciones

Una actuación concreta para la preservación del medio marino es la creación de reservas marinas, en las que se priorice la conservación frente a la explotación. Para que esta actuación sea efectiva debe existir una selección adecuada de las zonas de reserva, potenciando la preservación de aquellos lugares con una mayor diversidad de hábitats, una buena calidad ecológica de los mismos y una extensión adecuada. Actualmente, en el estado español abundan las reservas marinas pequeñas y poco o mal gestionadas, con un seguimiento de su evolución a menudo escaso o inexistente (Ballesteros, 2006). Recientemente, una propuesta de WWF/Adena para proteger extensas zonas marinas de interés a lo largo de toda la costa española, incluyendo zonas muy alejadas de la costa, ha sido bien recibida por el Ministerio de Medio Ambiente. Resultado de ello es la aprobación recentísima (marzo 2008) por parte del Consejo de Ministros de un acuerdo por el que se adoptan medidas para la protección de “El Cachucho” (banco situado frente las costas asturianas), entre ellas el inicio de los trámites para su declaración como área marina protegida.

Sin embargo, la protección del medio marino no puede basarse únicamente en la declaración de zonas de reserva que, en el mejor de los casos no

es previsible que rebasen el 10-20% del total de la zona marina. Son necesarias unas actuaciones de carácter general que pasan por:

- 1) No sobrepasar la capacidad de carga del territorio (a nivel pesquero pero también urbanístico).
- 2) Reducir impactos “duros” como la pesca de arrastre, la artificialización del litoral o su modificación indiscriminada.

Ello es solamente posible si la gestión se realiza a nivel de ecosistemas y no a nivel de especies (Pikitch *et al.*, 2004). Deben protegerse aquellos ecosistemas que resultan cruciales para el ciclo de vida de las especies, tanto en su vida adulta como en sus fases reproductoras y juveniles. Se trata también de integrar los objetivos económicos, sociales y ecológicos en la utilización de los recursos, tarea harto difícil pues nadie quiere asumir los costes a corto término que supone moverse hacia la sostenibilidad (Jennings, 2006). Por ejemplo, en relación a la pesca industrial, Castilla y Defeo (2005) proponen una reducción de la flota, la eliminación de los subsidios, la implantación de moratorias de pesca y la aplicación de cuotas por embarcación, actuaciones todas ellas absolutamente impopulares en el ámbito pesquero. Los mismos autores proponen, para la pesca artesanal, una compartimentación territorial, la gestión conjunta pescadores-administración y la aplicación de cuotas de pesca por cofradías, actuaciones que ya se están llevando a cabo en las costas chilenas (Juan Carlos Castilla, com. pers.).

En nuestra modesta opinión, y en lo relativo a la pesca, para la conservación de la biodiversidad marina española son necesarias, al menos, las siguientes actuaciones:

- control del cumplimiento de la normativa vigente en materia pesquera.
- control eficaz de la pesca mediante el uso de las nuevas tecnologías.

¹ Situación que la reestructuración ministerial de 2008 debería de paliar (Nota de los Editores).

- hacer partícipes a los pescadores de la gestión de los recursos.
- apostar por sistemas de pesca sostenibles.
- protección total (no extracción) de un porcentaje significativo de la zona marina (>10%).
- limitación de la pesca de arrastre, prohibiéndola en la mayor parte de la plataforma continental.
- eliminación de las redes de deriva.
- limitación de la pesca al cerco, pudiendo ser utilizada únicamente para aquellas especies pelágicas capturadas tradicionalmente con este arte.

Respecto a la preservación de hábitats, ya se ha comentado la necesidad de reducir la pesca de arrastre, aunque la apuesta debe extenderse también a todos los ecosistemas estrictamente costeros. Para ello, es necesaria una moratoria en la construcción de nuevos puertos deportivos e iniciar la búsqueda de alternativas (marinas “secas”) a la creciente demanda náutica; garantizar, mediante actuaciones “tierra adentro” y en la misma línea de costa, una dinámica sedimentaria equilibrada que evite, siempre que sea posible, las costosas (económica y ecológicamente) regeneraciones de playas; y regular el crecimiento urbanístico en el litoral, promoviendo la conservación del patrimonio natural todavía existente y recuperar el degradado (en la medida también de lo posible).

Para el control de la contaminación debe implementarse la Directiva Marco del Agua (2000/60/CEE), aplicable en aguas estrictamente costeras, que debiera garantizar una buena calidad del agua y de sus ecosistemas para el año 2015. La regulación de las otras dos presiones que afectan negativamente a los ecosistemas marinos, la introducción de especies y el cambio climático es, entendemos, más difícil, pues deben ser tratadas en un contexto mucho más global, a nivel mundial, aunque no por ello deben ser olvidadas (sino todo lo contrario).

Es importante no olvidar tampoco la necesidad de ampliar los conocimientos sobre los ecosistemas marinos, en todos sus aspectos. Sin conocimiento no hay gestión adecuada posible. Es necesario profundizar en el conocimiento sobre la composición, distribución y funcionamiento de las comunidades y las especies formadoras de hábitat (*engineering species*), con cartografías bionómicas del fondo marino que permita dar una respuesta adecuada a la implementación de la Directiva Marco de la Estrategia Marina. El correcto desarrollo y aplicación de esta directiva deberían pasar por una actuación complementaria en el sector pesquero pues la regulación y gestión pesquera es competencia de la Política Pesquera Común de la CEE. En efecto, como hemos visto, la causa principal de la degradación de los ecosistemas marinos es la actividad pesquera y no podrán alcanzarse los objetivos de buena calidad ecológica de los ecosistemas marinos si no hay una regulación pesquera compatible con alcanzar este criterio. La Directiva Hábitats (92/43/CEE) debe incorporar una actualización de todos los hábitats marinos, utilizando criterios basados en los conocimientos que actualmente ya tienen los estudiosos del medio marino, e incorporar nuevas especies y hábitats en los anexos adecuados para garantizar su protección.

Finalmente, sería deseable, el establecimiento de una colaboración entre administraciones (a nivel europeo/mediterráneo, estatal, autonómico) y dentro de ellas (a nivel de ministerios/consejerías diversas) para abordar muchos de los retos aquí expuestos. Es necesaria también una interacción entre las distintas directivas europeas que, de una manera u otra, señalan las directrices para la explotación-conservación de los ecosistemas marinos, así como una unificación de las múltiples convenciones internacionales sobre la protección del medio marino (Ospar, Convenio de Barcelona, Convenio de Berna, etc.).

Bibliografia

- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N. (eds.). 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species. Al Global Assessment*. GIUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 191 pàgs.
- Ballesteros, E. 2006. Els ecosistemes marins a Catalunya: valoracions, impactes i actuacions per a la seva preservació. *L'Atzavara*, 14: 99-110.
- Briggs, J.C. 1994. Species diversity: land and sea compared. *Systematic Biology*, 43: 130-135.
- Carlton, J.T., Geller, J.B., Reaka-Kudla, M.L. y Norse, E.A. 1999. Historical extinctions in the sea. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 30: 525-538.
- Castilla, J.C. y Defeo, O. 2005. Paradigm shifts needed for world fisheries. *Science*, 309: 1.324-1.325.
- Dayton, P.K., Tegner, M., Edwards, P.B. y Riser, K.L. 1998. Sliding baselines, ghosts, and reduced expectations in kelp forest communities. *Ecological Applications*, 8: 309-322.
- Grassle, J.F. y Maciolek, N.J. 1992. Deep sea species richness: regional and local diversity estimates from quantitative bottom samples. *American Naturalist*, 139: 313-341.
- Gray, J.S. 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. *Biodiversity and Conservation*, 6: 153-175.
- Heip, C. 2006. Marine Biodiversity: past and present concerns. *Marbef Newsletter*, 4: 22-23.
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J. y Wagner, R.R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293: 629-638.
- Jennings, S. 2006. From single species to ecosystem-based management – prospects for effective biodiversity conservation. *Marbef Newsletter*, 4: 24-25.
- Mayol, J., Grau, A.M., Riera, F. y Oliver, J. 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. *Quaderns de Pesca*, 4: 1-126.
- Musick, J.A., Harbin, M.M., Berkeley, A., Burgess, G.H., Eklund, A.M., Findley, L., Gilmore, R.G., Golden, J.T., Ha, D.S., Huntsman, G.R., McGovern, J.C., Parker, S.J., Poss, S.G., Sala, E., Schmidt, T.W., Sedberry, G.R., Weeks, H. y Wright, S.G. 2000. Marine, estuarine and diadromous fish stocks at risk of extinction in North America (exclusive of Pacific salmonids). *Fisheries*, 25: 6-30.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. y Torres, F. 1997. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.
- Pikitch, E.K., Santora, C., Babcock, E.A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D.O., Dayton, P.K., Doukakis, P., Fluharty, D., Heneman, B., Houde, E.D., Link, J., Livingston, P.A., Mangel, M., McAllister, M.K., Pope, J. y Sainsbury, K.J. 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305: 346-347.
- Sala, E., Boudouresque, C.F. y Harmelin-Vivien, M. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 82: 425-439.
- Sala, E. y Knowlton, N. 2006. Global marine biodiversity trends. *Annual Review of Environment and Resources*, 31: 95-122.
- Sandin, S.A., Smith, J.E., De Martini, E.E., Dinsdale, E.A., Donner, S.D., Friedlander, A.M., Kotonchick, T., Malay, M., Maragos, J.E., Obura, D., Pantos, O., Paulay, G., Richie, M., Rohwer, F., Schroeder, R.E., Walsh, S., Jackson, J.B.C., Knowlton, N. y Sala, E. 2008. Baselines and degradation of coral reefs in the Northern Line Islands. *PLoS ONE* 3(2): e1548.
- Thibaut, T., Pinedo, S., Torras, X. y Ballesteros, E. 2005. Long-term decline of the populations of Fucales (*Cystoseira* spp. and *Sargassum* spp.) in the Albères Coast (France, Northwestern Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin*, 50: 1.472-1.489.

CONSERVACIÓN Y CAMBIO ¿PODEMOS PRESERVAR LA BIODIVERSIDAD CUANDO TODO SE ESTÁ MOVIENDO?



Juan Jiménez Pérez

Servicio de Conservación de la Biodiversidad.
Conselleria de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana.
C/ Francesc Cubells, 7. 46011 VALENCIA.
Correo electrónico: jimenez_juaper@gva.es



Resumen: El cambio ha estado presente siempre en la naturaleza, aunque la aparición de la humanidad lo ha acelerado notablemente, particularmente a partir del siglo XIX. En este artículo se repasan los últimos 150 años de la historia de España, señalando como los cambios sociales y económicos se han visto acompañados de cambios en las políticas sobre el medio ambiente natural que han ido desplegándose a la par que el crecimiento económico y poblacional. A pesar del tremendo crecimiento ocurrido, al menos en lo que respecta a especies de fauna amenazadas, el balance entre desarrollo y conservación es moderadamente satisfactorio, lo que puede explicarse por el cese de la persecución de la fauna, el despoblamiento rural y la eficacia de las políticas de protección de espacios y especies. Sin embargo, con la llegada del siglo XXI emergen nuevos modelos de desarrollo y se invierten tendencias ancestrales, lo que requerirá una revisión de las estrategias de conservación a las que debe incorporarse necesariamente el factor humano.

Palabras clave: cambio, conservación de especies, desarrollo socioeconómico, España, políticas de la naturaleza.

Summary: Change has been always present in nature, but the arrival of humankind has accelerated it, notably from the XIX century. In this paper 150 years of recent Spain history are reviewed, showing how social and economic changes have gone along with changes in nature policies, occurred in parallel with the economy and population development. In spite of this huge growth, the balance between development and conservation is reasonably satisfactory, at least with regard to endangered fauna species. Reasons for this balance can be found in the end up of fauna prosecution, the rural depopulation and the success of protected sites and species policies. Nevertheless, new development trends emerge in the new century, even changing past tendencies, and thus forcing a revision of former conservation strategies and the necessary inclusion of the human factor.

Keywords: change, species conservation, socio-economic development, Spain, nature policies.

Conservación y Cambio

La práctica de la conservación de la naturaleza, y más en concreto de la biodiversidad, está dotada, queramos que no, de un cierto componente espiritual, más relacionado con ideales y deseos que con la observación de la realidad y, sobre todo, con el análisis temporal. En si mismo, el término “conservación” tiene una connotación inmovilista, por no entrar en su acepción política que, curiosamente, aleja mucho a los conservadores de los conservacionistas. En el fondo, el paradigma de conservación de la naturaleza hunde sus raíces en la entelequia del “equilibrio de la naturaleza”, en un Edén ordenado donde sólo la mano del hombre introduce cambios, obviamente negativos. Sin embargo, como señalan De Zabala et al. (2004), “la visión estática de la naturaleza es un atavismo cultural de nuestra civilización que entronca con determinadas concepciones filosóficas o religiosas de cómo debería ser el mundo, pero que tiene escasa correspondencia con la realidad”.

Resulta del todo evidente que el cambio no es sólo consustancial a los ecosistemas naturales y a las especies, sino que es una de las principales fuerzas de la evolución. Sin necesidad de retrotraernos a escalas geológicas, el cambio ha modelado drásticamente especies y hábitats en nuestro entorno próximo, el Mediterráneo, en las últimas glaciaciones, hasta el punto de poder asegurar que especies como hayas y abetos han pasado más tiempo en nuestras latitudes que en el norte de Europa, o que el verano seco, que caracteriza el clima mediterráneo, es propio de la cuenca sólo durante los últimos 5.000 años (Grove y Rackham, 2001).

En este panorama cambiante, nosotros, como especie, distamos mucho de ser una mera pieza o espectadores del paisaje, convirtiéndonos en fuerza motriz del cambio desde el mismo momento en que llegamos al Mediterráneo. Tremendos cambios en la vegetación introducidos por que-

mas, pastoreo y agricultura pueden atestiguar desde hace miles de años en el registro palinológico (ver p. ej. Arroyo, 2004). Ahora bien, nuestra capacidad como especie de provocar cambios ha tenido un crecimiento exponencial, como lo ha sido el de la población humana a partir de la revolución industrial, en nuestro entorno a partir del siglo XIX, y, sobre todo, a partir de los años 60 del siglo pasado.

Con estos antecedentes y ante el panorama de un cambio global desbocado, cabe al menos preguntarse qué queremos conservar: ¿una naturaleza virginal?, ¿paisajes idílicos silvo-pastorales?, ¿la naturaleza que conocimos antes del despegue económico en España?, ¿lo que tenemos ahora?. Evidentemente va a ser difícil conseguir un consenso social para acordar una imagen ideal, entre otras cuestiones porque en cada elección subyacen modelos e intereses económicos y sociales que cuentan con ardientes y legítimos defensores. Realicemos un rápido viaje temporal por la España de los últimos 150 años.

Escenarios cambiantes en España

Empezando por los aspectos políticos, basta con recordar que en el último siglo y medio España ha pasado, entre monarquía y monarquía, por dos dictaduras (la última una de las más largas conocidas), dos repúblicas, estados liberales y autocráticos, hasta acercarse a lo que se entiende por una moderna democracia sólo en los últimos 30 años, de los cuales únicamente en los últimos 20 se ha producido una convergencia real con Europa.

Demográficamente hablando, el siglo XX, como en el resto del planeta, ha sido la centuria del crecimiento poblacional, pasando de 18,6 millones de habitantes en 1900 a 40,8 en 2001, a la vez que se producía un vuelco en números absolutos entre la población rural y la población urbana (ver Tabla 1). Si buscamos indicadores de

	1900	2001
Población agraria	12,3 millones (66%)	2,0 millones (5%)
Población rural ¹	12,7 millones (67,5%)	9,7 millones (23,7%)
Población urbana ²	1,9 millones (10,2%)	16,4 millones (40,2%)

Tabla 1. Población agraria, rural y urbana en España a lo largo del siglo XX (Azagra y Chorén, 2006).

¹ entendida como núcleos de <10.000 habitantes; ²: núcleos de >100.000 habitantes.

Indicador/año	1857	1920	1960	1980	2000
Longitud de carreteras (miles km)	17,1	77,7	130,0	227,6	675,1
Vehículos a motor (miles ud.)	0	45	1.000	10.200	23.300
Estudiantes universitarios (nº/mil habitantes)	0,7	1,2	2,6	11,9	23,9
Mortalidad infantil (niños<1año/mil habitantes)	--	4,8	0,77	0,17	0,04

Tabla 2. Indicadores de desarrollo en España (I.N.E., 2006).

desarrollo, en el sentido más clásico del término, la transformación también es espectacular, con cambios de magnitud enormes a lo largo del siglo XX (ver Tabla 2).

Si observamos el paisaje y los indicadores de su uso, veremos también los efectos del cambio. Así, la superficie agrícola ha sufrido una disminución en términos absolutos, aunque muy inferior a la reducción de la población agraria, con un incremento de la proporción del regadío (4,3% en 1857; 18,6% en 2001; I.N.E., 2006) y un incremento de la producción total, indudablemente asociada a la intensificación agraria. En paralelo, la cabaña ganadera ha aumentado desde los 20 millones de cabezas a cerca de 55 millones, desapareciendo casi por completo la cabaña equina y aumentando espectacularmente la porcina (el año 2003 fue el primero en la historia en que el número de cerdos superó al de ovejas), reflejo nuevamente de la sustitución de modelos extensivos por intensivos. Por último, si observamos los datos de evolución de la superficie forestal, desde que se puso en marcha el Inventario Forestal Nacional en los años 60 del pasado siglo, la superficie total parece relativamente estable, pero se aprecia un aumento de la superficie arbolada frente a la desarbolada.

Políticas sobre el medio ambiente natural

En los cambios observados, pero también en buena medida fruto de ellos, han influido las políticas públicas en relación con los recursos naturales vivos. Una de las pioneras fueron las forestales (Bauer, 1980).

Política forestal

Tras el triunfo liberal en las guerras carlistas se inician las desamortizaciones de montes para su puesta en cultivo. La de Mendizabal (en 1837) consiguió vender 139.521 fincas rústicas de la iglesia, mientras la de Madoz (en 1855) planteó la venta de gran parte de los más de 10 millones de hectáreas de montes públicos. Afortunadamente, esta fiebre roturadora fue temperada por la coetánea creación de la Escuela de Ingenieros de Montes (1848), cuyos informes exceptuaron de la venta la mayor parte de los montes arbolados. En cualquier caso, a finales del siglo XIX se habían enajenado 4,5 millones de hectáreas de montes públicos.

A partir de los años 20 del pasado siglo empieza a revertirse la tendencia, empezando las políticas de compra y repoblación. Esta última despegó a

partir del plan forestal de la República, diseñado por Ceballos y Ximenez de Embú en 1938 que marca la política forestal de los años posteriores a la guerra civil. A modo de ejemplo, entre 1940 y 2000 se repoblaron en la Comunidad Valenciana 177.077 hectáreas (38% de la superficie forestal). Al incremento de la masa forestal, unido al general abandono de los usos tradicionales del monte, sigue la expansión de los incendios forestales a partir de 1960, lo que hace necesaria la aprobación de la primera Ley específica de incendios en 1968. Entre este año y 2000 sólo en la Comunidad Valenciana se quemaron 688.742 hectáreas (147% de la superficie forestal).

A pesar de ello, gracias a la capacidad de regeneración de los montes mediterráneos, unido en buena medida al abandono de cultivos, con el cambio de siglo se confirma un incremento histórico en la superficie arbolada. Sin embargo aparecen ahora nuevos retos cuando el decaimiento global de las masas forestales envejecidas nos sitúa “en un momento crucial de la historia del pensamiento forestal y ambiental, en un punto de no retorno de la silvicultura más canónica y rígida” (Gómez, 2005).

Política de espacios naturales protegidos

El legislador sólo entiende la necesidad de proteger determinados espacios del crecimiento de la actividad humana bien entrado el siglo XX, con la Ley de Parques Nacionales de 1916, que sustenta la declaración de los de Covadonga (en 1918) y Ordesa (en 1920). Es de destacar el componente estético e incluso “higienista” de estos primeros espacios protegidos, ligados a montañas, como también lo son muchos de los Sitios Naturales de Interés Nacional designados entre 1929 y 1935: Torcal de Antequera, Sierra Espuña, Peñalara, Estaca de Bares. Resulta llamativa la coincidencia en el tiempo de las primeras protecciones de hábitats montanos con la aprobación de la Ley de desecación y saneamiento de lagunas, marismas y terrenos pantanosos (“Ley Cambó”, de 1918),

que fomentó la desaparición de zonas húmedas, consideradas como insalubres, a pesar de ser un verdadero tesoro de biodiversidad.

A lo largo del siglo sigue un goteo de declaraciones de parques, pasando incluso por un lapso (1957-1975) en que desaparece la legislación propia para ser incluida la política de espacios naturales dentro de la política forestal. Sólo con el desarrollo del Estado de las autonomías se produce un despegue en las declaraciones, pasando de 32 ENP en 1980 a 765 en 2000, explicable por la declaración de parques naturales autonómicos (EUROPARC, 2006; ver Tabla 3).

Política sobre fauna silvestre

A lo largo de prácticamente todo el periodo considerado continúa la política ancestral de persecución de la fauna, concentrada en los carnívoros. Las sucesivas disposiciones legales obligando o incentivando esta persecución van ampliando sus objetivos desde las “fieras”, pasando por las “alimañas”, hasta llegar a los animales “dañinos”, disminuyendo la talla desde el oso hasta los pequeños carnívoros y córvidos, y modulando su ambición desde la erradicación al control de predadores. En esta progresiva disminución de la talla de la fauna perseguida influyen las especies a proteger de sus ataques. Así, secularmente se persiguió al lobo y al oso para proteger ganados y bienes, pero es la protección de las especies cinegéticas, consideradas como una fuente de riqueza, la que justifica la persecución abierta de todo tipo de aves rapaces y mamíferos carnívoros entrado el siglo XX.

Sólo a partir de la Ley de Caza de 1970 se introduce el concepto de “especie protegida”, amparando a un puñado de especies para las que simplemente se prohibía su caza (Decreto 2573/1973)¹. Aunque este concepto gozó de cierta salud, ampliándose la lista con sucesivos Decretos inspirados en la aproximación a la legislación europea (R.D. 3181/1980, en aplicación del Convenio de Berna;

¹ La Ley de Caza de 1902 ya reconocía especies beneficiosas para la agricultura y el Convenio de París, de este mismo año, protegía a las aves insectívoras (Nota de los Editores).

Indicador/año	1857	1920	1960	1980	2000
Espacios Naturales Protegidos	0	3	20	32	765
Especies de Fauna Protegidas	0	0	0	378	453

Tabla 3. Evolución en el número de espacios naturales protegidos (EUROPARC, 2006) y en especies de fauna protegidas (1980: R.D. 3181/1980; 2000: CNEA).

R.D. 1497/1986, en aplicación de la Directiva de Aves), el enfoque de la política de conservación de especies seguía siendo el de que bastaba detener su persecución para que se recuperaran.

Finalmente, el vuelco definitivo en la política de conservación de la fauna silvestre sólo llega a partir de 1989, con la aprobación de la Ley de Conservación de la Naturaleza. De repente, y tras siglos de persecución, no puede afectarse a ninguna especie salvo autorización expresa, quedando los poderes públicos obligados a realizar una política activa de conservación de la fauna y de sus hábitats y, especialmente de las incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA), que en el caso de las aves representan nada menos que el 76% de las especies nidificantes (Jiménez, 2005) (ver Tabla 3).

Cambios en la fauna vertebrada a lo largo del siglo XX

La respuesta de la fauna silvestre ante estos avatares se resume en la Tabla 4. Entre las especies extinguidas, hay que destacar que sólo una (el bucardo, en realidad una subespecie de la cabra montés) desaparece después de 1980. Respecto

a las especies que han aparecido a lo largo del siglo, y dejando aparte la importante aportación de peces, anfibios y reptiles endémicos reconocidos recientemente como especies, la aportación más importante es la de las aves, evidentemente menos sujetas a barreras geográficas, que han colonizado la península desde el Este (p. ej. tortola turca, gaviota cabecinegra) y el Sur (p. ej. elanio azul, vencejo moro).

Si usamos indicadores demográficos para las especies que se consideraban amenazadas en 1973, son más los casos en los que se demuestra un aumento de la población (p. ej. águila imperial, quebrantahuesos, malvasía) que en los que consta una disminución (p. ej. linco). Por último, considerando grupos de especies, De Juana (2004) aporta indicadores que señalan que, entre las aves, ha mejorado la situación relativa de aves rapaces, acuáticas y forestales, mientras que empeora el estado de conservación de marinas y esteparias. Es de señalar que rapaces y acuáticas fueron los primeros grupos objeto de preocupación, mientras que aves marinas y esteparias sólo se han sumado al grupo de especies consideradas como amenazadas a partir de los años 90.

	Extinguidas	Especies descritas	Nuevas colonizaciones	Introducidas
Peces	2	9		11
Anfibios		6		
Reptiles		6		2
Aves	3	1	17	5
Mamíferos	2	8	3	4
TOTAL	7	30	20	22

Tabla 4. Cambios en la fauna vertebrada de España peninsular durante el siglo XX. Fuente: Atlas y Libros Rojos de Vertebrados del Ministerio de Medio Ambiente (Pleguezuelos et al., 2002; Palomo y Gisbert, 2002; Martí y Del Moral, 2003; Doadrio, 2002).

En resumen, a lo largo de casi un siglo de persecución de la fauna son pocas las especies para las que consta extinción, mientras que, al menos en lo que respecta a especies amenazadas, las políticas de conservación aplicadas en los últimos 20 años demuestran haber sido bastante exitosas.

Conservando especies en un entorno cambiante

¿Cómo hemos podido retener la mayor parte de nuestra biodiversidad a pesar del tremendo cambio social y económico de España?. Pienso que algunas de las claves han sido las siguientes: el fin de la guerra contra la fauna, el despoblamiento rural, la declaración de espacios protegidos y la gestión de especies amenazadas.

La guerra contra la fauna, particularmente de carnívoros de pelo y pluma, ha marcado secularmente la relación entre el hombre y las especies silvestres, incentivada en España, al menos desde el siglo XVI (Torrente, 1999)², por recompensas y obligaciones de realizar batidas o poner venenos. Para el periodo considerado baste señalar los casi 5.400 lobos por los que se abonaron premios por su muerte en 1864 (Anuario Estadístico de España, 1865, en I.N.E., 2006), y las casi 23.500 aves rapaces muertas entre 1953 y 1961 contabilizadas por el Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza (Anónimo, 1962). Esta persecución empieza a ceder sólo a partir de los años 80 y, aunque todavía presente, ha dejado de ser la causa principal de bajas entre la fauna amenazada, dejando el primer puesto a accidentes relacionados con infraestructuras (atropellos, choques con tendidos eléctricos y electrocuciones).

Respecto al despoblamiento rural, el siglo XX vio desaparecer nada menos que 1.159 municipios en España, algunos por agregación a las capitales pero la inmensa mayoría simplemente por desaparición de sus habitantes (Azagra y Chorén,

2006). Ambos procesos reflejan claramente la redistribución de la población, con una tremenda concentración en áreas metropolitanas (los municipios con densidades superiores a 1.000 habitantes/km² han pasado de 30 en 1900 a 219 en 2001) y un despoblamiento en términos absolutos de núcleos rurales, (los municipios con densidades inferiores a 10 habitantes/km² han pasado de 645 en 1990 a 3.210 en 2001). A finales del siglo, el 95,9% de la población se concentra en la mitad del territorio nacional, en tanto que la otra mitad alberga a poco más del 4%. Por tanto, esta redistribución ha aumentado el grado de perturbación humana de las zonas más pobladas (entorno de las capitales y el litoral) mientras que ha reducido los encuentros entre el hombre y la fauna en las zonas despobladas (interior y zonas de montaña).

Respecto a la declaración de espacios protegidos, resulta tentador relacionar su crecimiento con el desarrollo económico y el crecimiento de la población, de forma que cuanto mayor ha sido la alteración del territorio más ha crecido la superficie protegida, hasta alcanzar en 2005 el 10,2 % del territorio nacional (EUROPARC, 2006), con previsiones de ampliación sobre los espacios propuestos para integrarse en la red Natura 2000 de la Unión Europea de más del 25% del territorio nacional (Ministerio de Medio Ambiente).

Por último, es evidente que el esfuerzo científico, técnico, humano y presupuestario dedicado a la conservación de la biodiversidad ha aumentado también notablemente en los últimos 20 años. A título de ejemplo, mientras el presupuesto de la Generalitat Valenciana ha crecido un 57% entre 1999 y 2005, el presupuesto ejecutado por el Servicio de Conservación de la Biodiversidad en ese mismo periodo lo ha hecho en un 177% (Consellería de Territorio y Vivienda, Generalitat Valenciana).

Debe reconocerse que en el fin de la guerra contra la fauna, en el aumento de los espacios prote-

² Al menos desde el siglo XIII se pagaban recompensas municipales por pies de rapaces y otras aves y carnívoros en el Reino de Mallorca (Nota de los Editores).

gidos y en el mayor esfuerzo en la conservación de especies amenazadas ha influido mucho la creciente conciencia social sobre los riesgos para la biodiversidad que produce el desarrollo económico del país. Esta conciencia ha sido propiciada por el cambio desde una población rural, haciendo un uso intensivo de los recursos naturales, hacia una población urbana, alejada del medio natural pero con una llamativa actitud proclive a su protección (ver p. ej. el caso de las actitudes frente al lobo en Blanco y Cortés, 2002).

El futuro y la incertidumbre

Hemos visto como tendencias sociales y económicas han cambiado de forma terca a lo largo de la historia reciente de España, adelantándose a decisiones políticas que siempre han llegado tarde y han manifestado una obstinada resistencia al cambio. Si a la inicial política de venta de montes para su transformación agrícola siguió la de compra para reforestación, nos encontramos ahora en un momento en que el abandono de los cultivos está regenerando más monte que las repoblaciones. Si inicialmente no contábamos con espacios naturales protegidos, sencillamente porque no se consideraba necesario, vemos como ahora la fiebre urbanizadora se ve contrarrestada por una disparada carrera de declaración de parques. Si durante siglos se incentivó la persecución de la fauna, ahora hemos pasado a una legislación que prohíbe, salvo autorización expresa, cualquier afección o molestia a la mayor parte de las especies silvestres.

Estos cambios reflejan cómo tendencias consideradas firmemente establecidas cambian con el tiempo, incluso invirtiendo su signo. Con estos antecedentes, y considerando la aceleración del cambio, no es difícil pronosticar nuevos escenarios para los que esquemas antiguos no sirvan y se requiera de nuevas visiones. Entre las tendencias nuevas, evidentemente rodeadas de incertidumbre, están los nuevos modelos de ocupación

del territorio, las previsiones demográficas, los nuevos límites en la utilización de los recursos y un nuevo modelo de relación entre el hombre y la naturaleza.

España ha tardado en sumarse a las tendencias europeas de ocupación laxa del territorio, pero desde luego lo está realizando de forma acelerada, superando incluso los modelos de referencia. Desde los años 90 se ha revertido la preferencia a concentrarse en grandes ciudades, que de hecho disminuyen de población, para liderar el crecimiento las ciudades intermedias o las áreas metropolitanas (Azagra y Chorén, 2006). Por otra parte, en 2003 y por primera vez, el número de viviendas por 1.000 habitantes superó al de los principales países europeos (O.S.E., 2006). En esta tendencia juegan un papel relevante la cantidad de suelo disponible en un país tradicionalmente poco poblado, la liberalización de la recalificación del suelo (con las consecuencias por todos conocidas) y los bajos tipos de interés de las hipotecas.

Por otra parte, España está asistiendo a un crecimiento demográfico insospechado. Si las previsiones en 1990 eran las de alcanzar un tope de población de 43,5 millones de habitantes en 2023, las previsiones realizadas en 2001 muestran una horquilla máxima entre 46,2 millones ese mismo año y de 53,2 millones en 2049 (I.N.E., 2006). El crecimiento demográfico previsible no dependerá ya del balance entre natalidad y mortalidad, sino que pasará a ser la inmigración, fundamentalmente de países extracomunitarios impulsada por la pobreza (como ya ocurrió con las migraciones internas), la que modulará la carga humana sobre el territorio.

Respecto a los recursos, los energéticos parecen soportar bien el aumento de la demanda, considerando la paradoja de que, por ejemplo, las reservas conocidas de petróleo y gas han aumentado entre 1970 y 2000, a pesar de un consumo creciente (Meadows et al., 2006). El problema en

este campo ya no será tanto el de la cantidad de recurso, sino el de la capacidad de carga de los sumideros (léase el calentamiento global por emisión de CO₂) o los efectos colaterales de otras energías renovables (parques eólicos, centrales hidroeléctricas, cultivos de biocombustibles). En paralelo, un recurso tan esencial como el agua muestra en amplias zonas de España signos evidentes de agotamiento, producido por un imparable aumento de la demanda, una reducción de las precipitaciones y una política hidráulica de agua para todos que oculta con cifras anticuadas, cuando no manipuladas, que hace tiempo que las concesiones o extracciones superaron a los recursos disponibles.

Por último, resulta evidente que está cambiando la relación entre el hombre y la naturaleza. Muchas especies animales, particularmente las más móviles —por ejemplo, las aves—, están mostrando una extraordinaria capacidad de adaptarse al cambio, como demuestra el crecimiento de muchas especies consideradas hace 30 años como en peligro de extinción o la progresiva adaptación a entornos urbanizados o incluso puramente urbanos de algunas antes consideradas como intolerantes a la presencia humana (p. ej. halcones peregrinos reproduciéndose en rascacielos, malvasías en balsas de riego o nutrias en tramos urbanos). Esta adaptación, favorecida evidentemente por los mecanismos que propician la supervivencia de las especies (“adaptarse o morir”), se ve facilitada por el creciente respeto a la fauna silvestre de una población mayoritariamente urbana y las oportunidades que ofrece la vecindad con el hombre (recursos alimenticios, ausencia de competidores, nuevos nichos). En la parte negativa debemos anotar cómo la actividad humana están favoreciendo una verdadera plaga de especies invasoras, que supone ya la segunda causa de extinción de especies tras la alteración de los hábitats naturales.

Nuevos retos necesitan nuevas visiones

Si este es un congreso para revisar “El Rumbo del Arca” y la actuación de los profesionales de la conservación, podemos acordar que hemos sido razonablemente efectivos en la conservación de la biodiversidad española, impulsados por un rápido cambio social que ha atemperado un tremendo crecimiento económico con la puesta en marcha de políticas de conservación. Sin embargo, los nuevos retos del siglo aconsejan un cambio de actitudes y enfoques, o, digamos, nuevos derroteros para que el Arca llegue a puerto.

El cambio está bien presente y el esfuerzo de los profesionales de la conservación no puede reducirse a oponerse, cosa por otra parte absolutamente legítima desde ideales o posturas personales. En mi opinión resulta imprescindible complementar las posturas tácticas, de trinchera de resistencia al cambio, con posturas estratégicas, de retaguardia, forjando alianzas y con una visión menos anclada en el pasado y más en las nuevas tendencias. Como profesionales no es suficiente ya conocer al dedillo la larga lista de especies silvestres y la casi tan larga de especies protegidas por una u otra legislación, alegando su mera presencia para informar negativamente a las docenas de proyectos que nos llegan; sino que debemos saber más de la relación entre las actividades humanas y la respuesta de ejemplares, poblaciones y ecosistemas. En este sentido, la falta de integración del factor humano en las estrategias de conservación supone una clara deficiencia de nuestro curriculum profesional.

Una vez terminada la guerra contra la naturaleza (que comenzó firmando la paz con los montes y finalizó con la amnistía a los predadores), es necesario abordar un nuevo escenario en el que en la mitad del territorio la biodiversidad deberá convivir con una mayor presencia humana, mientras que en el resto deberá hacerlo, por primera vez en muchos siglos, con una menor presencia o,

al menos, con un aprovechamiento más reducido de los recursos naturales.

Nota del autor:

El Cambio acelerado continúa y la evolución de algunos indicadores, desde la fecha de esta conferencia (octubre 2006) y de su edición (finales 2008), ilustra la incertidumbre sobre las tendencias futuras. En los dos años transcurridos se han roto todas las previsiones sobre crecimiento demográfico en España. Si la estimación de 1990 preveía una población de 42 millones en 2008, y la realizada en 2001 alrededor de 44 millones para este mismo año, el avance del censo actual alcanza 45,5 millones (www.ine.es). Por otra parte el mercado inmobiliario, tan pujante en 2006, se ha hundido este año; el paro se ha disparado (> 500.000 empleos perdidos) y el precio del barril de petróleo se ha duplicado hasta superar los 150 \$/barril, para estar ahora por debajo de los 90. Estos cambios eran imprevisibles en el entorno de acelerado crecimiento económico de 2006 y anuncian un periodo con movimientos demográficos que pueden invertirse, diferentes usos de los recursos naturales (impulso a energías renovables, puesta en cultivo de barbechos) y cambio en las prioridades presupuestarias y sectores de inversión que, indudablemente, influirán en el estado del medio natural.

Bibliografía

Anónimo. 1962. *Control de animales dañinos; información estadística años 1953-1961*. Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza. Ministerio de Agricultura. Madrid.

Arroyo, J., Carrión, J.S., Hampe, A. y Jordano, P. 2004. La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. 27-68. En: Valladares F. (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

Azagra, J. y Chorén, P. 2006. *La localización de la población española sobre el territorio. Un siglo de cambios*. Fundación BBVA. Bilbao.

Bauer, E. 1980. *Los montes de España en la historia*. Ministerio de Agricultura, Madrid.

Blanco, J.C. y Cortés, Y. 2002. *Ecología, censos, percepción y evolución del lobo en España: análisis de un conflicto*. SECEM, Málaga.

Doadrio, I. 2002. *Atlas y Libro Rojo de los peces continentales de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente. 233 pàgs.

Gómez, J. 2005. *La Ciencia Forestal: del desarrollo sostenido a la gestión sostenible*. Conferencia de Clausura- IV Congreso Forestal (Zaragoza). 26-30 de septiembre de 2005. Sociedad Española de Ciencias Forestales.

Grove, A.T. y Rackham, O. 2001. *The nature of Mediterranean Europe. An ecological history*. Yale University Press. New Haven.

De Juana, E. 2004. Cambios en el estado de conservación de las aves en España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51(1): 19-50.

De Zabala, M.A., Zamora, R. Pulido, F., Blanco, J.A., Imbert, J.B., Marañón, T., Castillo. F.J. y Valladares, F. 2004. Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo. 509-529. En: Valladares F. (ed.) *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.

EUROPARC 2006. *Anuario EUROPARC-España del estado de los espacios naturales protegidos*. Madrid.

I.N.E. 2006. Instituto Nacional de Estadística: <http://www.ine.es>

Jiménez, J. 2005. Catálogos, planes y estrategias: el marco legal y administrativo de la conservación de fauna amenazada en España. 45-74. En: Jiménez, I. y Delibes, M. (eds.) *Al borde de la extinción: una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España*. EVREN. Valencia.

Martí, R. y del Moral, J. C. (Eds.) 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección

- General de Conservación de la Naturaleza. Sociedad Española de Ornitología. Madrid. 733 pàgs.
- Meadows, D., Randers, J. y Meadows, D. 2006. *Los límites del crecimiento 30 años después*. Círculo de Lectores. Barcelona.
- O.S.E. 2006. Observatorio de la Sostenibilidad en España. <http://www.sostenibilidad-es.org>
- Palomo, L. J. y Gisbert, J. 2002. *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM-SECEMU, Madrid. 564 pàgs.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R. y Lizana, M. (eds.). 2002. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid, 584 pàgs.
- Torrente, J.P. 1999. *Osos y otras fieras en el pasado de Asturias*. Fundación Oso de Asturias. Oviedo.

EL PAPEL DE LA CONSERVACIÓN Y LA CONSERVACIÓN DE PAPEL



Joan Mayol

Servei de Protecció d'Espècies
Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears
C/ Manuel Guasp, 10 07006 Palma de Mallorca,
Illes Balears, España
Correo electrónico: jmayol@dgcapea.caib.es

Non enim paranda nobis solum, sed fruenda sapientia est.

Cicerón

(Porque no basta alcanzar la sabiduría; es preciso saber usar de ella)



Resumen: La conservación de especies debe asumir como objetivo el estado de conservación favorable de la fauna y la flora silvestres, y no sólo evitar las extinciones. Su unidad de trabajo deben ser las poblaciones biológicas, y entenderse como un proceso sobre la generalidad del territorio, buscando sinergias con los espacios protegidos. Los ejes de acción son los planes específicos, los planes factoriales (término acuñado en este artículo) y la integración de la conservación de especies en planes y proyectos, así como un uso correcto de las técnicas de previsión y corrección de impacto ambiental. Se exponen unas consideraciones sobre la baja calidad de la información accesible en esta materia, y algunas propuestas para introducir mejoras en esta situación, la más importante de las cuales sería constituir una sociedad de técnicos en conservación de fauna y flora silvestres, como instrumento colectivo para gestionar y hacer útil la información disponible.

Palabras clave: conservación de especies, biología de conservación, información de conservación.

Summary: The conservation of species must assume as main objective a favourable conservation status of both wild fauna and flora, and not only avoid extinctions. Its working unit should be biologic population and be understood as a process on the whole territory, seeking for synergies with those sites protected. The action axis are specific plans, factorial plans (new word defined in the present article) and species conservation integration in plans and programmes, as well as an appropriate use of the prevision techniques and environmental impact correction. Some considerations are exposed on the low quality of the available information on this matter, together with some proposals to improve this situation, the most important being the creation of an association of professionals dealing with wild fauna and flora conservation as a collective tool to manage and make more useful the information available.

Keywords: species conservation, conservation biology, conservation information.

Introducción

La conservación de especies, concebida como parte esencial del proceso de conservación de la biodiversidad, tiene cuatro componentes esenciales: el bagaje técnico y práctico de las personas (que podríamos asimilar a la obra viva de una nave —un arca, por ejemplo—), las condiciones socioculturales del entorno donde debe desarrollarse (cubiertas y bandas, la obra muerta, no por este apelativo menos esencial), los medios presupuestarios dedicados a la misma (velas y remos, si nos mantenemos en la metáfora) y, sin duda, las decisiones políticas, condicionadas y condicionantes de las anteriores, claramente asimilables al timón de la embarcación.

La presente contribución tiene el objetivo de reflexionar sobre la situación y el uso del bagaje técnico y práctico de la conservación de especies y valorar o cuestionar algunos de los procedimientos y de las rutinas que se utilizan en la profesión. Como señala algún autor en el presente volumen (Jiménez, J., Morillo, C.), esta actividad es de reciente implantación en España. Dicha juventud es afortunada: nos permite explicar determinadas carencias o faltas de enfoque, y a la vez, debería facilitar cambios, que serían más difíciles si estuviéramos más anquilosados. En definitiva, para terminar con nuestro símil náutico, queremos poner de relieve la necesidad de carenar periódicamente la obra viva.

Para ello, analizamos nuestros objetivos, vemos cuales son las sinergias y las divergencias entre la conservación de especies y la de espacios, nos detenemos en los aspectos administrativos de la conservación de especies, y finalmente, se exponen ideas y propuestas relativas a la gestión de la información como clave de bóveda de la conservación de especies y su futuro desarrollo en los países de habla hispana.

El objetivo de la conservación de especies

Hay una convención general que asimila la conservación de especies con el freno a la extinción y, de hecho, cuando se habla de detener la pérdida de biodiversidad, al menos en ambientes no especializados, se asimila a cesar en la destrucción de espacios naturales y evitar la desaparición de taxones. Si nos centramos en este último aspecto, es evidente que el eje de los esfuerzos de la conservación de especies está centrado en la lucha contra la extinción: publicación de listas rojas, catalogación, planes de especies amenazadas, conservación *ex-situ*... Como ha destacado Delibes (2005), hay elementos emocionales en el miedo a la extinción. Una buena síntesis del tema de las extinciones se expone, por ejemplo, en Wilson (2002). La mayor parte de las contribuciones no abstractas al Congreso, y de las publicaciones en materia de conservación de especies, conciernen precisamente a taxones amenazados.

Sin embargo, este enfoque debe revisarse por varias razones:

En primer lugar, porque al aplicarse a nivel local, hay una pérdida de perspectiva y se dedican esfuerzos considerables a la conservación de poblaciones periféricas (de escaso valor de conservación y que, por su propia naturaleza, son escasas y tienen una alta probabilidad de desaparición —y de recolonización—, la cual además forma parte de la dinámica propia de las especies), o incluso de fragmentos administrativos de poblaciones mucho más amplias y no amenazadas.

El área de distribución de muchas especies es dinámica: hay continuos intentos de expansión y factores ambientales que la contienen. No podemos asimilar el fracaso de un intento de expansión (proceso muy frecuente) a una extinción local, se trata de fenómenos muy distintos y el primero no reviste ningún aspecto negativo. Ni siquiera son necesariamente negativos los pro-

cesos de retracción marginal del área. El hecho es que cuando éstos atraviesan fronteras administrativas tenemos tendencia a dramatizarlos, ante la cual conviene estar prevenidos.

El objetivo de la conservación deben ser las poblaciones biológicas, entendidas como *grupo de individuos potencialmente cruzables* (Mayr, 1968), y no las “poblaciones administrativas”, o sea, las que se encuentran (o pasan temporalmente) por una determinada región política, sea un municipio, una autonomía o incluso un estado. El sinsentido es completo cuando se llegan a aplicar a estas poblaciones administrativas los criterios que han sido concebidos a escala global, como los establecidos por la IUCN para determinar los grados de amenaza (IUCN, 2001).

En segundo lugar, porque la biodiversidad es más que la simple lista de especies y la extensión superficial de espacios naturales (véase el Convenio para la Diversidad Biológica). No disponemos de índices que valoren cuantitativamente el total de biodiversidad, pero sin duda, uno de sus componentes es la diversidad de especies, que sí puede ser cuantificada. Si analizamos dicho índice, calculado según la fórmula de Shannon-Weaver, de una determinada comunidad biológica que incluya algunas especies en peligro (y por tanto, poco abundantes), y vemos como varía si desaparecen éstas o alternativamente, si se rarifican las especies comunes, constataremos que la variación es muchísimo mayor en el segundo caso. De hecho, la desaparición de los últimos ejemplares de una especie amenazada va a suponer una alteración nimia del ecosistema, ya que su propia rareza le impide jugar un papel determinante en el mismo. El drama ecológico (y genético) es anterior a la extinción: la rarefacción, y no tanto la desaparición física del último ejemplar, es lo que altera los procesos ecológicos, y cuando la especie se ha hecho muy escasa, se ha perdido ya una gran parte de su variabilidad genética, uno de los componentes de la diversidad biológica.

En definitiva, concluimos que el objetivo de la conservación de especies no es tanto evitar las extinciones (y mucho menos, locales) como mantener (o restaurar) los niveles demográficos de las especies silvestres. Como *nihil, novum sub sole*, esto ya está inventado: nuestro trabajo debe ser mantener las especies en un estado favorable de conservación (Directiva 92/43). La expresión es jurídicamente satisfactoria, pero biológicamente frustrante ya que el concepto no es cuantificable, lo que supone una situación incómoda para científicos y técnicos. Por otra parte, una directiva y la legislación que se deriva de la misma afecta a todos los colectivos, de forma que habrá que alcanzar un consenso de significado entre juristas, técnicos, paisanos, políticos, científicos, ecologistas... Podemos partir de una base intuitiva: la situación será favorable si hay bastantes individuos, en suficientes localidades y son razonablemente productivos. Pero esto no es una definición satisfactoria. Nos bastará evocar un ejemplo para comprender las limitaciones de la intuición: ante una población de delfines, las percepciones anteriores de un pescador, un biólogo pesquero, un empresario de *whale-watching* o un ecologista no van a ser las mismas. Intentemos, pues, precisar nuestras variables.

En mi opinión, a las variables de efectivos demográficos, distribución geográfica y productividad conviene añadir uno antropocéntrico: los impactos, directos o indirectos, de las actividades humanas. Si no hay impactos, no deberíamos considerar desfavorable el estado **de conservación** de una especie, ya que la conservación es una actuación humana, un vector contrario a dichos impactos, de reducción, mitigación o compensación de los efectos indeseables de la economía sobre la biosfera. Por tanto, es obvio que este elemento es imprescindible. De hecho, un flanco de nuestra labor, vulnerable a las críticas, es el hecho de que la mayor parte de las formas de vida del planeta se han extinguido (y, por tanto, se han rarificado previamente) antes de la existencia de nuestra especie. Aunque no hay duda de que el actual

ritmo de extinciones es mucho mayor que el ritmo medio conocido en la historia de la biosfera (Wilson, 2002). De todas formas, hay que convenir que es natural que las especies se extingan, pero no lo es que lo hagan por causas humanas, por definición artificiales. Conservar especies no debe interferir con los procesos naturales, sino precisamente favorecerlos, evitando, limitando y contrarrestando los artefactos.

Así pues, en base a las anteriores premisas, podemos proponer que una especie o una población se encuentra en “Estado favorable de Conservación” si cumple las tres condiciones siguientes¹:

- a) su distribución geográfica no disminuye o ha disminuido recientemente por causas atribuibles a la acción humana,
- b) sus efectivos no disminuyen o han disminuido recientemente por causas atribuibles a la acción humana y
- c) su productividad media por generación es suficiente para el mantenimiento de sus efectivos a medio plazo, y no está disminuida por causas atribuibles a la acción humana (Nótese que la acción humana puede intervenir de forma directa –depredación, destrucción accidental- o indirecta –introducción de especies o gérmenes, alteración de los hábitats, cambio climático).

Nuestra definición supone una paradoja a nivel teórico, que asumimos como conveniente: una especie en estado favorable de conservación –según aquella- podría extinguirse, si no intervienen en el proceso causas atribuibles a la acción humana. Puede ser discutible, pero nuestros argumentos están expuestos. En definitiva, se trata de distinguir entre las especies en situación desfavorable (sea por causas naturales o humanas) o en situación de conservación desfavorable (en este caso, sólo por causas humanas: no hacemos lo suficiente por ellas, o hacemos lo contrario de lo que convendría).

Todas las poblaciones que no cumplan las condiciones anteriores (que deberían concretarse en función de los grupos biológicos, ya que las fluctuaciones demográficas o corológicas pueden ser muy diferentes según los casos) deberían ser objeto de planes y actividades de conservación, deberían encontrar su lugar en el Arca.

Especies y espacios, dos estrategias para una finalidad

El patrimonio natural y la biodiversidad se han convertido en un bien público, objeto de protección en todo el mundo, incluida la comunidad internacional, y se reconoce el valor moral de la conservación (Wilson, 2007). En general, la mayor parte de esfuerzos y recursos se destinan a la protección de espacios naturales, que focaliza de forma vertical la conservación sobre territorios limitados. Sin menoscabo de los mismos ni de la importancia fundamental de esta actividad, no debe obviarse la importancia de la segunda pata de la conservación de la biodiversidad: la conservación de especies, que debe verse como una actividad horizontal por las siguientes características:

- Debe llegar a todo el territorio, ya que hay especies –muchas de ellas, catalogadas- que conviven con las actividades humanas, incluidas las económicas y residenciales.
- Debe ser compatible con usos económicos en los territorios compartidos con personas y otras especies.
- Debe ser modulada: la extensión y la compatibilidad exigen que determinadas actividades sean admisibles o no, en función de las localidades y los periodos temporales por la desigualdad de los impactos.

El Proyecto Biota del Gobierno de Canarias ha constatado como en todas las cuadrículas de 500 x 500 m del territorio del archipiélago hay especies catalogadas. La biodiversidad convive

¹ La nueva Ley de Patrimonio Natural y Biodiversidad incluye una definición, tomada de la Directiva: *Estado de conservación favorable de una especie: cuando su dinámica poblacional indica que sigue y puede seguir constituyendo a largo plazo un elemento vital de los hábitats a los que pertenece; el área de distribución natural no se está reduciendo ni haya amenazas de reducción en un futuro previsible; existe y probablemente siga existiendo un hábitat de extensión suficiente para mantener sus poblaciones a largo plazo.* No incluye, pues, los aspectos antropogénicos de las amenazas. (Nota del Autor).

con todos los usos del territorio, lo cual no implica, desde luego, que todas las especies sean compatibles con cualquier uso del territorio.

Por otra parte, si invocamos el caso de la conservación de los anfibios (que hacen hoy el papel del canario en la mina de carbón), podemos constatar las limitaciones de la protección de espacios naturales para conservar las especies. Es conocido que un 32% de las 5.743 especies de batracios del mundo están amenazadas, y 122 podrían estar ya extinguidas (Baillie *et al.*, 2004). Desgraciadamente, un buen número de estas especies amenazadas continúan rarificándose pese a que sus poblaciones viven en parques o reservas y no sufren del deterioro de los hábitats. Los espacios naturales protegidos no son suficientes para evitar las extinciones.

La conclusión de este apartado es que una buena política de protección de espacios naturales es necesaria, pero no suficiente, para conservar el patrimonio faunístico y florístico una isla, de un país o de la biosfera. Ni todo vale ... ni la naturaleza necesita siempre urnas herméticas.

La *Paper Protection*: protección virtual, protección judicial, protección burocrática

La expresión *Paper Parks* ha hecho, desgraciadamente, fortuna en el contexto de los espacios naturales protegidos, cuando se han establecido formalmente áreas preservadas que no son más que un mapa y una norma legal, sin una realidad de gestión eficaz subsiguiente. Este proceder de protección virtual se da también en relación a las especies de fauna y flora, cuando ésta se limita a una norma sin medios de aplicación ni gestión biológica, ni monitoreo de la situación.

Sin embargo, la *paper protection* es mejor que la desprotección: los menos jóvenes recordamos como muchas redes autonómicas de espacios protegidos, o las mismas ZEPA en su origen, fue-

ron excelentes ejemplos de *paper parks*: después de la gaceta oficial (¡ja la cual las primeras ZEPA ni siquiera llegaron!), no había nada: ni presupuestos, ni planes, ni personas. Pero sin ninguna duda, constituyeron el inicio del proceso para una protección hoy efectiva, que ha requerido un tiempo.

De alguna forma, podemos considerar que la Ley 4/89² supone una *paper protection* para todas las especies de fauna no catalogadas, cuya destrucción está prohibida pero no explícitamente penada. Es más, el incumplimiento de la ley, por las propias administraciones, deja en situación de *paper protection* (al menos parcial) a la mayor parte de especies catalogadas. La norma implica la obligación de redactar y aplicar planes para las especies incluidas en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 439/90), más de 500 en el momento de celebrarse el congreso de Formentor, cuando sólo 22 planes habían sido aprobados. Si, además, tenemos en cuenta que los planes deben redactarse y aplicarse por las comunidades autónomas y que la inmensa mayor parte de especies viven en varias autonomías, el número de planes legalmente previstos era de varios miles³.

Por esto parece muy importante destacar el interés de otro tipo de cartas de navegar: los planes o programas sobre factores de amenaza (que denominaremos planes factoriales), la integración de especies en la gestión del impacto ambiental, y, sobre todo, la integración de la conservación de especies en todas las actividades que inciden sobre ellas (programas y planes públicos, para empezar).

Se propone la denominación de Planes Factoriales para los que se diseñan frente a factores de amenaza o degradación de conjuntos más o menos amplios de especies, como por ejemplo, los planes contra el veneno, los de corrección de tendidos eléctricos, de prevención de capturas accidentales en la pesca, de erradicación de

² Sustituida durante la edición de las Actas por la Ley 42/2007 del patrimonio natural y biodiversidad, que ha derogado la obligatoriedad de planes para especies no amenazadas.

³ La nueva ley ha remediado en parte esta situación al prever planes para grupos de especies, o la no necesidad de los mismos si las mismas viven en espacios protegidos cuya planificación las cubre. También es un avance el establecimiento de plazos para la redacción de estos documentos en el caso de las especies amenazadas.

especies invasoras, de regulación del fondeo de embarcaciones o de prevención de accidentes en infraestructuras de comunicación. Son ejemplos reales, de planes existentes, pero que no están regulados en la normativa de conservación, y se redactan, tramitan y financian casi a salto de mata.

La integración de las especies en estudios de impacto ambiental es otra práctica rápidamente extendida, que puede y debe proporcionar resultados importantes, para lo cual es necesario que haya información solvente y asequible para los gabinetes y consultoras especializados en este campo, y que los revisores dispongan igualmente de información actualizada y sean competentes en su valoración. En este sentido, hay que apuntar que la información sobre especies catalogadas obtenida con fondos públicos (o incluso con autorización administrativa) debería volcarse inmediatamente a los bancos de datos que permitan su inmediata utilidad conservacionista. Hoy, sin embargo, la información técnica accesible a los profesionales del medio ambiente es limitada y parcial y, en ocasiones, los dictámenes son más mercenarios o militantes que solventes. El tiempo puede mejorar la situación, pero no lo hará si no media el esfuerzo humano. Hace ya más de quince años, Margalef (1992; 252) destacaba la parcialidad de los estudios de impacto, que deberían ser objeto de verificación posterior para incrementar la calidad y utilidad de la información.

Probablemente, el instrumento más importante para mejorar la situación actual es la integración real de la conservación de especies en la planificación y desarrollo de las actividades económicas, desde la política agraria a la ordenación del territorio, la pesca, la minería, los transportes, el turismo, etc. Una ponencia específica (Troya, A.) le ha sido dedicada en el congreso, pero me interesa destacar aquí que la lentitud, la precariedad y la dificultad con que avanzamos en este terreno no se debe a la estulticia del resto de la

humanidad, sino a las dificultades con que se encuentran otros profesionales para ello, por la parquedad de información útil y accesible, que debería ser generada por nuestro gremio y que, a menudo, si existe, se mantiene en archivos o servicios sin la difusión adecuada.

Finalmente, aunque no sea más que una mención, no podemos dejar de destacar la necesidad de integrar la conservación de especies en los planes educativos, en los programas de educación ambiental y en la información social; los avances han sido importantes, y aquí sí ha habido una complicidad fructífera entre educadores, comunicadores y conservacionistas. El proceso debería continuar e incrementarse.

Papel y burocracia en la conservación de especies

Otro aspecto a analizar en las relaciones del papel y la conservación de especies es el creciente consumo del primero sin resultados paralelos en la segunda. Evidentemente, toda la administración pública (y muchos otros sectores) somos víctimas de una creciente papirofilia, que dos instrumentos frecuentemente mal utilizados han disparado en las últimas décadas a niveles kafkaianos: los tratamientos de textos y las fotocopiadoras, que amenazan con colapsar los servicios (algunos ya lo están). A menudo, la mediocridad se oculta en el volumen: un “tocho” tiene una apariencia de solidez que quizá no resistiera un análisis detenido, pero esta misma inflación documental lo dificulta. Y hoy, que al *copiar y pegarse* le ha añadido el *bajar* desde la red, tenemos un repunte grave en el marasmo. Margalef (1971) ya destacó en su momento que *los elementos menos creadores y más conservadores son más persistentes y se van acumulando con tasa mayor: en cualquier centro científico los administradores tienen una tasa de aumento mayor que la de los investigadores... las máquinas de escribir que los microscopios*. Añadamos otros ejemplos: los procedimientos

administrativos frente a los problemas afrontados y, sobre todo, la cantidad de papel frente a la biomasa incrementada como consecuencia de la protección. Aunque este fenómeno responde a una regla general, es imprescindible un esfuerzo para introducir factores de corrección.

También es procedente reflexionar sobre la medida en que el papel, en lugar de ser soporte de información —inevitablemente mucho más pobre que la realidad— la esconde, al conferir apariencia de rigor a los datos escritos, que pueden ser los mejores disponibles y adolecer a la vez de falta de calidad. Sería bueno incorporar alguna medida de la precisión de los datos, aunque sólo fuera la evaluación personal. Estas imprecisiones, cuando encima sirven de base para cálculos demográficos o aplicación de índices numéricos, acaban llevándonos a la hipérbole en la valoración de los riesgos de las especies, que nos conduce a una posición precaria, tanto por la pérdida de prestigio que aguarda en una cierta etapa de este erróneo camino, como por los sesgos en la asignación de prioridades de las administraciones públicas y de la sociedad civil.

El arquitrabe (o la roda): la gestión de la información

La clave del progreso de la conservación de especies es la gestión de la información, como puede deducirse de la mayor parte de las consideraciones anteriores. La información se crea con la tarea académica y la experiencia contrastada, se gestiona seleccionándola y difundiéndola, y sólo puede ser útil aplicándola en modificar prácticas establecidas (ver también el artículo de Morillo, C. en este mismo volumen). Aunque en la era de Internet el problema es más de selección que de acceso a la información, es evidente que datos e informes de calidad sobre gestión de especies, en las lenguas usadas en el estado español, son escasos. Hay una gran cantidad de información científica, trabajos de vanguardia en biología y ecología de muchas especies (además de siste-

mática, genética y otros aspectos), no poca información militante y sensibilizadora, pero nos faltan trabajos sólidos en técnicas y prácticas de la conservación. Aunque se han publicado algunos volúmenes de gran interés, como por ejemplo los editados por Camprodón y Plana (2001) o Jiménez y Delibes (2005), es evidente que la gran cantidad de contratos públicos, que generan un ingente volumen de informes y literatura gris, deberían destilarse en trabajos sintéticos, a fin de que la información circule y sea útil más allá del periodo o el contexto en que fue generada.

Es patente la necesidad de un instrumento colectivo para gestionar la información relativa a la conservación de especies, que podría consistir en una sociedad técnica específica, al igual que existen otras en otros campos profesionales, incluida la gestión de espacios naturales (Europarc, Eurosite, etc.). La posibilidad de organizarnos para intercambiar experiencias, acometer programas comunes, difundir por vía convencional o electrónica la información de planes y proyectos, podría constituir un avance importante para la conservación de especies en los países de habla hispana. Desearíamos que este primer congreso sea el semillero de esta idea.

Bibliografía

- Camprodón, J. y E. Plana (Eds). 2001. *Conservación de la Biodiversidad y gestión forestal. Su aplicación a la fauna vertebrada*. Ed. Universitat de Barcelona.
- IUCN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la IUCN. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. ii + 33 pp.
- Baillie, J.E.M., Hilton-Taylor, C. y Stuart, S.N. (eds.). 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species. Al Global Assessment*. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido. 191 págs. http://www.iucn.org/themes/ssc/red_list_2004/GSAexecsumm_EN.htm

- Jiménez, I. y Delibes, M. 2005. *Al borde de la extinción. Una visión integral de la recuperación de fauna amenazada en España*. EVREN (www.evren.es).
- Margalef, R. 2001. *Ecología*. Ediciones Omega, SA. Barcelona.
- Margalef, R. 1992. *Planeta azul, planeta verde*. Biblioteca Scientific American. Prensa Científica SA. Barcelona.
- Wilson, E.O. 2002. *El Futuro de la Vida*. Galaxia Gutenberg. Círculo de lectores. Barcelona.
- Wilson, E.O. 2007. *La Creació. Una crida per salvar la vida a la Terra*. Biblioteca Universal Ampúries, 218. Barcelona.

CRITERIOS DE PRIORIDAD PARA LA CATALOGACIÓN DE ESPECIES AMENAZADAS A NIVEL NACIONAL Y LOCAL



José Luís Marín Esquivel

Centro de Planificación Ambiental

Viceconsejería de Medio Ambiente - Gobierno de Canarias

Ctra. Esperanza, km 0,8. La Laguna. Tenerife. ESPAÑA

Correo electrónico: joseluis.martinesquivel@gobiernodecanarias.org



Resumen: Analizamos los condicionantes para establecer listas de especies prioritarias para su catalogación bajo el principio de la responsabilidad de acción y cómo éste se relaciona con la evaluación basada en la preocupación social. Se señalan qué grupos de especies son candidatas a formar parte de dichas listas bajo una perspectiva regional y cómo evaluar la responsabilidad de acción mediante el análisis de la magnitud e inminencia de la pérdida.

Palabras clave: especies prioritarias, catalogación, evaluación del grado de amenaza, especies amenazadas.

Summary: We analyze the determining factors for setting conservation priorities of species under the principle of the responsibility of action and how this principle is related with the evaluation based on the social worry. We also indicate what groups of species are candidates for their inclusion in lists under a regional perspective and how to evaluate the responsibility of action through the analysis of the magnitude and imminence of the losses.

Keywords: priority species, cataloguing, threaten degree evaluation, endangered species.

En un momento en el que la biodiversidad se enfrenta a una de las etapas más críticas de la historia de la humanidad, donde cada vez hay más especies amenazadas y el impacto de las amenazas es mayor y más global, la adopción de medidas efectivas de conservación es más urgente que nunca. Es preciso hacer más esfuerzos para evitar que muchas especies desaparezcan y, sin embargo, en muy pocas ocasiones los recursos son suficientes, de modo que hay una necesidad imperiosa de optimizar los medios disponibles y tomar mejores decisiones para obtener el máximo de resultados posible con el mínimo coste (Roberts, 1988). Ante la imposibilidad de atender a todas las especies amenazadas hay que priorizar

para asegurar que las más necesitadas sean las que reciben la primera y más urgente atención (Posshingham y Shea, 1999), tanto a la hora de su catalogación como en el momento de abordar su recuperación. Aún así es previsible que no todas las especies puedan salvarse por lo que se trata de evitar las pérdidas tanto como sea posible.

Criterios de responsabilidad y criterios de preocupación

La literatura científica sobre cómo establecer prioridades de conservación está en auge y ha

		INMINENCIA DE LA PÉRDIDA →		
		Rara	Vulnerable	En peligro
↑ MAGNITUD DE LA PÉRDIDA	Familia	PRIORIDAD 4	PRIORIDAD 2	PRIORIDAD 1
	Género	PRIORIDAD 7	PRIORIDAD 5	PRIORIDAD 3
	Especie	PRIORIDAD 9	PRIORIDAD 8	PRIORIDAD 6

Figura 1. La Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza dio una fórmula para priorizar cada taxón en función de su estado de amenaza (inminencia de la pérdida) y de su filiación taxonómica (magnitud de la pérdida).

ido aumentando a medida que los gestores demandaban fórmulas para optimizar sus acciones (Bañares, 1994; Dunn *et al.*, 1999; Helbig *et al.*, 2002; Machado, 1989). Se han definido muchos parámetros de medición, unos influidos por la preocupación social por las especies y otros basados en la responsabilidad de conservación (Dunn *et al.*, 1999). Los primeros son esencialmente antropocéntricos y se basan en indicadores de índole socioeconómica y de gestión (Hughey, 2003; Pärtel *et al.*, 2005) y los segundos son de carácter biocéntrico y se basan en principios estrictamente biológicos. Según éstos, la principal responsabilidad de acción recae sobre aquellas especies cuya desaparición es más inminente y significará una pérdida mayor en cuanto a singularidad genética.

Los parámetros basados en la responsabilidad de acción suelen utilizarse para fijar prioridades de catalogación, mientras que los basados en la preocupación social por las especies se usan para fijar prioridades para la recuperación de especies ya catalogadas (Master, 1991; Fay y Thomas, 1983). La Estrategia Mundial del Conservación de los años ochenta (UICN, PNUMA y WWF, 1980) ya enfatizó los parámetros de responsabilidad, diseñando una escala de prioridades en función de la magnitud e inminencia de la pérdida (Figura 1).

Antes de analizar los problemas para evaluar la inminencia y el potencial de pérdida, hay que tener claro cuáles son las especies susceptibles de ser priorizadas. En un plano global está claro que las prioridades se han de establecer teniendo en cuenta toda la biodiversidad taxonómica conocida, pero en un contexto regional –tanto nacional como local– la situación es marcadamente diferente.

Especies candidatas en el contexto regional

Las especies nativas siempre deben ser prioritarias frente a las especies exóticas, cuya conservación carece de sentido en una estrategia de preservación de la biodiversidad regional (Patten *et al.*, 2001; Dunn *et al.*, 2001). Dentro de la biota nativa, las especies endémicas de la región han de prevalecer sobre las no endémicas, en la medida en que su desaparición supondrá una pérdida irreversible en todo el planeta, lo cual no ocurre con las no endémicas que continuarían viviendo en otro lugar.

Entre las no endémicas podemos diferenciar también distintos tipos de especies, según sean inmigrantes regulares u ocasionales, accidentales, residentes, etc. (Gärdenfors *et al.*, 2001). Las especies no endémicas que albergan poblaciones estables en la región han de prevalecer sobre

aquellas de presencia ocasional o accidental, o sobre las que poseen subpoblaciones no estables por ocupar hábitats inadecuados en el borde de su área de repartición. Estas últimas son las subpoblaciones periféricas y conforman una fracción no desdeñable de la biota de todas las regiones (Bunnell y Squires, 2004). Tanto las accidentales, como las ocasionales o las periféricas suelen ser poblaciones escasas, con una alta tasa de extinción y recambio local (Doherty *et al.*, 2003), lo cual aparentemente podría llevar a considerarlas como amenazadas, sin embargo su rareza no es por causa antropogénica sino una manifestación de un proceso natural que tiene su contrapartida en que suelen ser abundantes en otras regiones donde se encuentra su hábitat óptimo (Carrascal y Palomino, 2006; Sagarin y Gaines, 2002).

Pretender aumentar el número de efectivos de una subpoblación periférica que es rara en la región tiene pocas garantías de éxito (Peterson, 2001), primero, porque dichos ejemplares quizás no se encuentren en su hábitat idóneo y, segundo, porque podría ocurrir que su supervivencia dependa de los migrantes que provienen de su entorno, donde existe un hábitat más adecuado (Lawton, 1993). Esto último es común en grupos altamente dispersivos que mantienen una distribución metapoblacional, como las aves (Holt y Keitt, 2000; Harrison, 1991). Las pautas globales de distribución de la biota explican que una misma especie puede ser un residente estable en una región y un periférico regular, ocasional o accidental, en otra. La prioridad regional dependerá de la zona del rango global de distribución donde nos encontremos (Figura 2).

A pesar de lo dicho, la conservación de subpoblaciones periféricas puede ser apropiada en áreas aisladas y ambientalmente bien diferenciadas, donde se ha producido una divergencia genética con respecto a las subpoblaciones del centro de distribución (Lesica y Allendorf, 1995), lo cual se traduce en la existencia de singularidades propias que pueden ser importantes en futuros

procesos de especiación. Se trataría de unidades evolutivas significativas no reconocidas por la taxonomía (Durka, 1999), pero que pueden jugar un destacado papel en la expansión de la especie a consecuencia de variaciones globales en el hábitat como, por ejemplo, el derivado del cambio climático (Safriel *et al.*, 1994). En todo caso, estos criterios afectan a subpoblaciones aisladas, de modo que parece apropiado que una subpoblación de borde que se distribuye de for-

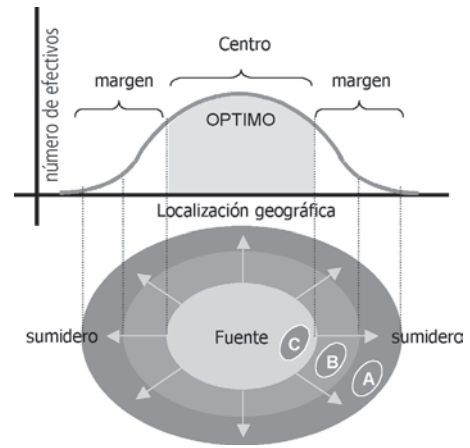


Figura 2. Según la hipótesis del centro-margen, los efectivos de una especie se distribuyen más abundantemente en las zonas donde su hábitat es óptimo (centro) y más escasamente donde éste es menos óptimo, que suele coincidir con los márgenes. Las zonas de hábitats óptimo producen excedentes de ejemplares que colonizan las zonas marginales, menos óptimas, de modo que las primeras constituyen una fuente de individuos y las segundas un sumidero. La región donde estamos tratando de establecer prioridades de conservación puede ocupar parte del área de distribución de la especie: supongamos tres casos en los que el número de individuos observado es bajo: A, B y C. En A quizás se deba a la condición natural de subpoblación sumidero, lo que no convertiría a esta especie en prioritaria por las razones aducidas en este artículo. Ahora bien, si las subpoblaciones B y C son también raras, especialmente esta última dentro de la zona fuente, quizás sí debiera considerarse prioritaria pues es probable que la rareza no sea consecuencia de un proceso natural, sino antropogénico.

ma continua con otras subpoblaciones no debiera considerarse prioritaria (Bunnell *et al.*, 2004).

Inminencia de la pérdida

La categoría de amenaza de la especie suele ser el indicador de referencia para medir la inminencia de la pérdida. Hay varios sistemas para categorizar las especies en función de su riesgo de extinción; lamentablemente no todos son equivalentes (O'Grady *et al.*, 2004; De Gramont y Cuarón 2005) ni valoran similarmente los mismos parámetros (Regan *et al.*, 2004), de modo que es posible que una especie en peligro crítico en uno de ellos en otro tenga una prioridad menor, o incluso se considere como no amenazada.

El sistema más expandido a nivel global es el de UICN (2001), sin embargo su traslación a nivel regional plantea muchas dificultades, especialmente cuando se pretende aplicar en territorios aislados de pequeña superficie (Gärdenfors, 2001; Gärdenfors *et al.*, 2001; UICN, 2003). Por ejemplo, los umbrales de referencia de 20.000 km² para la extensión de presencia o de 2.000

km² de área de ocupación se aplican igualmente a islas de menos de 2.000 km² de superficie, pudiendo llevar a la conclusión de que todas sus especies deban considerarse como amenazadas (Tye, 2002). No constituye entonces una buena herramienta para fijar prioridades de conservación a nivel regional, pues no considera el sesgo de las poblaciones periféricas (Eaton *et al.*, 2004), ni permite diferenciar los dos tipos de rareza definidos por Huenneke (1991), que son cruciales desde el punto de vista de la conservación: las especies que siempre han sido raras y las que son raras a consecuencia de un declive reciente. Esto impide discriminar la inminencia de la pérdida a un nivel lo suficientemente fino como para ser aplicable (Posingham *et al.*, 2002).

En las islas pequeñas ricas en biodiversidad, los procesos acumulados de especiación producto de la historia ecológica y la heterogeneidad espacial favorecen la proliferación de especies con áreas geográficas limitadas. En el caso concreto de las Islas Canarias, las 521 especies de la flora endémicas del archipiélago, tienen un área de distribución media de 356 km², que en el 97,5% de los casos es inferior a 2.000 km² (Figura 3).

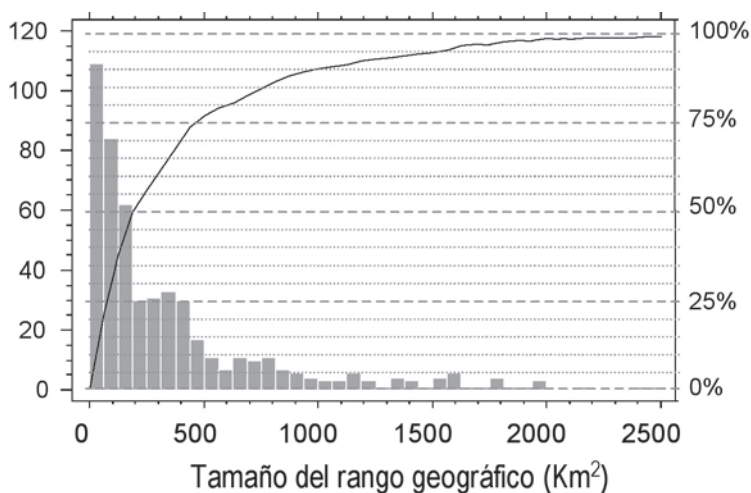


Figura 3. Tamaño del área geográfica de distribución de 521 especies endémicas de la flora de Canarias y curva acumulada. El área geográfica media es de 356 km².

Parece lógico pensar entonces que los criterios de referencia para evaluar el estado de amenaza deben estar adaptados a la realidad geográfica del territorio donde estamos tratando de fijar las prioridades de conservación (Fraser *et al.*, 2004; Martín, 2004; Molloy *et al.*, 2002). En este sentido, en España, la Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza ha elaborado directrices para la evaluación del estado de amenaza de las especies a nivel nacional (Dirección General para la Biodiversidad, 2004) y el Gobierno de Canarias ha hecho lo propio a nivel regional (BOC, 2005).

Potencial de pérdida

El potencial de pérdida lo marca la singularidad taxonómica de la especie: es mayor en una especie que es el único representante de una familia -pues si la especie desaparece se pierde una familia entera-, y menor en una especie que cuenta con abundantes congéneres en la misma región (Bramwell y Rodrigo, 1982). Igual razonamiento podría aplicarse por debajo del nivel de especie, aunque la incertidumbre en este ámbito de la taxonomía obliga a la cautela, especialmente con la emergencia de las herramientas moleculares que están cuestionando gran parte de la sistemática por debajo del nivel de especie. Sólo en las aves, la proporción de subespecies no válidas estaría entre el 97% (Zink, 2004) y el 64% (Phillimore y Owens, 2006). Algunos autores sostienen que dada la urgencia global de conservación, la ambigüedad taxonómica y la escasez de recursos, no debieran priorizarse las subespecies (Craig, 2002).

Para una correcta evaluación del potencial de pérdida es necesario disponer de una taxonomía clara, lo cual no siempre ocurre; de hecho, hay cierta inflación taxonómica (Isaac *et al.*, 2004) que incide incluso en las categorías de amenaza y, por tanto, en los sesgos para evaluar la inminencia de pérdida (Haig *et al.*, 2006). Por ejemplo *Crocidura ossorio* era una especie de musaraña

que se creía endémica de la isla de Gran Canaria. Vivía en un hábitat boscoso muy alterado y amenazado, de modo que la especie se catalogó como en peligro de extinción. Sin embargo un análisis molecular posterior y una revisión taxonómica reveló que dicha especie se correspondía en realidad con la cosmopolita *Crocidura russula*, y su presencia en Gran Canaria se debió posiblemente a una introducción (Vogel *et al.*, 2003). Este tipo de reordenaciones taxonómicas está siendo muy común en los últimos años a medida que se utilizan las herramientas moleculares para aclarar situaciones de taxones cuya morfología no permite una discriminación clara. Los taxones que más cambios están experimentando son aquellos descritos hace un siglo, o más, bajo parámetros morfológicos tipológicos de dudosa validez taxonómica y, sobre todo, en el nivel de las subespecies (Harris y Froufre, 2005).

La taxonomía bien aplicada puede ayudar a salvar especies ya que permite establecer prioridades de forma coherente, pero también puede condenarla cuando no es lo suficientemente robusta, bien porque no es capaz de reconocer una especie válida y entonces queda fuera de la escala de prioridades (Daugherty *et al.*, 1990), o bien porque considera amenazada una especie no válida en perjuicio de otros taxones válidos. Algunas instituciones encargadas de establecer prioridades entre especies para su conservación, como la Administración de la Columbia Británica, desechan considerar taxones de filiación ambigua (Vennesland, 2002).

La diversidad filogenético, medida mediante la longitud de las ramas de cada especie dentro de un filograma, es un indicador de la información contenida en cada especie -y por tanto de la magnitud de la pérdida-, que puede contrarrestar las deficiencias de la taxonomía (Barker, 2002), pero requiere disponer de extensos árboles filogenéticos que abarquen, al menos, todos los grupos sobre los que estamos evaluando prioridades.

Aspectos prácticos

La lista de especies prioritarias obtenida a partir de los criterios indicados, debe someterse a una reevaluación en el momento de planificar otras acciones de conservación diferentes a la catalogación, tales como seguimiento ecológico, medidas *ex situ*, traslocación, etc. Los criterios de prioridad dependerán del nuevo objetivo que se establezca y estarán muy influidos por las posibilidades de éxito en la recuperación, la facilidad de acceso a las poblaciones o el grado de aceptación popular de la especie, entre otros parámetros (Martín *et al.*, 2008). La consideración de diferentes criterios de evaluación explica el desfase que a menudo se observa entre la lista de especies prioritarias obtenida bajo criterios estrictamente de responsabilidad de acción, y la lista de especies sobre las que se interviene en la práctica.

Cuando los criterios de preocupación social difieren demasiado de los basados en la responsabilidad de acción es probable que la decisión final recaiga en las especies más vistosas, que no siempre coinciden con las que realmente necesitan una acción más urgente. La conservación de especies bandera es uno de los tópicos usados históricamente para justificar el abandono de especies poco aparentes o menos atractivas (Mace *et al.*, 2006). Sin embargo, considerando la magnitud de la actual crisis de la biodiversidad, hay ya razones sobradas para reorientar la conservación en la línea de colocar los recursos disponibles en las especies realmente más necesitadas, independientemente de su carisma o cualquier otra valoración subjetiva de su relevancia. Solo así podrán realmente optimizarse las decisiones de conservación, habida cuenta los escasos recursos disponibles y la envergadura del propósito de frenar la pérdida de biodiversidad.

Bibliografía

- Bañares, A. 1994. Recuperación de la flora amenazada de los parques nacionales canarios. Metodología para su planificación y ejecución. *Ecología*, 8: 227-244.
- Barker, G. 2002. Phylogenetic diversity; a quantitative framework for measurement of priority and achievement in biodiversity conservation. *Biological Journal of the Linnean Society*, 76(2): 165-194.
- BOC. 2005. *ORDEN de 13 de julio de 2005, por la que se determinan los criterios que han de regir la evaluación de las especies de la flora y fauna silvestres amenazadas*. nº 143, Viernes 22 de Julio de 2005.
- Bramwell, D. y Rodrigo, J. 1982. Prioridades para la conservación de la diversidad genética en la flora de las Islas Canarias. *Botánica macaronésica*, 10: 3-17.
- Bunnell, F.L., Campbell, R.W. y Squires, K.A. 2004. Conservation priorities for peripheral species: the example of British Columbia. *Can. J. For. Res.*, 34: 2240-2247.
- Bunnell, F.L. y Squires, K.A. 2004. Plagued by a plethora of peripherals: refining guidelines for peripheral taxa. *Proceedings of the Conference on Species at Risk, pathway to recovery*, march 2-6, 2004, Victoria, British Columbia.
- Carrascal, L.M y Palomino, D. 2006. Rareza, estatus de conservación y sus determinantes ecológicos. Revisión de su aplicación a escala regional. *Graellsia*, 62 (número extraordinario): 523-538.
- Craig, R.J. 2002. Endangered species, provincialism and a continental approach to bird conservation. *Bird Conservation Research*, 7. 17 pp.
- Daugherty, C.H., Cree, A., Hay, J.M. y Thompson, M.B. 1990. Neglected taxonomy and continuing extinctions of tuatara (*Sphenodon*). *Nature*, 347(6289):177-179.
- De Gramont, P.C. y Cuarón, A.D. 2006. An evaluation of threatened species categorization systems used on the American continent. *Conservation Biology*, 20(1): 14-27.

- Dirección General para la Biodiversidad. 2004. *Criterios Orientadores para la inclusión de taxones y poblaciones en Catálogos de especies amenazadas*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.
- Doherty, P.F. Jr., Boulinier, T. y Nichols, J.D. 2003. Local extinction and turnover rates at the edge and interior of species' ranges. *Ann. Zool. Fennici*, 40: 145–153.
- Dunn E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 1999. Priority-Setting tool applied to Canada's landbirds based on concern and responsibility for species. *Conservation Biology*, 13(6): 1404-1415.
- Dunn E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 2001. Reply to letter: Conservation value and rankings of exotic species. *Conservation Biology*, 15(4): 818.
- Durka, W. 1999. Genetic diversity in peripheral and subcentral populations of *Corrigiola litoralis* L. (Illecebraceae). *Heredity*, 83: 476-484.
- Eaton, M., Gregory, R.D., Noble, D.G., Robinson, J.A., Hughes, J., Procter, D., Brown, A.F. y Gibbons, D.W. 2004. Regional IUCN red-listing: the process as applied to birds in the United Kingdom. *Conservation Biology*, 19(5): 1557-1570.
- Fay, J.J. y Thomas, W.L. 1983. Endangered and threatened species listing and recovery priority guidelines. *Federal Register, US Fish and Wildlife Service*, 48(184): 43.098-43.105.
- Fraser, D.F., Cannings, S.G., Paige, K., Nelson, K. y Harcombe, A.P. 2004. Risk listing and setting conservation priorities for species in British Columbia -A review of current practices. En Hooper, T.D. (ed.) "Proceedings of the Species at Risk 2004 Pathways to Recovery Conference", 2-6 de marzo, Victoria, British Columbia.
- Gärdenfors, U. 2001. Classifying threatened species at national versus global levels. *Trends in Ecology & Evolution*, 16: 511–516.
- Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G.M. y Rodríguez, J.P. 2001. The application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels. *Conservation Biology*, 15(5) : 1206-1212.
- Haig, S.M., Beever, E.A., Chambers, S.M., Draheim, H.M., Dugger, B.D., Dunham, S., Elliott-Smith, E., Fontaine, J., Kesler, D.C., Knaus, B., Lopes, I.F., Loschl, P., Mullins, T.D. y Sheffield, L.M. 2006. Taxonomic considerations in listing subspecies under the U.S. Endangered Species Act. *Conservation Biology*, 20(6): 1584-1594.
- Harris, J.D. y Froufe, E. 2005. Taxonomic inflation: species concept or historical geopolitical bias? *Trends in Ecology & Evolution*, 20:6–8.
- Harrison, S. 1991. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. *Biol. J. Linn. Soc.*, 42: 73-88.
- Helbig, A.J., Knox, A.G., Parkin, D.T., Sangster, G. y Collinson, M. 2002. Guidelines for assigning species rank. *Ibis*, 144: 518–525.
- Holt, R.D. y Keitt, T.H. 2000. Alternative causes for range limits: a metapopulation perspective. *Ecology Letters*, 3: 41-47.
- Hughey K.F.D., Cullen, R. y Moran, E. 2003. Integrating Economics into Priority Setting and Evaluation in Conservation Management. *Conservation Biology*, 17(1): 93-.
- Huenneke, L.F. 1991. Ecological Implications of Genetic Variation. En Falk, D.A. y Holsinger, K.H. (eds.) "Genetics and conservation of rare plants". Oxford University Press, Oxford, UK: 31-44.
- Isaac, N.J.B., Mallet, J. y Mace, G.M. 2004. Taxonomic inflation: it's influence on macroecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 19: 464–469.
- Lawton, J.H. 1993. Range, population abundance and conservation. *Trends in ecology & evolution*, 8: 409–413.
- Lesica P. y Allendorf, F.W. 1995. When are peripheral populations valuable for conservation? *Conservation Biology*, 9:753-760.
- Mace, G.M., Possingham, H.P. y Leader-Williams, N. 2006. Prioritizing Choices in Conservation. En D.W. Macdonald y K. Service (eds.) "Key topics in conservation biology" Blackwell Publishing, Malden, MA USA: 17-34.

- Machado, A. 1989. Planes de recuperación de especies. *Ecología*, 3: 23-43.
- Martín, J.L. 2004. Propuesta metodológica para la catalogación de especies amenazadas en Canarias. 385-411. En Fernández-Palacios, J.M. y Morici, C. (eds), *Ecología Insular*. Asociación española de ecología terrestre y Cabildo Insular de la Palma.
- Martín, J.L., Arechavaleta, M., Borges, P.-A.V. y Faria, B. (eds.). 2008. Top 100. Las 100 especies amenazadas prioritarias de gestión en la región europea biogeográfica de la Macaronesia. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 500 pp.
- Master, L. 1991 Assessing threat and setting priorities for conservation. *Conservation Biology*, 5: 559-563.
- Molloy, J., Bell, B., Clout, M., De Lange, P., Gibbs, G. Given, G., Norton, D., Smith, N. y Stephens, T. 2002. *Classifying species according to threat of extinction. A system for New Zealand*. *Threatened species* occasional publication, 22: 1-26.
- O'Grady, J.J., Burgman, M.A., Keith, D.A., Master, L.L., Andelman, S.J., Brook, B.W., Hammerson, G.A., Regan T. y Frankham, R. 2004. Correlations among extinction risks assessed by different systems of threatened species categorization. *Conservation Biology*, 18: 1624-1635.
- Pärtel M., Kalamees, R., Reier, U., Tuvi, E.L., Roosaluste, E., Vellak, A. y Zobel, M. 2005. Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*, 123(3): 271-278.
- Patten, M.A, Erickson, R.A., Dunn, E.H., Hussell, D.J.T. y Welsh, D.A. 2001. Conservation Value and Rankings of Exotic Species, *Conservation Biology*, 15(4): 817-818.
- Peterson, A.T. 2001. Endangered species and peripheral populations: cause for reflection. *Endangered species UPDATE*, 18(2): 30-31.
- Phillimore, A.B. y Owens, P.F. 2006. Are subspecies useful in evolutionary and conservation biology?. *Proceedings of The Royal Society of London*, B 273: 1049-1053.
- Possingham, H. P., Andelmann, S.J., Burgman, M.A. y Medellín, R.A. 2002. Limits to the use of threatened species list. *Trends in Ecology & Evolution*, 17: 503-507.
- Possingham, H.P. y Shea, K. 1999. The business of biodiversity. *Australian Zoologist*, 31: 3-5.
- Regan, T.J., Burgman, M.A., McCarthy, M.A., Master, L.L., Keith, D.A., Mace, G.M. y Andelman, S.J. 2005 The consistency of extinction risk classification protocols. *Conservation Biology*, 19(6): 1969-1977.
- Roberts, L. 1988. Hard choices ahead on biodiversity. *Science*, 241: 1759-61.
- Safriel, U.N., Volis, S. y Kark, S. 1994. Core and peripheral populations and global climate change. *Israel Journal of Plant Sciences*, 42: 331-345.
- Sagarin, R.D. y Gaines, S.D. 2002. The abundant centre distribution: to what extent is it biogeographical rule?. *Ecology Letters*, 5: 137-147.
- Tye, A. 2002. *Revisión del Estado de Amenazas de la flora Endémica de Galápagos*. Fundación Científica Charles Darwin Santa Cruz. Galápagos.
- UICN. 2001. *Categorías y criterios de la lista roja de UICN: versión 3.1*. Comisión de supervivencia de especies de UICN. UICN, Gland/Cambridge. 33 pp.
- UICN. 2003. *Guidelines for application of UICN Red List Criteria at regional level: v 3.0*. Comisión de supervivencia de especies de UICN. UICN, Gland/ Cambridge.
- UICN, PNUMA, WWF. 1980. Estrategia mundial para la conservación. La conservación de los recursos vivos para el logro de un desarrollo sostenido. UICN, Gland (Suiza).
- Vennesland, R. 2002. *Species ranking in British Columbia*. B.C. Conservation Data Centre. Ministry of sustainable, resource managment. 4 pp.
- Vogel, P., Cosson, J-F. y López-Jurado, L.F. 2003. Taxonomic status and origin of the shrews (Soricidae) from the Canary Islands inferred

from a mtDNA comparison with the European *Crocidura* species. *Molecular phylogenetics and evolution*, 25: 271-282.

Zink, R. M. 2004. The role of subspecies in obscuring avian biological diversity and misleading conservation policy. *Proceedings of The Royal Society of London*, B 271:561–564.

PRIORIDADES DE ACTUACIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS VERTEBRADOS DE LAS ISLAS BALEARES



Carlota Viada Sauleda (1) y Joan Mayol Serra (2)

(1) Camí de Son Moix, 10-1ª A. 07011 Palma de Mallorca. Balears. España. carlotaviada@yahoo.es

(2) Servei de Protecció d'Espècies, Conselleria de Medi Ambient. C/ Manuel Guasp, 10. 07006 Palma de Mallorca. Balears. España. jmayol@dgcpea.caib.es



Resumen: El Libro Rojo de los Vertebrados de Baleares, revisado recientemente por segunda vez, ha aportado una nueva lista del riesgo de extinción de estas especies en el archipiélago, evaluado según los criterios de la 'International Union for the Conservation of Nature' (IUCN). Sin embargo, el establecimiento de prioridades de actuación no puede basarse directamente en este documento por las razones que se exponen en este trabajo, en el que proponemos unos criterios más operativos, que se aplican a los vertebrados (salvo peces). Estos criterios se han basado en tres elementos de análisis: población, área de distribución y probabilidad de extinción. El objetivo de esta evaluación es determinar si hay regresión y, en caso afirmativo, cuantificarla para conocer si tiene la magnitud suficiente como para superar los límites establecidos por los criterios. Las prioridades de actuación para la conservación de las especies que se han definido son: Urgente, Alta, Supeditada al mantenimiento de actuaciones en curso, Media, Baja y Situación Incierta, además de Extinguida en Estado Silvestre. Estos criterios se han aplicado exclusivamente a las especies nativas, con poblaciones o subpoblaciones residentes y estables en Baleares, y que pueden ser consideradas como unidades demográficas significativas.

Palabras clave: Vertebrados, prioridades de conservación, criterios IUCN, Baleares.

Summary: The Red Data Book of the Vertebrates of the Balearic Islands, which has recently been reviewed in its second edition, has provided a new list of the risk of extinction for each species in the archipelago according to the International Union for the Conservation of Nature (IUCN). However, the establishment of conservation priorities may not be based only in that document, due to the reasons exposed in the present paper, and so a set of more operative criteria has been defined and implemented to the vertebrates species (except fishes). The criteria are based on three elements of analysis: population, distribution range and probability of extinction. The objective of this evaluation is to determine if there is any deterioration and, if so, to establish whether defined thresholds have been reached. The conservation priority categories are: Urgent, High, Subject to the continuity of ongoing actions, Medium, Low and Unknown Status, as well as Extinct in the Wild. The criteria have been applied only to native species of the Balearic Islands, i.e. those that have resident and stable populations or subpopulations, and that can be considered as significant demographic units.

Key words: vertebrates, conservation priorities, IUCN criteria, Balearic Islands.

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Es evidente que los libros rojos ayudan al establecimiento de prioridades de conservación. Sin embargo, los procesos de evaluación del riesgo de extinción y la definición de prioridades de conservación son dos ejercicios diferentes, aunque relacionados (IUCN, 2003). En efecto, los libros rojos ofrecen información sobre la probabilidad de extinción a la que se enfrenta el taxón en cuestión y conocer este riesgo es una herramienta útil, complementaria y frecuentemente un paso previo, para establecer prioridades de actuación para la conservación de los taxones. Sin embargo, no puede ser el único aspecto a considerar, ya que para esto es necesario considerar otra serie de factores, como la situación del taxón a escala mundial, regional (p. ej. Europa o el Mediterráneo), o la proporción de la población mundial que está presente en la región de la evaluación (Gärdenfors *et al.*, 2001).

Esta reflexión es tanto más importante cuanto más reducido es el ámbito de la evaluación. En el caso de las Baleares, se puede dar el ejemplo de especies con poblaciones reproductoras en buen estado de conservación pero que muy probablemente nunca dejarán de tener un cierto riesgo de extinción, por tener poblaciones reducidas. Un ejemplo muy claro es el de las aves ligadas a zonas húmedas. Muchas de ellas cuentan con poblaciones en buen estado, incluso en neto incremento demográfico pero, por las obvias limitaciones de su hábitat, es imposible que alcancen unos efectivos poblacionales que las sitúen fuera de las categorías de amenaza de la IUCN. Una situación similar ocurre con especies que defienden territorios amplios y con aquellas que presentan poblaciones marginales muy pequeñas.

La pregunta que hay que hacerse es ¿dónde hay que invertir recursos y esfuerzos (siempre limitados) para mantener una población viable de cada especie? Es evidente que debe ser allá donde se concentra el grueso de la población, sin que ello

signifique que se deban abandonar las acciones en las áreas límite de la distribución, pero la prioridad de conservación es clara en este sentido.

Por tanto, el ejercicio de aplicar localmente los criterios de la IUCN para evaluar el riesgo de extinción de las especies no da como resultado directo una lista local de prioridades de conservación, aunque es una herramienta útil para reutilizarla posteriormente.

Por otro lado, los criterios de la IUCN que se aplican para los libros rojos han sido diseñados para un ámbito mundial o continental y, al ser aplicados en territorios reducidos, como las islas, pueden proporcionar resultados poco útiles para la definición de prioridades de actuación para la conservación de las especies. Cuando IUCN hace uso del término “regional”, se refiere a la acepción biogeográfica de la palabra, y resulta obvio que los resultados directos de una evaluación según estos criterios en una región administrativa de poca extensión no son coherentes desde el punto de vista de la biología de conservación.

Por estos motivos, y dado que ya se había realizado gran parte del trabajo de compilación de datos en la revisión del Libro Rojo de los Vertebrados de Baleares (Viada, 2006), la Conselleria de Medi Ambient ha querido establecer las prioridades de actuación para la conservación de las especies de vertebrados evaluadas en dicho Libro Rojo.

El objetivo de este trabajo es definir unos criterios útiles para el establecimiento de prioridades de actuación para la conservación de los vertebrados de Baleares (excepto peces) y aplicarlos a efectos de invertir los limitados recursos disponibles a estas actuaciones.

2. METODOLOGÍA Y CRITERIOS APLICADOS

Se han aplicado los criterios de la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial del Gobierno de Canarias (Martín *et al.*, 2005), con modificaciones (ver Tabla 1) que se adoptaron teniendo en cuenta los criterios de catalogación de especies del Consejo Asesor de Fauna y Flora Silvestres de la Conselleria de Medi Ambient (Junio 2006).

Los pasos realizados en esta evaluación han sido los siguientes:

A) Definición del listado de especies a evaluar: Para ello se han identificado las especies nativas, con poblaciones o subpoblaciones residentes y estables en Baleares. De acuerdo con Martín *et al.* (2005) consideramos como tales las unidades evolutivas significativas, es decir especies con poblaciones naturales que representan un componente evolutivo singular y exclusivo del legado de esa especie (cuya pérdida representaría la desaparición irreversible de un componente genético irrepetible). Pero también se han incluido poblaciones naturales que en Baleares constituyen poblaciones cerradas, aunque no se diferencien genética o morfológicamente de otras poblaciones. Así pues, se han excluido:

- los taxones exóticos, pero no los de introducción antigua. Aunque la Estrategia Europea de Especies Introducidas Invasoras (Genovesi y Shine 2004) considera impropio aplicar medidas de conservación sobre especies potencialmente invasoras, y que las especies introducidas no deben ser prioritarias desde el punto de vista de conservación, hemos considerado oportuno diferenciar las introducciones antiguas (algunas de las cuales han generado incluso subespecies insulares endémicas) de las introducciones modernas. En el primer caso, hay taxones que merecen ser evaluados, por su interés cultural o biológico,

alguno de los cuales ha resultado prioritario con los criterios utilizados. En cualquier caso, se anota su origen, y se considera que la prioridad relativa de actuación sobre una especie introducida es la menor dentro de cada categoría.

- las especies migratorias (aves y cetáceos) que no crían en Baleares cuya presencia en las islas o sus aguas depende de factores externos al archipiélago.
- los visitantes irregulares cuya presencia es ocasional.
- los nuevos colonizadores, en tanto en cuanto no se haya instalado una nueva población o subpoblación estable (adoptamos como umbral la reproducción continuada en un periodo de 10 años), pues hasta entonces representan sólo un intento de colonización y, mientras no esté consolidado, no existe realmente una población sobre la cual aplicar medidas de recuperación específicas. En realidad puede tener efectivos bajos por el simple hecho de encontrarse en un proceso expansivo y no como resultado de un declive. Lo mejor que se puede hacer en estos casos es brindar protección al intento de asentamiento, acometer incluso algunas medidas de gestión menores si fueran oportunas y hacer un seguimiento de su evolución.
- las subpoblaciones periféricas: Cuando las Baleares representan un ámbito geográfico periférico del área mundial de distribución de la especie y, además, se da la circunstancia de que no reúnen condiciones óptimas para su supervivencia, puede presentarse un pequeño número de efectivos con más bajas que altas en cada generación, compensada con la llegada de nuevos inmigrantes. Estas subpoblaciones, geográfica y ecológicamente periféricas, tampoco deben ser objeto de evaluación ya que no reflejan una situación estable y lo normal es que se mantengan siempre en un estado de bajo número de individuos, pudiendo incluso experimentar extinciones esporádicas seguidas de nuevas colonizaciones.

Para las especies recientes colonizadoras o con poblaciones periféricas, las eventuales medidas de recuperación deberán arbitrarse a través de programas más globales que abarquen todo o la mayor parte de su área de distribución, y cuya definición trasciende el ámbito de la Comunitat Autònoma de les Illes Balears.

B) Aplicación de los criterios de acuerdo con las siguientes orientaciones (adaptado de Martín *et al.*, 2005):

En muchas ocasiones, para comprobar el estado de amenaza de una especie, se necesitan datos históricos que permitan averiguar las tendencias de cambio de las poblaciones. No siempre se tiene suficiente información y hay que recurrir a inferencias que permitan conclusiones por extrapolación.

El concepto de amenaza que se ha considerado no incluye las situaciones de riesgo, salvo que éstas sean crecientes. Así, se define como amenaza un proceso o vector de interferencia que disminuye las posibilidades de supervivencia del taxón y provoca su declive, de tal manera que si dicha amenaza cesa la población aumenta significativamente.

Una especie con un estado de conservación favorable es aquella que ocupa la mayor parte de su hábitat potencial disponible, pudiendo experimentar un incremento de sus tamaños poblacionales, aunque puede también experimentar fluctuaciones.

Una especie en regresión es aquella que está experimentando una reducción de sus posibilidades de supervivencia. Puede traducirse en un declive en el área de ocupación, una disminución del número de individuos maduros o una pérdida de productividad. Cualquier situación que implique riesgo creciente de extinción de una especie supone que hay regresión (sea de su abundancia y estructura, sea de su distribución).

Antes de aplicar los criterios definidos se ha adoptado un período temporal de análisis. La tendencia de cambio de una especie puede medirse hacia atrás considerando sólo los últimos años, las últimas décadas o los últimos siglos. Dependiendo de cuál sea la perspectiva temporal se puede llegar a conclusiones diferentes, pues, por ejemplo, hay especies que tras un declive en los primeros siglos del periodo histórico, entraron en otra etapa de estabilidad, o incluso de recuperación. Delimitar el espacio temporal de referencia tiene que ver con las posibilidades reales de recuperación que sea razonable plantear para el taxón. El modelo actual de desarrollo socioeconómico del archipiélago, basado en la construcción y el turismo, se consolidó en los años 70 del pasado siglo, cuando los sectores agrario y forestal entraron en crisis. Este cambio ha tenido una gran influencia en el estado de conservación de muchas especies, por lo que parece adecuado adoptar este periodo (1970-2006) como referente temporal para evaluar las tendencias del cambio.

Para que una especie pueda considerarse amenazada tiene que estar sufriendo un proceso de regresión corológica y/o demográfica. El objetivo de la evaluación es determinar si existe regresión y, en caso afirmativo, cuantificarla para averiguar si ésta tiene la magnitud suficiente como para superar los umbrales adoptados como criterio. Se han establecido umbrales de población, umbrales de distribución y umbrales de probabilidad de extinción. Los casos más evidentes de regresión son aquellos en los que el declive puede constatarse directamente en la disminución del área de distribución o del número de ejemplares, mientras que los más difíciles de establecer son aquellos en los que la regresión ha de deducirse mediante técnicas de inferencia o recurriendo a modelos matemáticos que permitan calcular las probabilidades de supervivencia de la población. La regresión inferida puede ser en relación al pasado (si ha habido pérdida de hábitat y/o de las comunidades a las que está ligada la especie

evaluada, o disminución de las observaciones en los últimos 10 años en determinados lugares) o al futuro (como consecuencia de una pérdida de viabilidad deducida a partir de las características actuales de la población, basándose en modelos matemáticos).

La evaluación consiste en tres pruebas sucesivas y basta que una de ellas sea positiva para considerar una especie como prioritaria:

1- Análisis de regresión observada: se detecta, con la información disponible, si se ha producido una regresión en el número de efectivos, en la superficie de ocupación o un aumento en la fragmentación de las subpoblaciones y, en caso afirmativo, si la magnitud de dicha regresión alcanza a los umbrales establecidos (ver Tabla 1).

2- Análisis de regresión inferida: si no se ha observado regresión o la regresión observada no es suficiente para considerar a la especie como amenazada, se intenta inferir cuál ha sido la evolución en el pasado (desde 1970, de acuerdo con lo definido anteriormente) de la población de la especie. Procede analizar el hábitat de la especie e intentar descubrir indicios de extinciones locales. Si se puede demostrar una regresión inferida, hay que averiguar si ésta alcanza los umbrales de amenaza definidos en la Tabla 1.

3- Análisis de viabilidad poblacional: cuando no hay datos suficientes para deducir una regresión, observada o inferida, se somete a la especie a un modelo predictivo. Se pretende averiguar si el riesgo para un periodo de tiempo inferior a 50 años o 10 generaciones futuras es tan elevado como para que la especie debe evaluarse como prioritaria. Este método es útil para especies raras con bajos tamaños poblacionales, de las que se tienen estimas de abundancia durante un periodo de tres años como mínimo, y con especies cercanas que permitan extrapolar tasas de supervivencia. No obstante, si la única información existente refleja un tamaño poblacional inferior a

100 ejemplares maduros, se puede suponer una probabilidad de extinción relevante, superior a los umbrales establecidos.

Si después de las tres pruebas para detectar una hipotética regresión superior a los umbrales establecidos ésta no se comprueba, bien porque el taxón no está en declive, bien porque el declive es insuficiente o porque la información disponible es muy deficiente, el taxón no será considerado en las principales categorías a efectos de actuaciones de conservación (Urgente, Alta y Supeditado al mantenimiento de actuaciones en curso). En tal caso, puede ser evaluada como de Prioridad Media o de Prioridad Baja, así como en Situación Incierta si no existe información suficiente como para realizar una evaluación completa. También se ha incluido la categoría de Extinta en Estado Silvestre para la que deberían definirse unos criterios que establezcan la prioridad de una ulterior reintroducción (basados en su estado de conservación en las áreas adyacentes, en la idoneidad del hábitat actual para albergar una población viable, etc.).

Los datos poblacionales que se han utilizado para esta evaluación son los del Libro Rojo de los Vertebrados de Baleares (Viada, 2006).

3. RESULTADOS

Se han evaluado 132 especies y 57 subespecies. De acuerdo con esta evaluación, son once los taxones de vertebrados con mayor prioridad de conservación en Baleares (Urgente, Alta y Supeditado al mantenimiento de actuaciones en curso) (ver Tabla 2).

Las especies que se evalúan como de Prioridad Media son las que se relacionan en la Tabla 3.

El resto de especies califican como de Prioridad Baja, excepto algunas (ver Tabla 4) para las cuales la información se ha considerado insuficiente

	Población	Fragmentación	Superficie de ocupación ¹	Probabilidad de extinción
A) Prioridad Urgente - Hay fuerte declive de población o de áreas de ocupación o de presencia.	- A1a: Se reduce a un ritmo superior al 40% en 50 años/10 generaciones. - A1b: Tras un declive continuado, en los últimos 10 años/3 generac., se ha reducido un 20% o más, y su población actual es de 250 ejes. maduros o menos. - B1a: Se reduce a un ritmo de entre el 20 y el 40% en 50 años/10 generaciones. - B1b: Tras un declive continuado, en los últimos 10 años/3 generac., se ha reducido un 10% o más, y su población actual es de 1.000 ejes. Maduros o menos.	A2: Superficie de ocupación inferior a 100 km ² y fragmentación creciente.	- A3a: La superficie de ocupación se reduce a un ritmo del 50% en 50 años/10 generaciones. - A3b: Superficie de ocupación en declive desde 1970 o más tarde ² y actualmente está por debajo del umbral correspondiente a la regla ³ : 40-20-5-2,5. Km ² .	- A4a: Su probabilidad de extinción es igual o superior al 20% en los próximos 20 años/5 generaciones. - A4b: Cuenta con 25 ejes. maduros o menos y una tasa media de crecimiento poblacional negativa. - A4c: Cuenta con 25 ejes. maduros o menos, una tasa media de crecimiento poblacional positiva y una fluctuación poblacional de, al menos, un 10% de promedio por generación. - B4a: Su probabilidad de extinción es igual o superior al 10% en los próximos 20 años/5 generaciones. - B4b: Cuenta con 100 ejes. maduros o menos y una tasa media de crecimiento poblacional negativa. - B4c: Cuenta con 100 ejes. maduros o menos y una tasa media de crecimiento poblacional positiva y una fluctuación poblacional de, al menos, un 10% de promedio por generación.
B) Prioridad Alta - Hay declive de población o de área.	- B1a: Se reduce a un ritmo de entre el 20 y el 40% en 50 años/10 generaciones. - B1b: Tras un declive continuado, en los últimos 10 años/3 generac., se ha reducido un 10% o más, y su población actual es de 1.000 ejes. Maduros o menos.	B2: Superficie de ocupación inferior a 200 km ² y fragmentación creciente.	- B3a: La superficie de ocupación se reduce a un ritmo del 25% en 50 años/10 generaciones. - B3b: La superficie de ocupación está en declive desde 1970 o más tarde y actualmente está por debajo del umbral correspondiente a la regla: 160-80-20-10 Km ² .	- B4a: Su probabilidad de extinción es igual o superior al 10% en los próximos 20 años/5 generaciones. - B4b: Cuenta con 100 ejes. maduros o menos y una tasa media de crecimiento poblacional negativa. - B4c: Cuenta con 100 ejes. maduros o menos y una tasa media de crecimiento poblacional positiva y una fluctuación poblacional de, al menos, un 10% de promedio por generación.
C) Supeditado al mantenimiento de actuaciones en curso	C: Taxones con evolución positiva gracias a programas de conservación, la interrupción de los cuales podría hacerlos volver a una situación de Prioridad Urgente.			
D) Prioridad Media - Declive actual o pasado, o efectivos y distribución muy limitados o fluctuantes, sin llegar a las categorías anteriores.	- D1a: Especie en regresión y que cuenta con menos de 1.000 ejes. maduros. - D1b: Existe presión antrópica sobre la especie y, aunque no se dispone de datos, se intuye que pudiera existir regresión en los últimos 10 años/3 generaciones.	D2: Fragmentación estabilizada, al menos desde 1970.	- D3a: Es igual o inferior a 2,5 km ² y se estima que su reducida distribución no es debida a la falta de información. - D3b: Existe presión antrópica y la superficie de ocupación es igual o inferior al umbral correspondiente según la regla: 160-80-20-10 Km ² . - D3c: Existe presión antrópica y, aunque no se dispone de datos, se intuye que pudiera haber sufrido regresión desde 1970.	(/lo hay probabilidad relevante de extinción, o es inferior a las detalladas arriba)
E) Situación Incierta - Se desconoce si hay o no declive.	- D5a: Taxones de interés científico, cuando poseen tamaños poblacionales reducidos, una distribución muy localizada o fragmentada, o una tendencia regresiva en sus poblaciones o en su distribución, observada o inferida.			
F) Prioridad Baja	- E: No es posible aplicar los criterios anteriores por falta de información sobre el estado de conservación del taxón y se trata de una especie con valor ecológico, cultural o de singularidad.			
G) Extinguida en estado silvestre	- F: No en declive. - G: Taxón autóctono cuya extinción ha sido documentada a lo largo del siglo XX.			

Tabla 1: Criterios para el establecimiento de prioridades de conservación entre los vertebrados de Baleares (adaptado de Martín, et al., 2005).

¹ Área de Ocupación: superficie que ocupa el taxón (puede calcularse sumando las cuadrículas UTM con presencia contrastada).

² Si no se aprecia una tendencia regresiva clara en la superficie de ocupación, se puede recurrir al área de presencia como método complementario.

³ Los cuatro umbrales de la regla a-b-c-d, se refieren a: a) si es una especie marina, b) si es un nativo no endémico o un endemismo que está presente en más de una isla; c) si es un nativo no endémico o un endemismo que sólo está en una isla, d) si se trata de un nativo no endémico o un endemismo que ocupa menos de 5 km² o el 1% de la isla.

y tres extinguidas en Baleares (*Monachus monachus*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraetus fasciatus*). El procedimiento, por tanto, es muy satisfactorio, al

permitir determinar objetivamente cuales son las prioridades de actuación.

Nombre científico		Resultado evaluación
<i>Puffinus mauretanicus</i>	Endémica	Prioridad Urgente
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Autóctona	Prioridad Urgente
<i>Milvus milvus</i>	Autóctona	Prioridad Urgente
<i>Emberiza schoeniclus</i>	Autóctona	Prioridad Urgente
<i>Tursiops truncatus</i>	Autóctona	Prioridad Alta
<i>Pandion haliaetus</i>	Autóctona	Prioridad Alta
<i>Bufo viridis</i> (Población de Ibiza)	Introducida tiempos históricos	Prioridad Alta
<i>Emys orbicularis</i> (Población de Mallorca)	Introducida tiempos históricos	Prioridad Alta
<i>Testudo graeca</i>	Introducida tiempos históricos	Prioridad Alta
<i>Alytes muletensis</i>	Endémica	Supeditado al mantenimiento de actuaciones en curso
<i>Aegyptius monachus</i>	Autóctona	Supeditado al mantenimiento de actuaciones en curso

Tabla 2. Listado de los taxones considerados con mayor prioridad de conservación en Baleares y categoría a la que pertenecen; se indica también la condición de su población en las islas (autéctono, endémico, introducido en tiempos históricos).

Nombre científico	Motivo de la Prioridad Media
<i>Martes foina</i> (Introducida)	D1a: Especie en regresión y que cuenta con menos de 1.000 ejes. maduros.
<i>Bufo viridis</i> (Población Mca y Me; Introducidas); <i>Emys orbicularis</i> (Población Menorca; Introducida); <i>Physeter macrocephalus</i> ; <i>Lanius senator</i>	D1b: Existe presión antrópica sobre la especie y, aunque no se dispone de datos, se intuye que pudiera existir regresión en los últimos 10 años/3 generaciones.
<i>Myotis myotis</i> ; <i>Myotis nattereri</i> ; <i>Myotis emarginatus</i> ; <i>Myotis capaccinii</i> ; <i>Phalacrocorax aristotelis</i> ; <i>Botaurus stellaris</i> ; <i>Ixobrychus minutus</i> ; <i>Neophron percnopterus</i> ; <i>Charadrius dubius</i> ; <i>Charadrius alexandrinus</i> ; <i>Larus audouinii</i> ; <i>Acrocephalus melanopogon</i>	D5a: Taxones de interés científico, cuando poseen tamaños poblacionales reducidos, una distribución muy localizada o fragmentada, o una tendencia regresiva en sus poblaciones o en su distribución, observada o inferida.

Tabla 3. Especies evaluadas como de Prioridad Media y criterio que motiva dicha evaluación.

*Lacerta perspicillata**
*Elaphe scalaris**
*Macroprotodon cucullatus**
Rhinolophus ferrumequinum
Rhinolophus hipposideros
Rhinolophus mehelyi
Hypsugo savii
Eptesicus serotinus
Barbastella barbastellus
Plecotus austriacus
Tyto alba
Caprimulgus europaeus
Merops apiaster
Calandrella brachydactyla
Sylvia cantillans
Parus caeruleus
Corvus corax
Passer montanus

Tabla 4. Listado de taxones considerados en Situación Incierta debido a la insuficiente información que se dispone, lo que ha impedido su completa evaluación. Las especies introducidas están señaladas con un asterisco.

Bibliografía

Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G. y Rodríguez, J. P. 2001. The applications of IUCN Red List Criteria at regional levels. *Conservation Biology* 15: 1.206-1.212.

Genovesi, P. y Shine, C. 2004. European strategy on invasive alien species. *Nature and Environment*, 137. Council of Europe publ.67 pp.

IUCN. 2001. *Categorías y Criterios de la Lista Roja de la IUCN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge. Reino Unido. ii+33 págs.

IUCN. 2003. *Directrices para emplear los criterios de la Lista Roja de la IUCN a nivel regional: Versión 3.0*. Comisión de Supervivencia de Especies. IUCN, Gland, Suiza y Cambridge. Reino Unido. ii+26 págs.

Martín, J. L., Fajardo, S., Cabrera, M. A., Arechavaleta, M., Aguiar, A., Martín, M. y Naranjo, N. 2005. *Evaluación 2004 de especies amenazadas de Canarias. Especies en peligro de extinción, sensibles a la alteración de su hábitat y vulnerables*. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial, Gobierno de Canarias. 95 pp.

Viada, C. 2006. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares (3ª edición)*. Secció d'Espècies Protegides, Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. 264 págs. Editado en CD y también en: <http://dgcapea.caib.es/pe/001a.htm>

ARCHIPIÉLAGO JUAN FERNÁNDEZ: BARRERAS PARA CONSERVAR UN PATRIMONIO AMENAZADO



Aarón Cavieres Cancino y Gloria Ochoa Sotomayor

Fundación Biodiversa

Av. Santa María 0346, oficina 118, Providencia, Santiago, Chile.

Correo electrónico: biodiversa@biodiversa.cl



Resumen: El Archipiélago Juan Fernández es el sitio de mayor valor en Chile por diversidad de flora. Es el territorio insular oceánico de mayor valor global según el número de especies endémicas por unidad de superficie. A pesar de ser un área protegida desde hace varias décadas y de los esfuerzos realizados por el Servicio Forestal, y por otros organismos nacionales e internacionales por su protección, presenta 22 especies de plantas En Peligro Crítico y 85 En Peligro. Se analizan aquí las barreras que han impedido al país y a la comunidad local, nacional e internacional, coordinar adecuadamente e incrementar la efectividad de los esfuerzos emprendidos para la conservación de su flora y fauna. Se pone atención en las debilidades de gestión pública y gestión público-privada que explican tal situación.

Palabras clave: Archipiélago Juan Fernández, conservación biodiversidad, barreras para la gestión público-privada de la conservación, Chile.

Summary: The Juan Fernandez Archipelago (AJF) is Chile's most important flora diversity site. It is the oceanic insular territory with the greatest global value with regard to the number of endemic species per area. In spite of being a protected area for several decades and of the efforts carried out by the Forest Service and by other national and international entities, 22 species of plants of the Archipelago are Critically Endangered and 85 are Endangered. The barriers that have prevented the country and the local, national and international community, to properly coordinate and increase the effectiveness of the efforts for the conservation of its flora and fauna are analyzed. Particular attention is posed in analyzing the weaknesses of the public and private action and initiatives that explains such situation.

Keywords: Archipelago Juan Fernandez, biodiversity conservation, barriers for the public-private management of biodiversity conservation, Chile.

Antecedentes del Archipiélago Juan Fernández

El Archipiélago Juan Fernández (AJF) se encuentra a 665 km. de San Antonio, Chile. Está compuesto

por las islas Robinson Crusoe, Alejandro Selkirk y el islote Santa Clara, que ocupan un total de 9.967 ha. La isla Robinson Crusoe, donde se encuentra el poblado San Juan Bautista, tiene una población de 690 habitantes. La población del

Archipiélago basa su actividad económica en la pesca, esencialmente de la langosta, existiendo un desarrollo incipiente del turismo.

El AJF forma parte del Área Crítica de Conservación de la Biodiversidad *Chilean Winter Rainfall-Valdivian Forest* (ACCCh) y presenta niveles impresionantes de endemismo de plantas en un área muy reducida, tanto de especies, como de géneros y familias. Asimismo, presenta algunas especies de aves endémicas, entre las que destaca el Picaflor Rojo de Juan Fernández (*Sephanoides fernandezii*).

El AJF se encuentra entre las áreas de mayor importancia del Pacífico desde el punto de vista de la biodiversidad. El número de especies endémicas por unidad de superficie es mayor que en cualquier otra isla oceánica (2,08 especies/km² y 0,98 especies endémicas/km² respectivamente). De esta forma, se tiene la siguiente situación:

- Flora: 211 especies nativas, de las cuales 132 son endémicas; doce géneros endémicos y una familia endémica.
- Aves: tres especies de aves terrestres endémicas, cuatro subespecies endémicas y tres especies de aves marinas endémicas.
- Mamíferos: Lobo fino de dos pelos (*Arctocephalus philippii*).
- Biodiversidad marina: el nivel de endemidad alcanza a un 25% de las especies. Existen al menos 146 especies de peces y seis subespecies, 32 especies de crustáceos y 110 especies de algas endémicas.

El Archipiélago fue declarado Parque Nacional en 1935 y Reserva de la Biosfera en 1977. Además, por su importancia en términos de biodiversidad y por el nivel de amenaza que presenta su flora y fauna endémica, fue puesto bajo la categoría de mayor amenaza por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).

Este territorio, comparable a las Galápagos o a Nueva Caledonia desde el punto de vista del pa-

trimonio ecológico, se encuentra fuera de la atención y casi en el olvido por parte de Chile continental. Así, sus principales activos se enfrentan a diversas amenazas y procesos de deterioro que han llevado a que un 50% de sus especies de flora podrían encontrarse en peligro de extinción, encontrándose extintas dos especies. Uno de los principales problemas a los que se enfrenta es la presencia de especies invasoras. Su introducción ha puesto en serio peligro de extinción la flora y fauna propia del AJF.

A pesar de ser un área protegida y de los esfuerzos realizados por el Servicio de Parques (Corporación Nacional Forestal, CONAF), junto con otros organismos nacionales e internacionales, las acciones realizadas han sido insuficientes para proteger y recuperar efectivamente la biodiversidad del AJF. De no tomarse medidas urgentes, existe un riesgo elevado de desaparición de 22 especies de plantas que estarían en peligro crítico de extinción, de las cuales al menos cinco sostienen menos de dos ejemplares vivos. Por otra parte, no se ha avanzado en acciones de protección del área marina circundante.

El objetivo del presente escrito, es analizar cuáles han sido las barreras que ha tenido la conservación y protección efectiva de este territorio, centrándose en una perspectiva de gestión pública y gestión público-privada de abordaje de la situación, tanto a nivel local (Archipiélago) como nacional.

Gestión de naturaleza en Chile

La conservación y uso sustentable de la naturaleza constituyen un valor social, crecientemente reconocido en las políticas nacionales y los organismos encargados de ejecutarlas. Sin embargo, la evaluación del desempeño de Chile realizado por la OCDE/CEPAL, señala que el país presenta debilidades en la gestión de la biodiversidad y, hasta la fecha, la protección de la naturaleza

no ha tenido el énfasis ni los recursos suficientes para enfrentar las amenazas de largo plazo que enfrenta la biodiversidad del país; además, señala, no existe una ley específica de conservación de la biodiversidad y las estructuras institucionales y de manejo hacen que los objetivos de conservación sean secundarios a las metas orientadas a otro tipo de objetivos (OCDE-CEPAL, 2005).

En Chile, el análisis de la naturaleza y de los recursos naturales presenta un fuerte énfasis en lo productivo-comercial, debido a la notoria orientación exportadora de la economía. Uno de los principales resultados no visibles de esta aproximación, es el desarrollo de una visión en la que se coloca una atención particular en gestionar aquellos componentes de la naturaleza que son parte del comercio internacional o en las demandas ambientales que son exigidas por los tratados comerciales.

Esta situación dificulta la gestión de áreas que, a pesar de su elevado valor patrimonial, tienen un valor reducido desde el punto de vista comercial, como sería la situación del Archipiélago Juan Fernández.

Gestión insular de Chile

Las islas, por su ubicación y susceptibilidad a los desastres naturales, son territorios altamente vulnerables y, al mismo tiempo, se caracterizan por contar con un patrimonio ecológico muy singular y frágil, producto del aislamiento en el que han evolucionado.

Desde una perspectiva socioeconómica la situación es similarmente compleja. El aislamiento-dependencia que las define, unido al reducido tamaño de los mercados locales configura un cuadro socioeconómico difícil, que impide tanto el desarrollo de una economía mínimamente autosuficiente, al presentar recursos y mercados limitados, así como sistemas de transporte

(conectividad con los continentes) precarios y de servicios de elevado valor. Lo anterior, lleva a que, en las islas, el costo de vida sea mayor que en los territorios continentales.

A nivel global, las islas exhiben un fuerte deterioro en términos de biodiversidad. Un 85% de las aves extinguidas eran insulares y la probabilidad de extinción de una especie insular es un 80% mayor que la de una continental.

Chile es el quinto país del mundo con el mayor número de islas. A pesar de ello, no ha potenciado el desarrollo de su territorio insular. No existe en el país una visión integral con respecto a los territorios insulares y su particularidad con respecto al resto del territorio (CIDEZE, 2006). En general, la situación de los territorios insulares se resume como una condición de desventaja en relación al continente, con demandas que no han sido acogidas y con escasez de recursos para hacer frente a sus necesidades. Por otro lado, se plantea la necesidad de mayor equidad territorial y de flexibilización de los instrumentos públicos para dar respuesta a sus demandas, así como políticas públicas excepcionales ajustadas a sus necesidades (Taller Sostenibilidad Territorios Insulares, enero de 2006).

Se debe destacar, no obstante, que el país comienza a mostrar las primeras respuestas a estos desafíos, ya que actualmente se está trabajando en un Estatuto especial para las dos principales islas oceánicas del país: Isla de Pascua y el Archipiélago Juan Fernández. Este proyecto, daría una respuesta de tipo administrativo y de asignación de recursos a la situación de estas islas.

Barreras para la conservación de la Biodiversidad del Archipiélago Juan Fernández

El Archipiélago Juan Fernández es valorado, a nivel de Estado, por su ubicación estratégica. La

ciudadanía, en tanto, lo conoce y valora por su exotismo; existiendo gran desconocimiento de su valor e importancia patrimonial.

Entre las barreras para la conservación de la biodiversidad de Juan Fernández se encuentran: la disponibilidad de recursos, la coordinación entre actores públicos, la coordinación a nivel local y coordinación en la generación y gestión del conocimiento. A continuación describiremos cada una de ellas.

1. Recursos: la gestión del parque cuenta con recursos muy limitados. El presupuesto anual de operación alcanza a 2.200 €; existiendo un profesional y un equipo de guardaparques que carecen de apoyo científico regular.

2. Coordinación

a. Actores públicos: entre los principales actores vinculados al Archipiélago se encuentran 5 organismos de gobierno (Corporación Nacional Forestal; Servicio Agrícola y Ganadero; Servicio Nacional de Pesca; Comisión Nacional del Medio Ambiente; y la Gobernación Provincial de Valparaíso), además del municipio y de los científicos que constantemente realizan investigaciones en el AJF. A pesar de los esfuerzos que realizan cada uno de estos actores, se aprecian debilidades en los mecanismos básicos de coordinación para enfrentar amenazas y oportunidades, ya que resultan ser valiosos esfuerzos aislados, esporádicos y sin orientación precisa respecto a la visión de futuro para el Archipiélago. Esta falta de coordinación, hace que las intervenciones tengan un alcance menor que el esperado.

b. Local: si bien se han observado importantes avances en los últimos años, existen aún barreras que dificultan a la población local ser parte del proceso de toma de decisión. Entre ellas se encuentran el que, con frecuencia, las instancias de participación son limitadas y no permanecen en el tiempo; y la existencia de debilidades que limitan la

capacidad de algunos actores para participar en la discusión y generar propuestas. Además, las iniciativas de intervención frecuentemente no consideran procesos de participación de la población local.

c. Generación y gestión del conocimiento: por las características singulares del Archipiélago y su elevado valor en términos de biodiversidad, éste es un centro de atracción para investigadores, tanto a nivel nacional como internacional. Sin embargo, existen escasos esfuerzos por coordinar las iniciativas de investigación, por orientar los estudios hacia intervenciones específicas o hacia necesidades propias del Archipiélago. Al mismo tiempo, la investigación realizada y el conocimiento generado no han sido sistematizados para la toma de decisión, ni para la sensibilización con respecto al valor de este territorio.

Por último, llama la atención que a nivel nacional no exista una red central de apoyo para la conservación del patrimonio ecológico del Archipiélago. Al mismo tiempo, la ciudadanía no se encuentra sensibilizada con respecto al valor del AJF y no tiene una posición clara al respecto. Lo anterior se profundiza frente a la escasa valoración y conocimiento del patrimonio natural de Juan Fernández en el país.

Todo lo descrito, lleva a que exista una situación crítica de conservación que no ha sido identificada, ni definida como problema por los responsables de la toma de decisiones.

Conclusión

De acuerdo a lo presentado, podemos señalar que la conservación de la biodiversidad en el AJF se enfrenta a importantes barreras. La primera de ellas proviene de la visión del país relativa a la gestión de la naturaleza, así como de la forma en que Chile ha abordado la gestión de sus territo-

rios insulares. Ambas aproximaciones forman el marco general para los procesos de toma de decisión con respecto al patrimonio del Archipiélago.

Sumado a lo anterior, los actores involucrados no presentan acciones coordinadas. Existe, en algunos casos, desconfianza entre ellos y están desvinculados de la toma de decisiones (población local).

Por otro lado, se tiene escasa claridad respecto a las amenazas a las que se enfrenta la biodiversidad de Juan Fernández. Por esto, las soluciones o las iniciativas que intentan enfrentar la situación resultan parciales, riesgosas y con un alto nivel de incertidumbre en cuanto a su impacto. Asimismo, no se han establecido coordinaciones para la generación y gestión del conocimiento derivado de las múltiples investigaciones realizadas en el AJF, el cual, además, no ha estado a disposición de los responsables de la toma de decisiones a escala local, regional y nacional.

La situación descrita genera un círculo vicioso difícil de romper, a lo que se agrega el desconocimiento y lejanía de la sociedad en su conjunto con respecto a la condición de la naturaleza en general, y del AJF en particular.

Sin embargo, podemos identificar ciertas condiciones para avanzar. Entre ellas están la necesidad de definir con precisión el o los problemas que afectan al AJF y las soluciones para afrontarlos; coordinar la acción de los distintos actores involucrados; e impulsar acciones para posicionar este tema en la agenda pública, venciendo barreras físicas, de valores y de comunicación.

Por esto, es fundamental desarrollar agendas tanto a corto como a largo plazo que permitan enfrentar, o abordar, de mejor forma el escenario político. La agenda a corto plazo debe apuntar a identificar oportunidades que faciliten incorporar el tema a la agenda nacional. Un ejemplo de tal tipo de oportunidades corresponde a la presión

internacional para una apropiada gestión de la naturaleza. De igual forma, esta primera agenda debe considerar programas de divulgación que releven la situación de amenaza y sensibilicen a la sociedad en su conjunto con respecto a ella. La agenda a largo plazo se refiere a la construcción de un cambio en los valores y en la visión de la sociedad en la que la conservación y el uso sostenible de la biodiversidad adquieran prioridad; construir redes de actores para mejorar y optimizar las iniciativas a implementar, considerando los intereses de los distintos involucrados. Para ello, se requiere definir claramente el problema e identificar soluciones factibles, ya que ambos son elementos fundamentales para la generación de respuestas públicas.

Bibliografía y otras referencias de interés

- Baldacchino, G. 2006. *Innovative Development Strategies from Non-Sovereign Island. Jurisdictions? A Global Review of Economic Policy and Governance*. World Development, vol. 34, no. 5, pp. 852-867.
- CIDEZE (Comité Interministerial para el Desarrollo de Zonas Extremas). 2006. *Una Política para Territorios Especiales*. En Taller de Sostenibilidad del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural en Territorios Insulares. Fundación Biodiversa. Isla Robinson Crusoe. Archipiélago Juan Fernández, Chile.
- Committee on Economic Affairs and Development. 2005. *Development challenges in Europe's islands*. Doc. 10465. Report Debate in the Standing Committee. Committee on Economic Affairs and Development. Parliamentary Assembly. Council of Europe. (<http://assembly.coe.int/Documents/WorkingDocs/Doc05/EDOC10465.htm>)
- Corporación Nacional Forestal. 2006. *Comuna Reserva de la Biosfera y Parque Nacional Archipiélago Juan Fernández: Desafíos de su sustentabilidad*. En Taller de Sostenibilidad

- del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural en Territorios Insulares. Fundación Biodiversa. Isla Robinson Crusoe. Archipiélago Juan Fernández, Chile.
- Fernández-Palacios, J.M. 2000. Islands and archipelagos: pointers to biodiversity research priorities for Europe. *Islands and Archipelagos: European biodiversity issues seen from the Atlantic* High-level scientific meeting in the Açores. Portugal. <http://cimar.org/biodiversity/papers/palacios.htm>
- Fortune, K. y K. Romanik, 2004. *Isla de Pascua. Frontera Oceánica Chilena*. Tesis para optar al título de abogado. Departamento de Derecho Internacional, Facultad de Derecho, Universidad de Chile. Santiago, Chile.
- Gobernación Provincial de Valparaíso. 2006. *Rol de la Gobernación Provincial en el desafío insular*. En Taller de Sostenibilidad del Patrimonio Natural, Histórico y Cultural en Territorios Insulares. Fundación Biodiversa. Isla Robinson Crusoe. Archipiélago Juan Fernández, Chile.
- Nazif, I., Cavieres, A. y Ochoa, G. 2005. *Estudio de revisión y propuesta de institucionalidad ambiental para el Ministerio de Agricultura*. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias del Ministerio de Agricultura.
- OCDE-CEPAL, 2005. *Evaluaciones del desempeño ambiental - Chile*. Naciones Unidas, CEPAL. Santiago, Chile.
- Stuessy, T.F., D.J. Crawford, C. Marticorena, and O.M. Silva. 1998. Isolating mechanisms and modes of speciation in endemic angiosperms of the Juan Fernandez Islands. 79-96. En T.F. Stuessy and M. Ono, editors. *Evolution and speciation of island plants*, Cambridge University Press, Cambridge, UK.

APOYANDO LA CONSERVACIÓN DE LAS ESPECIES AMENAZADAS DESDE LA FUNDACIÓ TERRITORI I PAISATGE



Deli Saavedra y Jordi Sargatal

Fundació Territori i Paisatge
Provença, 265 2º, 08008 – Barcelona
Contacto: deli@solucionat.cat



Resumen: Una de las tres líneas básicas de actuación de la Fundació Territori i Paisatge es la colaboración en proyectos de conservación de especies. Esta fundación, desde sus inicios en 1997, ha apoyado a entidades conservacionistas que trabajan con especies muy diversas, como el mochuelo boreal, el quebrantahuesos, el pico menor, el linco ibérico, el águila-azor perdicera, el conejo, el oso pardo o el ibis eremita.

Palabras clave: conservación, especies amenazadas, reintroducción.

Summary: One of the three main activities of the Fundació Territori i Paisatge is to collaborate with species conservation projects. This Foundation, since its creation in 1997, has supported conservation entities working with many different species, such as the Tengmalm's owl, bearded vulture, lesser spotted woodpecker, Iberian lynx, Bonelli's Eagle, rabbit, brown bear or the Northern bald ibis.

Keywords: conservation, threatened species, reintroduction.

La Fundació Territori i Paisatge de la Obra Social de Caixa Catalunya (en adelante FTP) fue creada a finales de 1997. Sus líneas básicas de actuación son la adquisición de territorio de interés natural, la colaboración en proyectos de conservación de la naturaleza y la realización de actuaciones de educación ambiental. La conservación de la fauna amenazada está dentro de estas líneas básicas y la FTP se ha dedicado a ello desde sus inicios. En este artículo se repasan las colaboraciones de la fundación en proyectos de conservación de especies amenazadas.

Dos proyectos de reintroducción han recibido una atención especial en estos años. La reintroduc-

ción de la nutria en la provincia de Girona y la reintroducción de la cigüeña blanca en diversas localidades catalanas. Ambos se iniciaron antes de la creación de la FTP, con apoyo económico directo de la Obra Social de Caixa Catalunya, y posteriormente se formalizaron convenios de colaboración con la fundación recién creada.

El proyecto de reintroducción de la nutria consistió en la translocación de 42 ejemplares procedentes de Extremadura, Asturias y Portugal, además de numerosas actuaciones de educación ambiental en el área de reintroducción (cuencas de los ríos Muga y Fluvià, en la provincia de Girona). El programa finalizó en 2001 y resultó un

éxito, pues las nutrias han colonizado grandes zonas del NE de Catalunya y del SE de Francia (ríos Muga, Fluvià, Ter, Tec, Tet), recuperándose poblaciones extinguidas hace más de 20 años (Saavedra, 2006).

El proyecto de reintroducción de cigüeña blanca se inició en los Aiguamolls de l'Empordà a finales de los años ochenta, pero con el impulso de la FTP se ha exportado a otras localidades catalanas (Peralada, Salt, Flix, Banyoles, Bellver de Cerdanya, ...). Gracias a estas iniciativas, la cigüeña blanca vuelve a criar en diversas localidades del NE ibérico después de varios siglos de ausencia y, en combinación con la expansión general de la especie en la península Ibérica, se ha pasado en Cataluña de poco más de 50 parejas en 1994 a 270 en 2004.

Actualmente, la Generalitat de Catalunya y la FTP desarrollan, con la colaboración de la Fundación para la Conservación del Buitre Negro y de Grefa, el proyecto de reintroducción del buitre negro (*Aegypius monachus*) en los Pre-pirineos, concretamente en las montañas de Alinyà y Boumort (provincia de Lleida). Desde verano de 2007 se han soltado 14 ejemplares, todos mediante jaula de pre-suelta excepto uno, un pollo nacido en cautividad y soltado mediante hacking.

El programa de reintroducción de conejo (*Oryctolagus cuniculus*) se lleva a cabo en la Reserva de Alinyà directamente por la FTP, a través de la construcción de majanos y cercados así como mediante la liberación de conejos salvajes criados en cautividad. Paralelamente, se realizan actuaciones de recuperación y siembra de campos de cultivo.

En el caso de la cabra salvaje (*Capra pyrenaica*), de momento se ha redactado el estudio de viabilidad para una posible reintroducción en los Pre-pirineos, con ejemplares procedentes del macizo dels Ports (Tarragona).

En estos proyectos la FTP ha estado implicada directamente, incluso en parte de la ejecución, pero en muchos otros casos, la Fundación ha apoyado económicamente la realización muchos proyectos de conservación de especies amenazadas, liderados por entidades conservacionistas y administraciones locales (Viza y Sargatal, 2005). A continuación se repasan estas colaboraciones:

- Lince ibérico (*Lynx pardinus*). Contribución al proyecto "Alianza por el lince" con la Fundación CBD-Hábitat, participando en la compra de derechos de caza de conejos en fincas de Andalucía y en la alimentación suplementaria a través de cercados con conejos. También se ha colaborado con la Fundación Gypaetus en la publicación de un manual didáctico de las especies de fauna amenazadas del sur de España y con la Asociación Hombre y Territorio en una campaña educativa sobre carnívoros amenazados de Doñana.

- Foca monje (*Monachus monachus*). Se está apoyando a la Fundación CBD-Hábitat para la protección de la especie y la gestión de los recursos pesqueros en Mauritania. También se ha apoyado al Fondo para la foca monje en la edición de una postal y al Gobierno Balear en una exposición sobre la especie. La FTP, con la colaboración de la IUSC, ha redactado el estudio de viabilidad de la reintroducción de la foca monje en Cataluña.

- Oso pardo (*Ursus arctos*). Apoyo a la Fundación Oso Pardo en el seguimiento y protección de la especie en Cantabria, Asturias y Castilla- León, colaborando en el funcionamiento de las patrullas de seguimiento del oso.

- Gacela dorca (*Gazella dorcas*) y antílope mohor (*Gazella dama mhorri*). Apoyo a la fundación CBD-Hábitat, en la consolidación y reintroducción de ambas especies en su hábitat originario (Mauritania y Senegal).

- Ibis eremita (*Geronticus eremita*). Apoyo a SEO/BirdLife en el estudio y protección de la especie en el Parque Natural de Sous Massa (Marruecos).

- Águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*). Se ha apoyado a SEO/BirdLife en Cataluña, la realización de un estudio del hábitat de la especie en las sierras prelitorales catalanas, así como en el seguimiento y conservación de la especie a nivel estatal y la elaboración de una exposición; y al ICRA en el seguimiento de las parejas de la provincia de Tarragona.

- Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). Apoyo al GEPT (Grup d'Estudi i Protecció del Trencalòs) en el estudio y seguimiento en los Pirineos. Concretamente, en el programa de alimentación suplementaria para incrementar el éxito reproductor de los quebrantahuesos en Cataluña y en la realización de un DVD sobre la especie. También se ha apoyado a la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos en la exposición fotográfica "El Quebrantahuesos, una esperanza para su conservación" y en la elaboración participativa de planes de recuperación del quebrantahuesos en la cordillera cantábrica.

- Mochuelo boreal (*Aegolius funereus*). Se ha apoyado a Muga Estudis Forestals en un estudio para conocer la situación de la especie en Cataluña, dado su papel como bioindicador de los bosques viejos pirenaicos.

- Pico menor (*Dendrocopos minor*). De la misma forma, se han apoyado estudios sobre esta especie en Cataluña desde 1999, dado su papel de indicador del estado de conservación de los bosques de ribera.

- Respecto al urogallo (*Tetrao urogallus*), la FTP protege sus hábitats a través de la compra de derechos de tala de los bosques maduros del Pirineo.

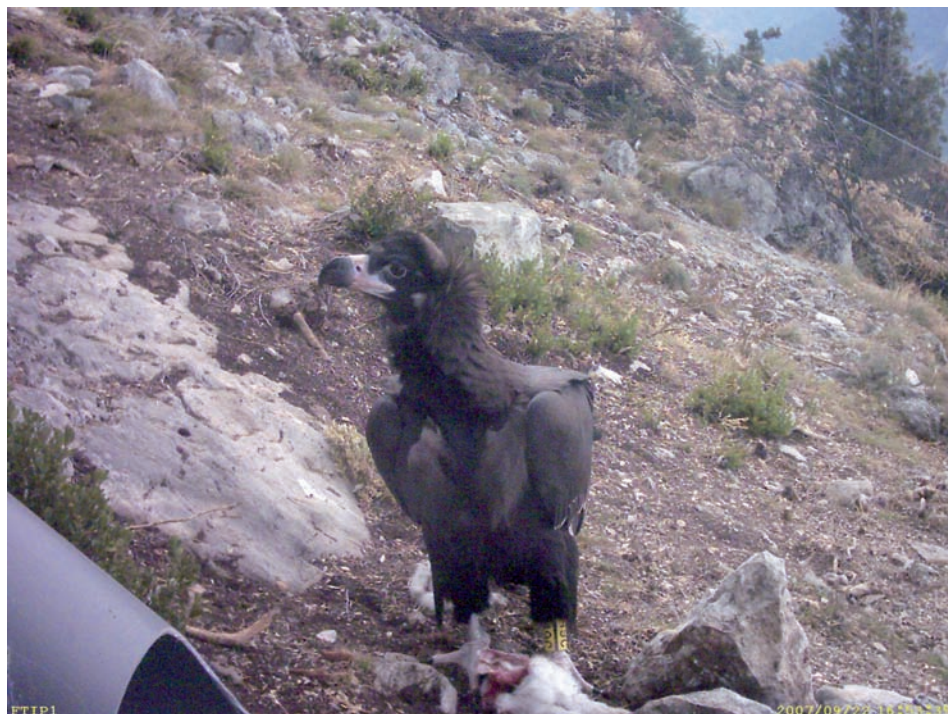
- En el caso de las aves esteparias en general, se ha apoyado a la Fundació Natura en la conservación de la fauna y los ambientes esteparios en Catalunya, a GEPEC en la delimitación de los espacios más importantes para la protección del aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) y a EGRELL en la propuesta de ubicación de áreas mínimas de protección para aves esteparias en la depresión del Ebro catalana.

- Tortuga boba (*Caretta caretta*). Apoyo al Centre per a la Conservació i Recuperació d'Animals Marins (CRAM) para la conservación de la tortuga boba y a la Asociación Oceana Europa en la publicación de un folleto sobre el cambio de anzuelos.

- Otras tortugas. Se ha apoyado a ANSE (Asociación de Naturalistas del Sureste) en su "Proyecto Testudo", de conservación de la tortuga mora (*Testudo graeca*) y su hábitat; al ayuntamiento de Marçà en el estudio y conservación de la población actual de tortuga mediterránea (*Testudo hermanni hermanni*); y a la Associació Mediambiental La Sínia, en su programa de reintroducción del galápagos europeo (*Emys orbicularis*) en la desembocadura del río Gaià y de captura y gestión de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta*).

- Anfibios. Se ha apoyado a la Asociación Ferret para la recuperación de áreas de presencia histórica del sapillo balear (*Alytes muletensis*) en Mallorca; a la Societat Catalana d'Herpetologia en la conservación de anfibios en algunas zonas húmedas sensibles del macizo de la Albera (Girona); y a la Universidad de Lleida en el estudio sobre los anfibios biología y conservación de anfibios en ambientes esteparios.

En definitiva, estas actuaciones constituyen un impulso a la conservación de especies amenazadas, tarea que la Fundació Territori i Paisatge pretende continuar en el futuro.



Ejemplar de buitre negro (Aegypius monachus) nacido en el Zoológico de Plackendael (Bélgica) y liberado en la Muntanya d'Alinyà mediante hacking en verano de 2007.

Bibliografia

Saavedra, D. 2006. *El retorn de la llúdriga. Història de la reintroducció de la llúdriga als Aiguamolls de l'Empordà i conques dels rius Muga i Fluvià*. Manuals tècnics i pràctics de la Fundació Territori i Paisatge. Barcelona.

Viza, M. y Sargatal, J. 2005. *Projectes vius. Iniciatives de la societat civil a favor de la natura amb el suport de la Fundació Territori i Paisatge*. Fundació Territori i Paisatge. Barcelona.

EL VALOR DEL SEGUIMIENTO PERMANENTE PARA LA CONSERVACIÓN: EL MODELO DEL OBSAM EN LA RESERVA DE BIOSFERA DE MENORCA



David Carreras Martí, Cati Pons-Fàbregas, Agnès Canals Bassedas y Sònia Estradé Niubó

Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM),
Institut Menorquí d'Estudis (IME)
Camí des Castell, 28. 07702 Mahón. Balears. España.
Correo electrónico: smn.obsam@cime.es



Resumen: El Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM) nació en el año 2000, en el seno del Instituto Menorquí de Estudios (IME), como instrumento al servicio de la Reserva de Biosfera para llevar a cabo funciones de seguimiento, logística y asesoramiento científico. Desde entonces, se lleva a cabo un programa de seguimiento permanente del medio natural, recopilando información sobre el estado de conservación de multitud de poblaciones de organismos y de los principales ecosistemas, además de trabajar a escala de territorio y paisaje. Este trabajo se lleva a cabo por dos vías: una red de entidades y particulares que desinteresadamente y periódicamente facilitan datos; y la recopilación directa de variables por parte del personal del OBSAM. Se citan algunos de los ejemplos más representativos de este trabajo, como son: 1) Seguimiento de las poblaciones de aves nidificantes por el método CES (*Constant Effort Sites*) y de mariposas diurnas por el método BMS (*Butterfly Monitoring Scheme*); 2) Seguimiento del medio marino con cálculos de cobertura en praderas de *Posidonia oceanica* y *Cymodocea nodosa* y en las comunidades de *Cystoseira* spp.; 3) Evaluación del estado de conservación de los principales sistemas dunares de la isla mediante el procedimiento de Presión/Estado/Respuesta; 4) Elaboración de un mapa de coberturas y usos de suelo a escala 1:5.000 mediante una adaptación de la metodología CORINE *Land Cover*.

Palabras clave: OBSAM, Reserva de Biosfera, seguimiento, indicadores, Menorca.

Summary: The Social and Environmental Observatory of Minorca (OBSAM) was born in 2000, in the Minorcan Study Institute (IME), as an instrument to the service of the Biosphere Reserve in order to carry out monitoring, logistic and scientific advising. Since then, a permanent monitoring of the natural environment is being performed, gathering information on the conservation status of many species populations and of the main ecosystems, besides of working at a territory and landscape scale. This work is carried out in two ways: a network of organisations and individuals that disinterestedly and periodically facilitate data; and the direct collection of variables by the staff technicians of OBSAM. Some representative examples of this work are: 1) The monitoring of breeding birds populations using the CES method (Constant Effort Sites) and of butterflies by the BMS method (Butterfly Monitoring Scheme); 2) Marine environment monitoring by taking measures of coverage of *Posidonia oceanica* and *Cymodocea nodosa* meadows and of *Cystoseira* spp. communities; 3) The evaluation of the main coastal dunes conservation status using the Pressure/State/Response procedure; 4) Elaboration of a land use and land cover map on 1:5.000 scale by means of an adaptation of the CORINE Land Cover original method.

Keywords: OBSAM, Biosphere Reserve, monitoring, indicators, Minorca.

Introducción

La declaración de Menorca como Reserva de la Biosfera por parte de la UNESCO en 1993, hace necesario el establecimiento de un seguimiento permanente, tanto de los aspectos socioeconómicos como ambientales, que ayude a valorar si la isla cumple o no, con el propósito del programa MaB (*Man and Biosphere*) de hacer compatibles los objetivos de conservación de la biodiversidad, el fomento del desarrollo socioeconómico y el mantenimiento de los valores culturales asociados (Vidal *et al.*, 2000). En este sentido, el Observatorio Socioambiental de Menorca (OBSAM) se crea en el año 2000 en el seno del *Institut Menorquí d'Estudis* (IME) como instrumento al servicio de la Reserva de Biosfera para llevar a cabo las funciones de seguimiento y asesoramiento científico.

El OBSAM recoge, elabora y actualiza información sobre el estado de conservación del patrimonio natural y del medio ambiente, así como sobre las tendencias que afectan a la sostenibilidad económica y social de Menorca. Este trabajo basa su mérito en la acumulación a largo plazo de informaciones de obtención sencilla, pero robustas, y con métodos de amplia aceptación por parte de la comunidad científica. A su vez, a partir de estas informaciones recopiladas se construyen y nutren sistemas de indicadores de índole diversa como los del seguimiento del Plan Territorial Insular (PTI), los de las Agendas 21 locales así como un sistema propio de Indicadores de Sostenibilidad.

Además, uno de los principales objetivos del OBSAM ha sido la divulgación y la libre disponibilidad de todos los datos que recopila y elabora. Este objetivo se consigue mediante los contenidos de su página web (www.obsam.cat) y con la organización de exposiciones y charlas.

El seguimiento del medio natural del OBSAM

En la actualidad está aumentando el uso de los programas de seguimiento (*monitoring*) para evaluar tendencias espaciales y temporales de la diversidad biológica, sobretodo en la evaluación de la eficiencia de las políticas de gestión (Yoccoz *et al.*, 2001). El término *monitoring* se define como el proceso de reunir información sobre una(s) variable(s) o indicador(es) propios de un sistema de forma periódica permitiendo la comparación a lo largo del tiempo y la evaluación respecto a un punto de partida o a un objetivo. En los últimos años, la mayoría de los países desarrollados han establecido programas de seguimiento de la biodiversidad (Olsen *et al.*, 1999; Gilbert *et al.*, 1998).

No obstante, algunos científicos consideran pobres las aportaciones de este seguimiento a la ciencia, en tanto que los resultados son poco novedosos y los objetivos sencillos. Pero, por otro lado, los programas de seguimiento pueden ser diseñados con el fin de cumplir objetivos científicos, sobretodo cuando los datos son recopilados con el propósito de discriminar entre distintas hipótesis sobre el funcionamiento del sistema planteadas *a priori* (Yoccoz *et al.*, 2001). El OBSAM entiende el *biomonitoring* como un punto de encuentro entre la complejidad de la investigación científica y la simplificación necesaria para la gestión ambiental que tiene que ser comprensible para la sociedad civil. Así pues, se realiza una recopilación de datos mediante técnicas avaladas por investigaciones científicas previas, una posterior elaboración de los resultados en clave de evolución temporal o de evaluación del estado de conservación, y finalmente una síntesis de la información para hacerla asequible al público y a los gestores (Carreras, 2002).

En el OBSAM la recolección de la información se hace básicamente por dos vías: 1) recopilando la información generada por una red de entidades

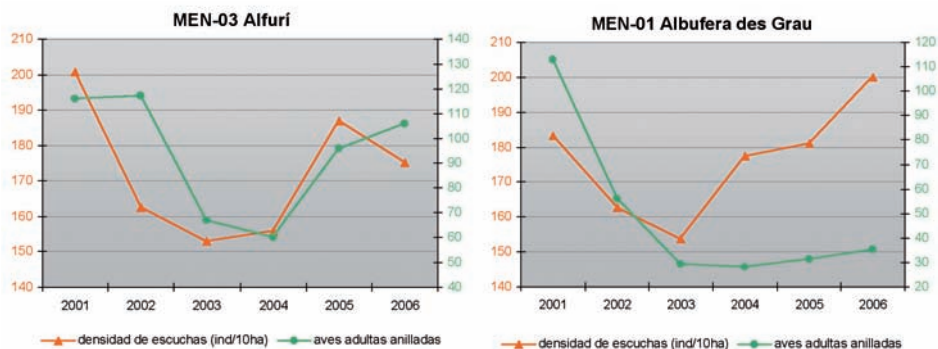


Figura 1. Seguimiento de las aves nidificantes a través de CES en dos de las localidades estudiadas. Fuente: García, 2001-2005.

y particulares que desinteresadamente y periódicamente facilitan los datos, y 2) por la recogida directa de variables por parte del personal del OBSAM, por especialistas contratados o voluntarios. En el primer caso se trata de aprovechar la información que ya se está generando desde una fuente externa y de reunirla y ordenarla para facilitar su consulta. En ocasiones, esta información se agrega con el fin construir variables compuestas. Son ejemplos de este primer caso los censos de aves que realizan el *Grup Ornitològic Balear* (GOB) y la *Societat Ornitològica de Menorca* (SOM), el anillamiento de aves migradoras del Proyecto *Piccole Isole*, las analíticas de aguas de baño de la *Conselleria de Salut i Consum*, investigaciones científicas puntuales, etc. Muchos de ellos, son proyectos que ya existían con anterioridad al OBSAM y que ahora han visto ampliada su difusión y utilidad a través del observatorio. Además, muchos de estos proyectos se benefician y enriquecen con las informaciones recopiladas o generadas por el OBSAM con otros proyectos. Por lo tanto, se puede afirmar que se genera un *feedback* positivo de información entre las fuentes y el OBSAM. En el segundo caso, es el personal del OBSAM quien, de forma individual o con la colaboración y asesoramiento de especialistas, recoge los datos, con la voluntad de procurar recopilar información de los temas de interés en los que se detecta una falta de conocimiento o una falta de series periódicas de datos.

En conjunto, el seguimiento del medio natural que realiza el OBSAM se divide en tres categorías o niveles de organización: 1) de especies, mediante censos o estimas anuales de poblaciones, por ejemplo de aves y mariposas, 2) Seguimiento de sistemas naturales, mediante estudios periódicos de los ecosistemas y las variables humanas del entorno, por ejemplo de praderas submarinas y sistemas playa-duna, y 3) Seguimiento del territorio, mediante el estudio de la ocupación del suelo y los cambios en el paisaje, por ejemplo elaborando la cartografía digital de las cubiertas del suelo. A continuación se presentan algunos ejemplos de estos proyectos de seguimiento llevados a cabo directamente o financiados por el OBSAM.

1) SEGUIMIENTO DE ESPECIES

1.a) Seguimiento de aves nidificantes: Este seguimiento se lleva a cabo en colaboración con el *Parc Natural de s'Albufera des Grau*, desde el año 2001, a través de las Estaciones de Esfuerzo Constante o *Constant Effort Sites* (CES). La metodología utilizada está avalada por la *European Union of Bird Ringing* (EURING). Se trata de realizar diez jornadas de anillamiento, entre los meses de mayo y agosto, completadas con tramos de escucha para poder recoger datos de las aves que no son capturadas de forma eficaz con las redes, de este modo, se puede calcular la densidad de

individuos mediante el método de Reynolds (Reynolds et al., 1980). La finalidad de este estudio es el seguimiento a largo plazo de las tendencias poblacionales y los parámetros demográficos de las poblaciones de aves terrestres nidificantes en distintos hábitats naturales de la isla (Figura 1), concretamente de tres estaciones situadas en zonas de reconocido interés natural y de gran fragilidad ecológica, como son Alfurí, Es Grau y Son Bou (García, 2001-2005).

1.b) Seguimiento de mariposa diurnas: El BMS (*Butterfly Monitoring Scheme*) es un programa de seguimiento de mariposas diurnas aplicado en diversos países y regiones de Europa. En Cataluña se inició el año 1994 (Stefanescu, 2000) y durante el 2001 Menorca se sumó a esta red de seguimiento, gracias a la iniciativa del OBSAM, con dos nuevas estaciones, que en 2006 se han ampliado a tres (Figura 2). Las mariposas diurnas, con su variedad de colores y formas, son uno de los grupos de insectos más fácilmente observables y identificables. Estas particularidades, y su gran dependencia de las condiciones ambientales, las convierten en excelentes indicadores biológicos (Parmesan *et al.*, 1999). La metodología BMS aporta información local sobre la salud de los sistemas naturales mientras que, a una escala mayor, las estaciones menorquinas constituyen un punto más de observación de la red europea internacional.

2) SEGUIMIENTO DE SISTEMAS NATURALES

2.a) Caracterización y estado de conservación de los Sistemas Dunares:

Los sistemas dunares son uno de los ecosistemas que más presión antrópica sufren actualmente en la isla por ser un reclamo turístico. Como resultado, algunos de ellos han sufrido una degradación importante en los últimos años (Roig, 2003). Por ello, desde el OBSAM, se ha desarrollado un trabajo que pretende evaluar el estado general de conservación de los nueve sistemas dunares de mayor tamaño de Menorca. Ya en el año 1988, Rita, *et al.* Llevaron a cabo un estudio de características similares, con lo que se han podido comparar los datos y observar la evolución de los distintos sistemas. Esta vez, el análisis se ha realizado mediante un sistema de indicadores en un marco de Presión-Estado-Respuesta, de modo que se han tenido en cuenta distintos factores para cada uno de ellos: 1) Estado natural: tipología, geomorfología, riqueza florística, vegetación y hábitats naturales; 2) Presiones e impactos: presión humana, red de caminos, urbanización y procesos degenerativos; y 3) Respuesta natural, política y social: figuras de protección, mecanismos de gestión, respuestas naturales del sistema dunar y demandas sociales (Figura 3).

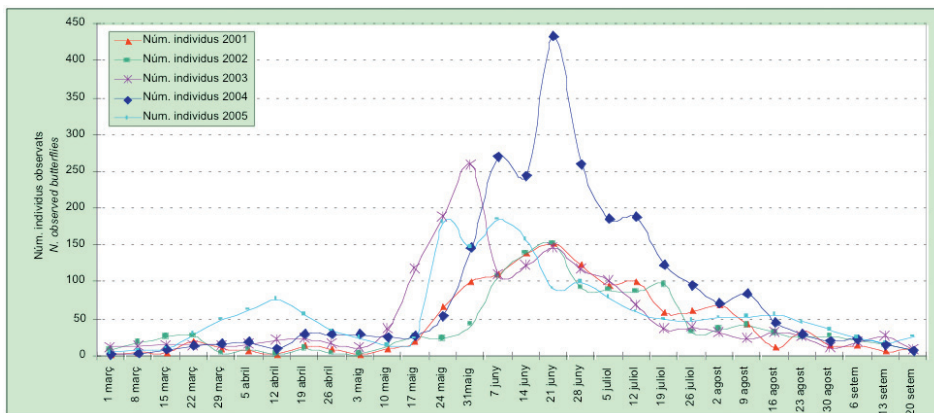


Figura 2. Seguimiento del BMS: número de individuos por temporada en l'Albufera des Grau. Fuente: OBSAM.

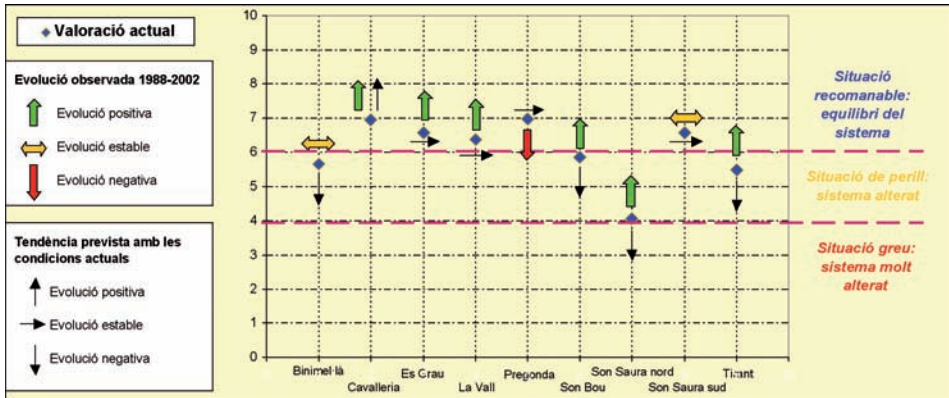


Figura 3. Evolución del estado de conservación de los distintos sistemas dunares estudiados. Fuente: OBSAM.

2.b) Praderas de *Posidonia oceanica*: Las praderas de *Posidonia oceanica* conforman un ecosistema complejo y, entre otras funciones, sirven de cobijo a numerosas especies, ya sea en fase adulta o larvaria, incorporan carbono al sistema, intervienen en el ciclo de formación del sedimento fino que conforma las playas, etc. Con el fin de cuantificar el estado de conservación de las praderas de posidonia de Menorca, en 2001 se

llevó a cabo la primera campaña de muestreo organizada por el OBSAM. En esta campaña se estudiaron diversos parámetros de la propia pradera, como la densidad de haces, la cobertura y el límite inferior de la misma, pero también otros parámetros relacionados, como la abundancia de peces (Harmelin-Vivien et al., 1975) y la abundancia de *Pinna nobilis*, ambos buenos indicadores del estado de conservación de la pradera.

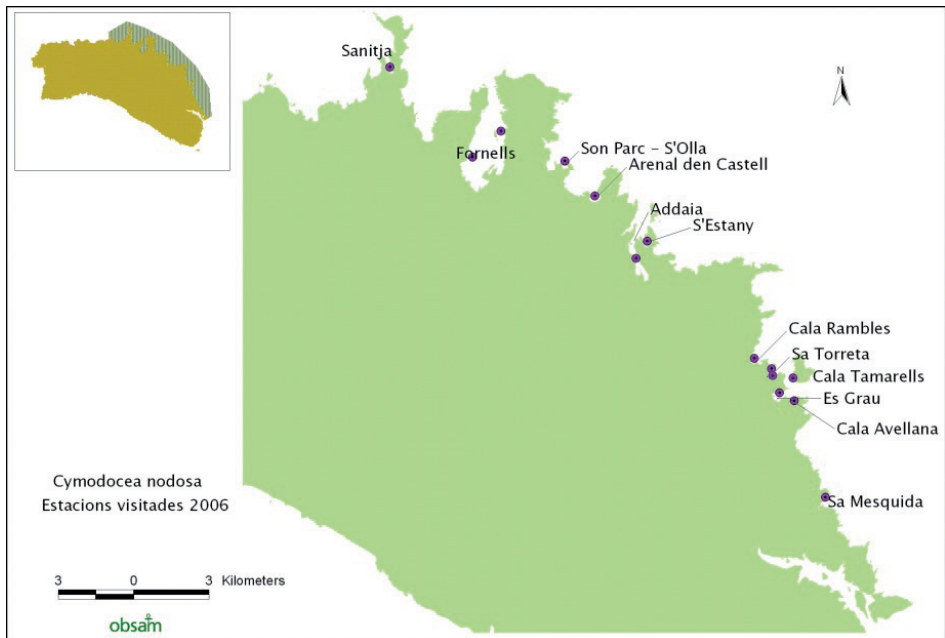


Figura 4. Localización de las estaciones de muestreo de *Cymodocea nodosa* 2006. Fuente: OBSAM

Estado de conservación	Características de la comunidad
1. Muy malo	presencia de cianofíceas y otras algas resistentes a la contaminación
2. Malo	presencia de ulváceas y otras clorofíceas
3. Regular	presencia de algas fotófilas
4. Bueno	manchas aisladas de <i>Cystoseira</i>
5. Muy bueno	la <i>Cystoseira</i> forma bosques o una franja continua

Tabla 1. Escala de valoración según la presencia de especies de *Cystoseira* spp.
Fuente: Enric Ballesteros y OBSAM.

Desde entonces, se ha repetido el muestreo en las mismas estaciones en otras dos ocasiones en 2004 y 2007.

2.c) Praderas de *Cymodocea nodosa*: La *Cymodocea nodosa* es una especie propia del infralitoral donde aparece sobre fondos arenosos o fangosos. En estos lugares forma unas praderas que pueden ser más o menos densas y frecuentemente pueden ser mixtas con otras fanerógamas, como *Zostera noltii* o *Posidonia oceanica*, pero también con algas verdes como *Caulerpa prolifera*, dependiendo del tipo de sustrato que predomine (Cancemi et al., 2002)). En cualquier caso conforma un ecosistema rico en especies, que utilizan la pradera para alimentarse o bien para resguardarse. Hasta el momento, únicamente se

había llevado a cabo un estudio en el año 1996 (Pérez y Romero, 1997), que indicaba la localización de las distintas praderas a lo largo de la costa noroeste de la isla y la densidad de sus haces. Durante el año 2006 el OBSAM ha llevado a cabo una nueva campaña de muestreo con el objeto de estudiar el estado de conservación de estas praderas, comparando los datos con los obtenidos por Pérez y Romero. Para ello se han tomado medidas de una serie de parámetros en un total de 14 estaciones situadas a lo largo de la costa norte y este de la isla (Figura 4).

2.d) Comunidades litorales de *Cystoseira* spp.: La comunidad de *Cystoseira* del grupo *mediterranea* (Orden Fucales) vive en una franja justo al límite inferior de la zona de batida de las olas,

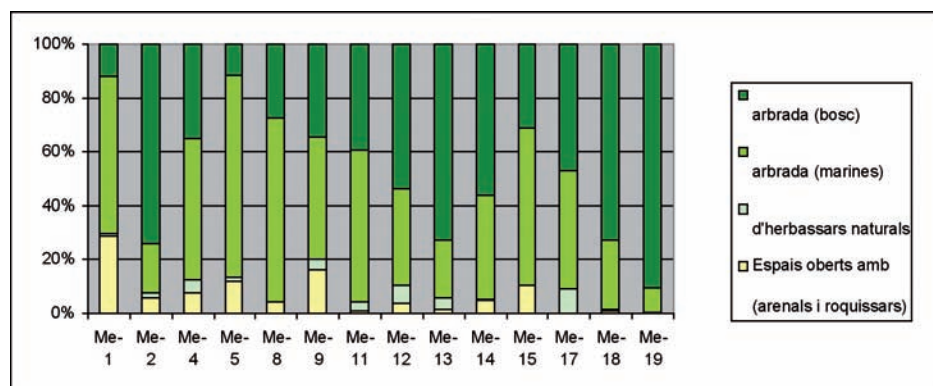


Figura 5. Porcentaje de distintas cubiertas vegetales en las Áreas Naturales de Especial Interés de Menorca (ANEI) según el mapa de cubiertas de suelo 2002. Fuente: OBSAM.

entre los llamados pisos mediolitoral y infralitoral superior. Estas algas pardas tienen un aspecto que recuerda al de un pequeño árbol y pueden llegar a sobrepasar los 30 cm de alto. Presentan una gran sensibilidad a la contaminación; prefieren lugares batidos, soleados y con aguas limpias con poca carga de materia orgánica. Así pues, la presencia de esta alga resulta un buen indicador de la calidad del agua de la zona (Pinedo *et al.*, 2005), siempre teniendo en cuenta también los factores naturales que pueden afectar su distribución: la geología y morfología de la costa, las direcciones de las corrientes predominantes, la profundidad, etc. El OBSAM se propuso comenzar en el 2002 con el estudio de estas algas, con el fin de utilizarlas como bioindicadoras del estado de conservación de la franja litoral de la isla, creando una escala de valoración (ver Tabla 1). Se retomó de nuevo dicho estudio en 2005, repitiendo los tramos estudiados con anterioridad y añadiendo algunos nuevos.

3) SEGUIMIENTO DEL TERRITORIO

3.a) Cartografía digital de la Ocupación del Suelo: El objetivo de este proyecto es llevar a cabo la elaboración de un mapa de cubiertas de suelo, a escala 1:5.000, que permita todo un conjunto de análisis territoriales y ambientales de la isla de Menorca. El proyecto sigue la pauta del programa europeo CORINE (*Coordination of information on the environment*) (Agencia Europea de Medioambiente, 1985), empleado para la aplicación de la Directiva Hábitats (1992) de la Unión Europea. Aprovechando la elaboración del mapa de cubiertas de suelo, al mismo tiempo, se elabora el mapa de usos del suelo de Menorca 2002. La metodología utilizada está basada en la fotointerpretación a partir de las fotografías aéreas de Menorca del año 2002 y un exhaustivo trabajo de campo para la corroboración de las clases diferenciadas, siempre introduciendo los datos en un sistema de información geográfica (ver un ejemplo en la Figura 5). Para la clasifi-

ción de las cubiertas se ha adaptado la clasificación *CORINE Land Cover* (Büttner *et al.*, 2004) a la realidad de Menorca, obteniéndose así un total de 54 clases distintas repartidas en cinco grandes bloques: Superficies artificiales, Superficies agrícolas, Superficies naturales, Zonas húmedas y Mares y océanos.

Discusión y conclusiones

Para el futuro de la conservación de la biodiversidad y el medio ambiente es crucial disponer de series largas y continuas de información. Sin embargo, es necesario un conocimiento profundo del funcionamiento del sistema y de los principios ecológicos que lo rigen para poder hacer una buena interpretación de los resultados que permita llevar a cabo una correcta gestión. Para este fin, es indispensable una colaboración más estrecha entre los científicos, los responsables del seguimiento y los gestores (Yoccoz *et al.*, 2001). En este sentido, el OBSAM está dando a conocer su trabajo fuera de la isla y estableciendo acuerdos de colaboración con universidades y centros de investigación, como por ejemplo el Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), el *Institut de Ciència i Tecnologia Ambiental* (ICTA-UAB), así como con otros observatorios de islas Reservas de Biosfera, como los de La Palma y Lanzarote.

Aunque la mayoría de los seguimientos que se realizan hoy día son sobre abundancia de especies, la tendencia global más reciente defiende el seguimiento mediante indicadores de niveles más complejos de organización, como son las comunidades, el paisaje y el ecosistema, ya que estos son menos problemáticos en su validación (Carignan *et al.*, 2002). Por este motivo, el seguimiento y la recopilación de información que realiza el OBSAM desde hace seis años, no sólo se ha centrado en indicadores basados en especies, sino que ha querido seguir una estrategia de conservación integral ampliando su seguimiento a ecosistemas y paisajes.

No tendría sentido hacer un seguimiento sin una posterior divulgación de los resultados, ya que el acceso a la información hace posible que la sociedad conozca las tendencias del medio ambiente y así tener la oportunidad de apoyar las estrategias de conservación de la biodiversidad. Por esta razón, uno de los principios básicos del OBSAM siempre ha sido la divulgación de su trabajo, pues es de vital importancia poner al alcance de todos (científicos, gestores, administración, estudiantes y sociedad civil en general) la información recopilada. Así, todos los datos son asequibles gratuita y libremente a través de la página web (www.obsam.cat). En estos seis años, se ha podido ver que los principales usuarios o beneficiarios de los recursos del OBSAM son administraciones públicas locales, gabinetes técnicos y consultorías ambientales, centros de investigación, estudiantes universitarios y de bachillerato, medios de comunicación locales, entidades cívicas y particulares interesados.

Agradecimientos: Agradecemos la colaboración de todas las personas, empresas e instituciones que aportan información y/o comentarios de forma gratuita y desinteresada al Observatorio.

Bibliografía

- Büttner, G., Feranec, J., Jaffrain, G., Mari, L., Maucha, G. y Soukup, T. 2004. *The CORINE Land Cover 2000 Project*. EARSel eProceedings 3 (3): 331-346.
- Cancemi, G., Buia, M.C., Mazzella, L. 2002. Structure and growth dynamics of *Cymodocea nodosa* meadows. *Scientia Marina*, 66 (4): 365-373
- Carignan, V. y Villard, M. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78: 45-61.
- Carreras, D. 2002. *Memòria del seguiment del medi natural terrestre de Menorca 2001-2002*. Institut Menorquí d'Estudis. <http://www.obsam.cat/documents/index.php>
- Garcia, O. 2001-2005. Seguiment a llarg termini de les tendències poblacionals i els paràmetres demogràfics de les poblacions d'ocells terrestres nidificants a Menorca. *Memorias anuales*. Institut Menorquí d'Estudis. <http://www.obsam.cat/documents/index.php>
- Gilbert, G., Gibbons, D.W y Evans, J. 1998. *Bird Monitoring Methods: A Manual of Techniques for Key UK Species*. Royal Society for the Protection of Birds. Sandy, Reino Unido.
- Harmelin-Vivien M.L. y Harmelin J.G. 1975. Presentation d'une méthode d'évaluation in situ de la faune ichthyologique. *Travaux Scientifiques du Parc National de Port-Cros*, 1: 47-52.
- Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G. y Bos-sard, M. 1994. *CORINE Land Cover. Technical Guide*. EUR12585, Office for Official Publications of the European Communities (Luxembourg).
- Olsen, A.R., Sedransk, J., Edwards, D., Gotway, C.A., Liggett, W., Rathbun, S., Reckhow, K.H. y Young, L.J. 1999. Statistical issues for monitoring ecological and natural resources in the United States. *Environmental Monitoring and Assessment*, 54, 1-45.
- Parmesan, C., Rhyrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kalia, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A. y Warren, M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579-583.
- Pérez, M. y Romero, J. 1997. *Estudio de las praderas de la fanerógama marina Cymodocea nodosa de la isla de Menorca: evaluación del estado biológico actual*. Institut Menorquí d'Estudis. Informe inédito.
- Pinedo, S., Garcia, M., Satta, M. P., Torras, X. y Ballesteros, E. 2005. Littoral benthic communities as indicators of environmental quality

- in Mediterranean waters. En: *Second Mediterranean Symposium on Marine Vegetation*. Athens, December 2003.
- Reynolds, R.T., Scott, J.M. y Müssbaum, R.A. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor*, 82: 390-313.
- Rita, J.; Rodríguez y Tébar. 1988. *Sistemas dunares de Menorca, valoración geoambiental y estado de conservación*. Institut Menorquí d'Estudis (informe inédito).
- Roig, F. X. 2003. Identificación de variables útiles para la clasificación y gestión de playas y calas. El caso de la isla de Menorca. (I. Balears). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 35: 175-190.
- Ruiz, J.M. 2000. *Respuesta de la fanerógama marina *Posidonia oceanica* (L.) Delile a perturbaciones antrópicas*. Tesis doctoral. Universidad de Murcia.
- Stefanescu, C. 2000. El Butterfly Monitoring Scheme en Catalunya: los primeros cinco años. *Treballs Societat Catalana de Lepidopterologia*, 15: 5-48.
- Vidal, J.M., Rita, J. y Marín, C. 2000. *Menorca Reserva de la Biosfera*. Consell Insular de Menorca, Caixa de Balears "Sa Nostra", Institut Menorquí d'Estudis. Menorca.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. y Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 16, nº.8.

INTEGRANDO LA CONSERVACION *IN SITU* Y *EX SITU* PARA EL MANEJO DE ÑANDUES EN ARGENTINA



Mónica B. Martella y Joaquín L. Navarro
Centro de Zoología Aplicada, Universidad Nacional de Córdoba
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas
(CONICET), Argentina
Correo electrónico: martemo@com.uncor.edu
y navarroj@efn.uncor.edu



Resumen: El ñandú común (*Rhea americana*) y el ñandú petiso o choique (*Rhea pennata*) son las dos especies de Ratites autóctonas de Argentina. Desde hace varios años estas aves están incluidas en la Lista Roja de la UICN, en la categoría de especies “Casi amenazadas” y se las cría en granjas para su explotación comercial. En este escenario surgió la posibilidad de implementar investigaciones y acciones de manejo en poblaciones de ñandúes en vida silvestre (conservación *in situ*) y en cautiverio (conservación *ex situ*). Los estudios en cautiverio (granjas) permitieron mejorar la producción de ejemplares destinados a la comercialización y a la liberación en la vida silvestre. La efectividad de esta última estrategia fue verificada mediante monitoreos con radio telemetría. Estos indican asimismo que ambas especies son afectadas principalmente por factores antrópicos, como la caza furtiva y la pérdida de hábitat adecuado, ya sea por el avance de la agricultura o por el deterioro ambiental producido por la desertificación. A su vez, técnicas moleculares permitieron determinar que las poblaciones silvestres y de granjas de ñandú del centro de Argentina presentan niveles bajos de loci polimórficos (23%) y cierto grado de estructuración genética, no existiendo diferencias entre ambos grupos. En consecuencia, las granjas cobran importancia como reservorio genético y fuente de individuos para la conservación de estas especies. De esta forma, se evidencia que el trabajo multidisciplinario orientado hacia la conservación permite un adecuado diagnóstico de situación y brinda las bases para la elaboración de propuestas de manejo apropiadas.

Palabras clave: ñandúes, manejo, conservación, Argentina.

Summary: The Greater Rhea (*Rhea americana*) and the Lesser Rhea (*Rhea pennata*) are the two native Ratites of Argentina. Since several years ago both species are included in the IUCN Red List as “Near Threatened”, and are raised in captivity with commercial purposes. This scenario provided the possibility of conducting research and implementing management actions in wild populations of rheas (*in situ* conservation) and in captive ones (*ex situ* conservation). The studies under captive conditions (farms) lead to improve the production, both for commercialization and for the release of individuals to the wild. The effectiveness of this latter strategy was confirmed by monitoring the rheas with radiotelemetry. This method also showed that both species are mainly affected by anthropic factors, such as illegal hunting and loss of suitable habitat as a consequence of the expansion of agriculture or the environmental degradation caused by desertification. Molecular techniques revealed that wild and farmed populations of Greater Rhea in central Argentina have low levels of polymorphic loci (23%) and some level of genetic structure.

The differences between both groups were not significant. Consequently, farms acquire importance as genetic reservoirs and source of individuals for the conservation of these species. Thus, it becomes evident how multidisciplinary work oriented towards conservation allows a proper status diagnosis and provides a basis for the elaboration of appropriate management plans.

Keywords: rheas, management, conservation, Argentina.

CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LAS DOS ESPECIES DE ÑANDUES PRESENTES EN ARGENTINA

El choique o ñandú petiso patagónico (*Rhea -Pterocnemia- pennata*) y el ñandú común (*Rhea americana*) son aves exclusivas de Sudamérica y junto con los avestruces de África, emúes de Australia, casuarios de Nueva Guinea y kiwis de Nueva Zelanda, integran un grupo de aves no voladoras conocidas como Ratites o corredoras. El ñandú común presenta cinco subespecies: *R. a. americana*, que se distribuye en el norte y este de Brasil, *R. a. intermedia* habita el sur de Brasil y Uruguay, *R. a. nobilis* el este de Paraguay, *R. a. araneipes*, al este de Bolivia y sudeste de Brasil y *R. americana albescens*, en Argentina hasta el Río Negro. Por otro lado, el ñandú petiso o choique presenta tres subespecies distribuidas de la siguiente manera: *R. p. garleppi*, en el sur de Perú, suroeste de Bolivia y noroeste de Argentina; *R. p. tarapacensis* en el norte de Chile y *R. p. pennata* en el sur de Chile, centro oeste y sur de Argentina (Blake, 1977; Del Hoyo et al., 1992).

Ambas especies son principalmente herbívoras, mostrando el ñandú un comportamiento alimentario principalmente selectivo en ambientes modificados por el hombre (Martella et al., 1996), mientras que el choique se comporta de manera oportunista (Bonino et al., 1986).

El sistema de apareamiento de estas especies es raro entre las aves. Se trata de una poliginia combinada con una poliandria, en la cual las

hembras depositan los huevos en nidos comunes, quedando la incubación y cuidado de los pichones a cargo de los machos (Bruning, 1974; Balmford, 1992; Fernández y Rebordeá, 2003).

SITUACIÓN ACTUAL DE LOS ÑANDUES EN ARGENTINA

Las poblaciones silvestres de ambas especies se han reducido principalmente por diversos factores derivados de las actividades del hombre (Navarro y Martella, 2002; Martella y Navarro, 2006), encontrándose incluidas en la Lista Roja de la UICN, en la categoría de especies "Casi amenazadas". Es decir que en el futuro cercano, es probable que puedan calificarse en alguna de las categorías de amenaza.

La utilización de los ñandúes por parte del hombre data de antes de la llegada del europeo a Sudamérica, aunque en Argentina la cría de ñandúes con fines comerciales comenzó en la década del 90 a raíz del apogeo mundial de la cría de Ratites como industria agropecuaria. Ante esta situación, y con el propósito de preservar el recurso ñandú, en 1992 la subespecie de ñandú común *R. a. albescens* fue incluida en el Apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestre (CITES). Por otro lado, la especie *Rhea pennata* está en el Apéndice I de CITES, salvo las poblaciones criadas en granjas habilitadas de Argentina y Chile, que fueron incorporadas al Apéndice II (Martella y Navarro, 2006).

EL PROYECTO ÑANDÚ

El Proyecto ñandú desde sus comienzos estuvo enfocado en estudios y acciones de manejo realizados con poblaciones de las dos especies de ñandúes tanto en vida silvestre (conservación *in situ*) como en cautiverio (conservación *ex situ*). En este trabajo es nuestra intención mostrar cómo la información obtenida de estudios teóricos sobre la ecología de los ñandúes en Argentina, especialmente la comparación de tendencias poblacionales en áreas con diferentes prácticas agrícolas, estudios de radio rastreo sobre selección de hábitat, biología reproductiva, dinámica poblacional y genética de poblaciones han sido valiosos para el diseño de estrategias de manejo que ayudan a revertir la situación crítica de estas especies amenazadas. Específicamente el plan de recuperación incluyó hasta el momento lo siguiente:

- Establecimiento de poblaciones en cautiverio.
- Producción de animales para su liberación al medio natural.
- Reforzamiento de las poblaciones silvestres mediante la liberación de individuos criados en cautiverio.
- Análisis genético de poblaciones silvestres y de cautiverio.

LAS INVESTIGACIONES

POBLACIONES SILVESTRES

Las primeras investigaciones sobre el comportamiento reproductivo pusieron de manifiesto que los huevos que aparecen fuera de los nidos son tan fértiles como los que están dentro de los nidos (Navarro *et al.*, 1998), y que los machos adoptan pichones de otros nidos (Martella *et al.*, 1995). Más tarde, un análisis discriminante de las vocalizaciones de los pichones de las dos especies, basado en tres variables, permitió clasificar a los pichones con un 100% de certeza (Martella *et al.*, 2000).

Se realizaron estudios de uso de hábitat por el ñandú a escala local, en áreas rurales de las provincias de Córdoba y San Luis con individuos silvestres y mediante radio telemetría con individuos provenientes de cautiverio. Los resultados evidenciaron que, a escala local, esta especie hace un uso selectivo de los hábitats, no encontrándose diferencia significativa entre el comportamiento de los individuos provenientes de cautiverio y los silvestres (Bazzano *et al.*, 2002; Bellis *et al.*, 2004 a). Cuando se comparó la abundancia poblacional y el uso de hábitat a escala regional (2.700 Km²) en dos grandes agroecosistemas con distinto grado de modificación debido a las diferentes prácticas agrícolas, las poblaciones significativamente más abundantes y con una distribución más homogénea se encontraron en las zonas menos alteradas por el hombre (Giordano *et al.*, 2008).

En el caso del choique, los estudios de preferencia y uso de hábitat se llevaron a cabo durante tres años, desde 1998 a 2000, en la zona del ecotono Monte Estepa Patagonia. Los distintos tipos de hábitats fueron clasificados mediante imágenes de satélite y características estructurales de la vegetación. Tanto adultos como juveniles y pichones de esta especie usaron todos los hábitats disponibles prefiriendo aquellos con abundante alimento y mayor visibilidad (Bellis *et al.*, 2006a). Se estableció una correlación directa entre la abundancia poblacional de choiques con la disponibilidad del recurso alimenticio, en tanto que la distribución espacial de las poblaciones fue irregular, con alta concentración de individuos en áreas con menores molestias (Bellis *et al.*, 2006b).

Los estudios con animales radiomarcados provenientes de cautiverio mostraron que los movimientos y el área de acción de estas dos especies no son variables relacionadas con el tamaño del cuerpo, sino que dependen fundamentalmente de la distribución, abundancia y calidad del alimento (Bellis *et al.*, 2004 b).

Mediante el uso de marcadores moleculares se logró adaptar una técnica no invasiva y de fácil muestreo (a partir de una pluma) para determinación de sexo en choique (Rossi Fraire y Martella, 2006) y evaluar la variabilidad genética de poblaciones silvestres (Alonso Roldán *et al.*, 2006).

POBLACIONES EN CAUTIVERIO

El incremento de productividad en cautiverio se logró y perfeccionó gracias a diferentes estudios: estrategias reproductivas de machos y hembras (Martella *et al.*, 1998), puesta a punto de protocolos para incubación (Navarro *et al.* 1998; Lábaque *et al.*, 2003; Lábaque *et al.*, 2004), análisis de las características físicas y químicas de huevos silvestres y de los producidos en cautiverio (Navarro *et al.*, 2001; 2003), comparación del efecto de diferentes dietas en la reproducción y el crecimiento de pichones (Navarro *et al.* 2005, Dominino *et al.*, 2006, Bazzano *et al.* 2007), preferencia alimentaria y tasa de crecimiento (Vignolo *et al.*, 2001), evaluación de las causas de muerte en criaderos de choique (Chang Reissig *et al.*, 2001), efectividad del comportamiento de adopción en cautiverio (Lábaque *et al.*, 1999; Barri *et al.*, 2005), estudios farmacocinéticos de antimicrobianos (De Lucas *et al.*, 2005), influencia de la edad y el peso de las hembras sobre el tamaño del huevo y la supervivencia de pichones en el ñandú (Lábaque, 2006), y análisis de la variabilidad genética en granjas del centro de Argentina (Alonso Roldán *et al.*, 2006).

Los resultados de estos trabajos aportaron las siguientes inferencias a tener en cuenta para la conservación de estas especies.

CONSERVACIÓN *IN SITU*

- La importancia de estudios a diferentes escalas. Esto permitió esclarecer que el efecto antrópico ejerce mayor influencia que las características de la vegetación sobre la viabilidad de las poblaciones, siendo la caza furtiva uno de los principales causantes de su declive.

- Los ambientes con pastizales naturales y poca modificación antrópica actúan como una unidad territorial sin fragmentación sustentando poblaciones más abundantes.
- El reforzamiento de las poblaciones silvestres mediante individuos criados en cautiverio es factible y puede ser usado para aumentar el número poblacional y mantener una población viable, siempre que la caza sea controlada.
- La recolección e incubación artificial de huevos que se encuentran fuera de los nidos ayuda a producir individuos que luego son devueltos a la vida silvestre.
- El tamaño de las áreas de reservas puede ser manejado de acuerdo a la calidad y distribución del alimento.
- La determinación del sexo a temprana edad resulta relevante para la adecuada formación de planteles en los programas de cría en cautiverio.

La variabilidad genética en las poblaciones silvestres del centro de Argentina es baja.

CONSERVACIÓN *EX SITU*

- Se estableció la mejor relación machos/hembras para conformar los planteles de cría.
- Se precisó la temperatura y humedad óptimas en la incubadora y el período previo a la incubación durante el cual pueden ser almacenados los huevos de ñandú común, sin que se reduzca su probabilidad de eclosión.
- Se determinaron los potenciales agentes patógenos de los huevos.
- Se verificó la proporción de ácidos grasos necesarios en la dietas y el efecto positivo del uso de soja (*Glycine max*) como complemento dietario para la reproducción en adultos, pero no para el crecimiento de los pichones.
- Se fijó un estándar de comparación de crecimiento del peso corporal para ambos sexos en el ñandú.
- Se puso en práctica el uso del comportamiento de adopción natural como método alternativo de cría en granjas.

- Se estableció el uso de grabaciones de las vocalizaciones de pichones como carácter distintivo para verificar la especie y poder controlar el tráfico ilegal.
 - Se verificó que el peso corporal de las hembras de ñandú es el carácter determinante de calidad de las mismas.
- Se comprobó el valor de las poblaciones en cautiverio del centro de Argentina como reservorio genético y fuente de individuos para enriquecer poblaciones mediante liberaciones.

CONCLUSIONES FINALES

En síntesis, en este trabajo se intentó mostrar la aplicación concreta de la ciencia en medidas de conservación. Si bien la investigación de alta calidad fue esencial para identificar las líneas a seguir en el manejo, el verdadero éxito logrado hasta ahora dependió del trabajo multidisciplinario coordinado de todos aquellos involucrados en la conservación de ñandúes en Argentina.

Bibliografía

- Alonso Roldán, V., Rossi Fraire, H., Gardenal, C.N., Navarro, J.L. y Martella, M.B. 2006. Marcadores moleculares aplicados a estudios genético-poblacionales en ñandúes (*Rhea americana* y *rhea pennata*). *Actas del XXXV Congreso Argentino de Genética*. Resúmenes. Revista de la Sociedad Argentina de Genética Vol. XVII (Suplemento II): 31. Septiembre 2006. San Luis, Argentina.
- Balmford, A. 1992. Poliginandria y cuidado uniparental de machos en el ñandú petiso. *Informe para la corporación nacional forestal José Menéndez 1147*. Servicio Agrícola y Ganadero. Punta Arenas XII Región de Chile.
- Barri, F.R., Navarro, J.L., Maceira, N.O y Martella, M.B. 2005. Rearing Greater Rhea (*Rhea americana*) chicks: is adoption more effective than the artificial intensive system? *British Poultry Science* 46 (1): 22-25.
- Bazzano, G., Martella, M.B., Navarro, J.L., Brueira, N y Corbella, C. 2002. Uso de hábitat por el ñandú (*Rhea americana*) en un refugio de vida silvestre: implicancias para la conservación y manejo de la especie. *Ornitología Neotropical*, 13: 1-8.
- Bazzano, G., Navarro, J.L. y Martella, M.B. 2007. Effects of different diets on growth and survival of greater rhea (*Rhea americana*) chicks. *Archiv für Geflügelkunde*, 71(3): 117-121.
- Bellis, L.M, Martella, M.B. y Navarro, J.L. 2004a. Habitat use by wild and captive-reared greater rheas in agricultural landscapes. *Oryx* 38 (3):304-310.
- Bellis L.M., Martella M.B., Navarro J.L y Vignolo, P.E. 2004b. Home range of Greater and Lesser Rhea in Argentina: relevance to conservation. *Biodiversity and Conservation* 13 (14): 2589-2598.
- Bellis, L.M., Navarro, J.L., Vignolo, P.E. y Martella, M.B. 2006a. Habitat preferences of lesser rheas in argentine patagonia. *Biodiversity and Conservation* 15: 3065-3075.
- Bellis, L.M., Navarro, J.L. y Martella, M.B. 2006b. Effects of human disturbance on abundance and spatial distribution of lesser rheas. *Journal of Ornithology* .147 suppl. 136. Abstracts. 24th International Ornithological Congress. Eds. R. Schodde, S. Hannon, G. Scheiffarth, y F. Bairleim. Deutsche Ornithologen-Gesellschaft. Hamburgo (Alemania) 13-19 Agosto 2006.
- Blake, E. R. 1977. *Manual of Neotropical Birds. order rheiformes*. pp. 8-11. The University of Chicago Press.
- Bonino, N., Bonvissuto, G., Pelliza Sbriller, A. y Somlo, R. 1986. Hábitos alimentarios de los herbívoros de la zona central del área ecológica sierras y mesetas occidentales de Patagonia. *Revista Argentina de Producción Animal* 6 (5-6): 275-287.
- Bruning, D. F. 1974. Social structure and reproductive behavior in the Greater Rhea. *Living Bird* 13: 251-294.

- Chang Reissig, E., Martella, M.B., Navarro, J.L. y Robles, C.A. 2001. Aspectos sanitarios de la cría del choique (*Pterocnemia pennata*) en granjas de la Patagonia Argentina. *Revista Argentina de Veterinaria* (82) 6: 324-326.
- Del Hoyo, J. Elliot, A. y Sargatal, J. 1992. *Handbook of the birds of the world*. Volume 1. Lynx editions, Barcelona.
- De Lucas, J.J., Rodríguez, C., Martella, M.B., Lábaque, C.M., Navarro, J.L, San Andrés, M.I. 2005. Pharmacokinetics of enrofloxacin following intravenous administration to greater rheas: a preliminary study. *Research in Veterinary Science* 78: 265-267.
- Dominino, J., Maestri, D.M., Lábaque, M.C., Martella, M.B. y Navarro, J.L. 2006. ¿Hay mejor eclosión, supervivencia y crecimiento perinatal, adicionando soja a la dieta de los ñandúes reproductores? *Revista Argentina de Producción Animal* 26(1): 1-9.
- Fernández, G. y Reboreda, J.C. 2003. Male parental care in greater rheas (*Rhea americana*) in Argentina. *The Auk*, (2): 418-428.
- Giordano, P., Bellis, L.M., Navarro, J.L y Martella, M. B. 2008. Abundance and spatial distribution of the Greater rhea (*Rhea Americana*) in two sites with different land use in Argentine Pampas Region. *Bird Conservation International* 18: 63-70.
- Lábaque, M.C., Navarro, J.L. y Martella, M.B. 1999. A note on chick adoption: a complementary strategy for rearing rheas. *Applied Animal Behaviour Science* 63: 165-170.
- Lábaque, M.C., Navarro, J.L. y Martella, M.B. 2003. Microbial contamination of artificially incubated greater rhea eggs. *British Poultry Science* 44(3): 355-358.
- Lábaque, M.C., Navarro, J.L. y Martella, M. 2004. Effects of storage time on hatchability of artificially incubated greater rhea (*Rhea americana*) eggs. *British Poultry Science* 45(5): 638-642.
- Lábaque, M.C. 2006. *Productividad, adaptación y conservación del ñandú (Rhea americana)*. Tesis de doctorado. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. UNC. Córdoba, Argentina.
- Martella, M.B., Navarro, J.L., Cabrera, M. y Demergasso, G. 1995. Supervivencia de pichones y comportamiento de adopción en el ñandú (*Rhea americana*). *V Congreso de Ornitología Neotropical*. Sociedad de Biología del Paraguay. Resúmenes: 16. Asunción, Paraguay. 5-11 Agosto de 1995.
- Martella, M.B., Navarro, J.L., Gonnet, J. y Monge, S.A. 1996. Diet of greater rheas in an agroecosystem of central Argentina. *Journal of Wildlife Management* 60:586-592.
- Martella, M.B., Bellis, L.M. y Navarro, J.L. 1998. New evidence about the mating system of *Rhea americana*. *Ostrich. Journal of African Ornithology*, 69: 259. Abstracts. 22nd. International Ornithological Congress. Eds. J. J. Adams & R. H. Slotow. BirdLife South Africa. Durban (Sudáfrica). 16-22 Agosto 1998.
- Martella, M.B., Romero, A. y Navarro, J.L. 2000. Estudios acústicos comparativos de pichón de ñandú y choique: implicancias para el manejo. Págs.: 43-44. *En: Conservación y Manejo del Choique en Patagonia*. Eds. C. Robles y J. L. Navarro. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Argentina. Estación Experimental Bariloche. Bariloche (Neuquén, Argentina). 26-27 marzo 1998.
- Martella, M. y Navarro, J.L. 2006 Proyecto ñandú. Manejo de *Rhea americana* y *R. pennata* en la Argentina. 39-50 *En: Bolkovic, M.L. y Ramadori, D.E. (eds.) Manejo de fauna en Argentina: proyectos de uso sustentable*. Dirección de Fauna Silvestre - Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Buenos Aires, Argentina.
- Navarro, J. I., Martella, M.B. y Cabrera, M.B. 1998. Fertility of Greater Rhea orphan eggs: conservation and management implications. *Journal of Field Ornithology* 69: 117-120.
- Navarro, J.L., López, M.L., Maestri, D.M. y Labuckas, D.O. 2001. Physical characteristics and chemical composition of greater rhea (*Rhea americana*) eggs from wild and captive populations. *British Poultry Science* 42: 658-662.

- Navarro, J.L. y Martella, M.B. 2002. Reproductivity and raising of Greater Rhea (*Rhea americana*) and Lesser Rhea (*Pterocnemia pennata*) – a review. *Archiv für geflügelkunde* 66(3): 124-132.
- Navarro, J.L., Vignolo, P.E., Demaría, M.R., Maceira, N.O. y Martella, M.B. 2005. Growth curves of farmed greater rheas (*Rhea americana albescens*) from central Argentina. *Archiv für geflügelkunde* 69 (2): 90-93.
- Rossi Fraire, H.J. y Martella, M.B. 2006. DNA test to sex the Lesser Rhea (*Rhea pennata pennata*). *British Poultry Science* 47(3): 375-377.
- Vignolo, P.E., Martella, M.B., Navarro, J.L., Maceira, N.O., y Demaría, M. R. 2001. Preferencia alimentaria y tasa de crecimiento en pichones de ñandú moro (*Rhea americana*). *Revista Argentina de Producción Animal* 21(1): 9-16.



LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN EL PARQUE NATURAL DE S'ALBUFERA DE MALLORCA: DOS CAMINOS DE ACTUACIÓN DIFERENTES PERO COMPLEMENTARIOS

Maties Rebassa Beltran
Parc Natural de s'Albufera de Mallorca.
Lista de Correos 07458, Can Picafort.
Mallorca. España.
correo electrónico: parc.albufera3@gmail.com



Resumen: La conservación de las especies en el humedal de s'Albufera de Mallorca ha seguido dos vías diferentes pero complementarias. Por una parte, una gestión directa sobre especies consideradas diana (proyectos de reintroducción, refuerzos poblacionales, control de especies exóticas,...) y por otra la restauración del territorio, muy degradado en el momento en el cual se produjo la protección de la zona, hace ya 19 años. Los resultados obtenidos se consideran muy positivos, si bien restan problemas aún por resolver, provocados por un uso intensivo del espacio en el cual se ubica el parque y por la proliferación de algunas especies exóticas introducidas.

Palabras clave: Albufera de Mallorca, gestión, conservación, especies, hàbitats.

Summary: Species conservation in s'Albufera de Mallorca marshes has followed two different but complementary ways. On the one hand, a direct management on flag-species (reintroduction projects, reinforcement of populations, control of exotic species,...) and on the other, restoration of habitats already altered when the protection arrived, 19 years ago. Results obtained are considered optimum, although some problems have not yet been solved, such as those caused by the intensive use in the protected area surroundings or the proliferation of some exotic species.

Keywords: Albufera de Mallorca, management, conservation, species, habitats.

El humedal de s'Albufera de Mallorca fue declarado Parque Natural en enero del año 1988, gracias en buena parte a la excepcionalidad de su fauna y flora en el contexto balear. Desde entonces, una de las constantes que se ha venido repitiendo en sus documentos de planificación y gestión (Conselleria d'Agricultura i Pesca, 1990; Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral, 1999) ha sido el objetivo prioritario de la protección y conservación de la totalidad de las especies y comunidades biológicas autóctonas del lugar, con especial atención a aquellas

especies consideradas raras o amenazadas, así como a la recuperación de las que hubieran sido localmente extinguidas en el pasado.

Con la mente puesta en la preservación y aumento de la biodiversidad local, afrontando los diferentes problemas que supone la salvaguarda de unos valores amenazados por una presencia humana muy intensa en su periferia (zona turística de primer orden en la costa, terrenos interiores con un uso agrícola intensivo) y con la creciente alarma suscitada ante la colonización del área

por especies exóticas invasoras, claramente desequilibrantes, dos han sido los caminos recorridos para conseguir alcanzar los hitos marcados:

1. Por una parte, una gestión integral del territorio, el marco en el cual se desenvuelven especies y procesos ecológicos.
2. Por otra, actuaciones directas sobre especies diana.

Actuaciones sobre los hábitats

Debido a las profundas e intensas modificaciones de carácter antrópico sufridas en s'Albufera antes de que la zona fuera declarada Parque Natural (Massutí *et al*, 2005; Martínez Taberner *et al*, 1995a; Picornell y Ginar, 1995), las actuaciones de restauración de los ecosistemas se han considerado prioritarias en todo momento, y muy especialmente durante los primeros años de gestión conservacionista.



Foto 1. Dragado de canales. Foto: Parc Natural de s'Albufera de Mallorca.

Como primer paso se consideró la compra de terrenos en cantidad suficiente como para poder actuar con rapidez y facilidad sobre una extensión considerable de zona pantanosa que, por las propias particularidades del medio hídrico en el que se asientan, no entienden de fronteras y barreras. En estos momentos, el 80% del territorio protegido ya es público (Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral, 1999).

La obtención, mediante recuperación mecánica (dragados, ver foto 1) de parte de las zonas de aguas profundas que antaño dominaban el paisaje fue, y sigue siendo, otro paso decisivo en la recuperación de unos ecosistemas en peligro de desaparición. En éstos hábitats encuentran refugio macrófitos sumergidos (géneros *Potamogeton*, *Ceratophyllum*, *Myriophyllum*, etc. – Martínez Taberner *et al*, 1995b), infinidad de invertebrados, peces total o parcialmente dulceacuáticos (*Gasterosteus aculeatus*, *Anguilla anguilla*), galápagos, anfibios e incontables aves acuáticas.

Paralelamente al dragado y limpieza de lagunas y canales, se consiguió la regulación del flujo de las aguas circulantes, aguas que se veían abocadas a una excesivamente rápida evacuación al mar, mediante la colocación de compuertas verticales, tanto en tramos altos (frontera con las zonas agrícolas interiores) como en las salidas costeras de esas aguas. La retención de las mismas, si bien supone un reto a la hora de conseguir el equilibrio necesario para que los diferentes procesos ecológicos puedan desenvolverse sin problemas, ha sido esencial para retrasar estiajes y permitir la floración y fructificación de plantas acuáticas, así como la nidificación de aves y demás especies animales.

El control de la vegetación dominante y oportunista, básicamente grandes extensiones de *Phragmites* y *Cladium*, mediante el pastoreo extensivo (ver foto 2) ha sido y sigue siendo fundamental para diversificar ambientes y permitir el asentamiento de especies que no tendrían cabida, de



Foto 2. El ganado es una importante herramienta de gestión de la vegetación palustre. Foto: Parc Natural de s'Albufera de Mallorca.

no realizarse dicha gestión, en el Parque Natural (Mayol y Sargatal, 1995).

Todas estas actuaciones, juntamente con la mejora puntual de los lugares de nidificación y reposo de la variada avifauna presente, han favorecido a una importante cantidad de especies, entre las cuales cabe destacar a no menos de 35 aves (Mayol, 1995), algunas de ellas de gran interés

conservacionista a nivel local e incluso regional o internacional (*Botaurus stellaris*, *Ardea purpurea*, *Marmaronetta angustirostris*, *Himantopus himantopus*,...). Los resultados pueden apreciarse en las figuras siguientes, donde se reflejan las tendencias alcistas producidas tanto en los efectivos de aves acuáticas invernantes (Figura 1) como en el número de especies reproductoras (Figura 2).

La gestión directa de especies

Algunas especies, por sus particularidades biológicas y ecológicas, han requerido de actuaciones directas para su recuperación. Entre ellas se encuentran tanto especies que han sido reintroducidas como otras sobre las cuales se ha actuado para reforzar sus menguadas poblaciones o para asentarlas como reproductoras.

Entre las últimas se encuentran algunos vegetales (*Iris pseudacorus*, *Orchis robusta*,...) y cier-

Censos aves acuáticas invernantes, 1986-2006

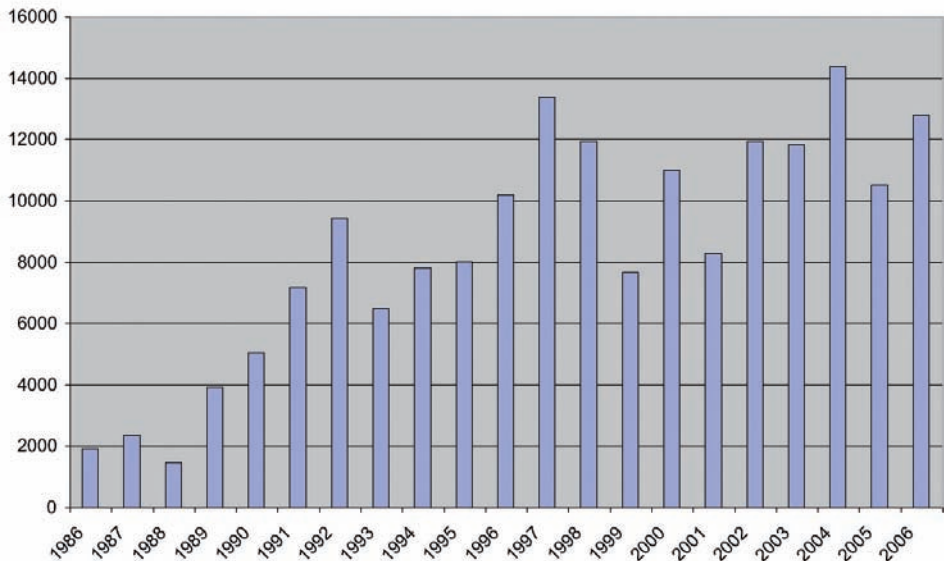


Figura 1. Evolución numérica de las poblaciones de aves acuáticas invernantes desde la declaración del Parque Natural en 1988.

Especies de aves nidificantes, 1989-2006

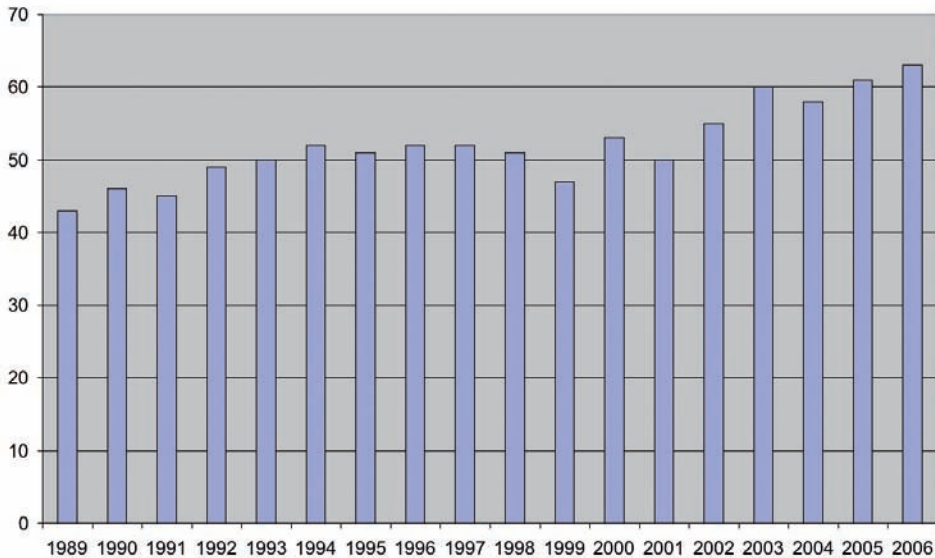


Figura 2. Evolución del número de especies de aves reproductoras en el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca.

tas especies de garzas. Las reintroducciones se han realizado básicamente de especies de aves y plantas extinguidas, con algunos fracasos (caso de *Nymphaea alba* o de *Oxyura leucocephala*) pero también con notables éxitos, como los obtenidos con *Netta rufina* o *Porphyrio porphyrio* (Mayol, 1991; Mayol i Vicens, 1995). En la actualidad se está trabajando en el asentamiento de *Fulica cristata* (Rebassa, 2006; ver foto 3).

Por otra parte, en estos últimos años se han realizado esfuerzos crecientes e intensos en el control de especies alóctonas, que en ciertos casos se han convertido ya en verdaderas plagas. Los trabajos se han encaminado hacia la erradicación de algunas especies vegetales (*Carpobrotus spp*, *Cortaderia selloana*, etc.) así como en el control poblacional de aquellas especies animales para las cuales la extinción total no se considera factible en estos momentos (*Felix catus*, *Trachemys spp*, etc.).

Sin duda la carpa (*Cyprinus carpio*, ver foto 4) puede considerarse en esos momentos el proble-

ma más acuciante provocado por una especie alóctona, problema que afecta principalmente a las masas de aguas dulces, tanto lócticas como

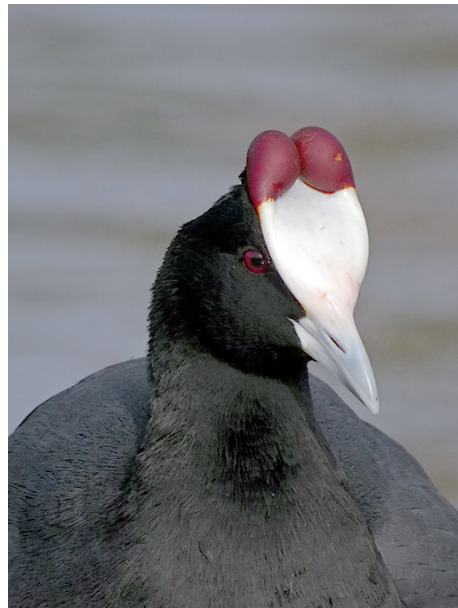


Foto 3. Ejemplar de focha moruna (*Fulica cristata*) asentado en s'Albufera. Foto: Maties Rebassa.

leníticas. Debido a la composición estructural de la zona húmeda, la aniquilación de esta especie piscícola no es siquiera planteable en la actualidad y, por tanto, no queda otra alternativa que la de impedir que las poblaciones de esta especie lleguen a límites que hagan insostenible e irreversible el proceso, algo que tan sólo puede conseguirse mediante un duro control poblacional anual. Pese a los buenos resultados parciales obtenidos hasta la fecha (ver apartado siguiente), el problema ocasionado por la carpa y otras exóticas introducidas está lejos de verse resuelto.



Foto 4. Carpas extraídas de los canales del Parque.
Foto: Parc Natural de s'Albufera de Mallorca.

La captura de carpas en s'Albufera de Mallorca

En la Tabla 1 se puede observar la evolución de las capturas de carpas desde sus inicios en el año 2004. Como puede apreciarse, tanto el número de capturas por jornada de pesca como el tamaño medio de las carpas ha ido disminuyendo con el tiempo (con algunos altibajos), lo que prueba la efectividad del método utilizado para reducir sus poblaciones en el parque.

Las capturas se han venido realizando por pescadores profesionales, mediante el uso de redes siguiendo una metodología establecida por los gestores del parque (tamaño de las redes, horarios de calado y extracción, lugares donde trabajar, etc.), con el objetivo de capturar tan solo la especie diana y no afectar a otros taxones. Otros sistemas probados, como el uso de trampas fijas, resultaron poco satisfactorios.

El principal problema del sistema es su elevado coste económico, así como la necesidad de su continuidad en el tiempo (debido a la elevadísima tasa reclutadora de esta especie).

Conclusión

La gestión realizada en s'Albufera desde su declaración como zona protegida, unida a la evolución que han seguido durante estas dos décadas los territorios colindantes no protegidos, han propiciado que este parque natural se haya con-

Año	Carpas capturadas	Jornales de pesca	Carpas/Jornal	Kg. extraídos	Tamaño medio
2004	300	40	7'5	1495	4'98 Kg
2005	520	120	4'33	1750	3'37 Kg
2006	335	60	5'58	997	2'98 Kg
2007	119	60	1'98	428	3'60 Kg

Tabla 1. Evolución de las capturas de carpas en el Parque Natural de s'Albufera de Mallorca.

vertido en un oasis de vida en medio de grandes infraestructuras turísticas y campos de regadío. Un oasis que devuelve con gratitud los trabajos realizados para su conservación, y sobre el cual es necesario seguir actuando con perseverancia.

Bibliografia

- Conselleria d'Agricultura i Pesca, 1990. *Pla d'Ús i Gestió del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca, 1990-1994*. Documents Tècnics de Conservació, núm. 3.
- Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral, 1999. *Pla d'Ús i Gestió del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca, 1998-2002. De la restauració a la conservació*. Documents Tècnics de Conservació, IIa època, núm. 3.
- Martínez Taberner, A., Mayol, J. y Ruiz-Pérez, M., 1995a. Rehabilitació del Medi Aquàtic de s'Albufera de Mallorca. 215-227. En: Martínez Taberner, A. y Mayol, J. (eds). S'Albufera de Mallorca. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 4.
- Martínez Taberner, A., Moyà, G., Corteza, V., Rita, J. y Pericàs, J., 1995b. La vegetació aquàtica submergida de s'Albufera de Mallorca. 97-112. En: Martínez Taberner, A. y Mayol, J. (eds). S'Albufera de Mallorca. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 4.
- Massutí, C., Rebassa, M. y Perelló, B. (coords.). 2005. *Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Guia de Passeig*. Conselleria de Medi Ambient.
- Mayol, J., 1991. *Plan de reintroducció del Galamón en s'Albufera*. Servei de Conservació de la Naturalesa. Informe inédit. 9 pp.
- Mayol, J., 1995. Avifauna de s'Albufera de Mallorca. Estat dels coneixements i influència de la gestió del Parc. 139-158. En: Martínez Taberner, A. y Mayol, J. (eds). S'Albufera de Mallorca. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 4.
- Mayol, J. y Sargatal, J., 1995. El ganado como instrumento de conservación en los humedales. *Quercus*, 107:16-20.
- Mayol, J. y Vicens, P., 1995. Reintroducció de *Porphyrio porphyrio*, *Netta rufina* i *Oxyura leucocephala* a s'Albufera de Mallorca. 159-168. En: Martínez Taberner, A. y Mayol, J. (eds). S'Albufera de Mallorca. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 4.
- Picornell, C. y Ginar, A., 1995. John Frederic Latrobe Bateman. 39-46. En: Martínez Taberner, A. y Mayol, J. (eds). S'Albufera de Mallorca. *Monografies de la Societat d'Història Natural de les Illes Balears*, 4.
- Rebassa, M., 2006. Resultats dels primers 2 anys de seguiment de la fotja banyuda *Fulica cristata* a s'Albufera de Mallorca. *Anuari Ornitològic de les Balears 2005*, vol. 20: 25-32.

ACTUACIONES DE LA DIRECCIÓN GENERAL DE PESCA (GOVERN DE LES ILLES BALEARS) PARA LA CONSERVACIÓN DEL DELFÍN MULAR



Josep Maria Brotons y Antoni Maria Grau

Direcció General de Pesca. Conselleria d'Agricultura i Pesca.
Govern de les Illes Balears.

Foners, 10. 07006. Palma. Islas Baleares. España.

Correo electrónico: jmbrotons@dgpesca.caib.es



Resumen: La población de delfín mular (*Tursiops truncatus*) de Baleares es posiblemente la mejor conservada en la costa española mediterránea. Aunque la interacción entre este mamífero marino y la pesca es conocida desde la antigüedad, las quejas recibidas en la Direcció General de Pesca (DGP) del Govern de les Illes Balears por parte de las cofradías de pescadores se hacen más frecuentes desde la década de los 90. Para evaluar este problema, la DGP realizó entre 2000 y 2003 un estudio para conocer el coste de las interacciones. Para los pescadores, la estima de las pérdidas económicas por descenso de capturas se sitúa en un 5% de la venta total. Mientras que el “by-catch” de delfines, calculado en 60 al año, parece insostenible para una población evaluada en 1030 individuos. Conocida la magnitud del problema, la DGP desarrolla diferentes proyectos para intentar solucionar, o minimizar, el impacto de estas interacciones: seguimiento mediante fotoidentificación para el estudio de posibles especializaciones en la parasitación de las redes, estima de población y áreas de distribución; ensayo de “pingers” (emisores acústicos de atenuación); análisis de isótopos estables y contenidos estomacales para estimar competencia ecológica; valoración de las interacciones en artes fijas mediante POD (ordenadores sumergidos conectados a hidrófonos), etc. En paralelo a estos estudios, en 2005, mediante Resolución de la Consejera de Agricultura y Pesca, y previendo el uso indiscriminado de “pingers” por parte de los pescadores sin conocer su impacto ni su efectividad, se prohibió su posesión y embarque en cualquier embarcación de pesca en aguas interiores de las Islas Baleares.

Palabras clave: delfín mular, *Tursiops truncatus*, conflicto pesquero, capturas accidentales, conservación.

Summary: Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) population of the Balearic Islands is possibly the one with the best conservation status in the Mediterranean Spanish coast. Although its interaction with fishing activities is known since ancient times, fishermen complaints to the Fishing Regional Authorities has been increasing since the 1990 decade. Consequently, between 2000 and 2003 the Authorities carried out a study to evaluate the significance of this problem on both sides: fishermen have an estimated economic loss of around 5% due to the decrease of their captures, whilst dolphin mortality due to by-catch was estimated in 60 individuals per year, something unsustainable for the Balearic population of this cetacean (estimated in 1030 individuals). Once the magnitude of the problem was assessed, the Fishing Authorities undertook different projects to solve, or at least minimize, the impact of this interaction: photo-identification monitoring of the dolphin population to know its possible specialization on fishing nets predation

and to estimate its population size and distribution range; testing of acoustic 'pinger' devices to minimize dolphin mortality; stable isotope and stomach contents analysis to find out if there is any ecologic competition; assessment of the interaction in fixed fishing nets using POD's (Porpoise detectors); etc. In parallel, in 2005 the uncontrolled use of 'pingers' was prohibited through an official Resolution from the Regional Ministry of Agriculture and Fishing, because nor its impact neither its effectiveness was properly known.

Keywords: Bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, fishing conflict, by-catch, conservation.

Introducción

El delfín mular (*Tursiops truncatus*) es el cetáceo más costero del mar Mediterráneo. Por diversas razones, la mayoría de sus poblaciones europeas han sufrido una drástica reducción de efectivos y una intensa fragmentación demográfica, hasta el punto que se considera probablemente la especie de cetáceo más agredida del Mediterráneo. Su biología costera y un régimen alimenticio compuesto prácticamente por un 100% de especies comerciales, lo sitúan en una posición conflictiva con los intereses de los pescadores. Desde inicios de la década de los 80, el problema se describe en diferentes puntos del litoral mediterráneo: Cerdeña, Croacia... y también en Baleares, donde en 1991, y sin conocer el balance global, Silvani *et al.* (1992), evaluaron en 30 individuos por año los que morían en interacciones con pesca.

El delfín mular es, probablemente, uno de los cetáceos más estudiados en el mundo. Y también es, probablemente, uno de los cetáceos con una mayor capacidad adaptativa al medio. Por ello existen grandes diferencias etológicas y biológicas entre las poblaciones de distintas localidades.

Hasta los años 70 del pasado siglo, la capacidad extractiva de la flota profesional en las Islas Baleares era relativamente baja por falta de desarrollo tecnológico pero, en la actualidad, la tecnificación de la explotación ha hecho surgir diversos problemas y ha acrecentado otros. Uno

de éstos últimos es el conflicto entre la población de delfín mular en las Baleares, posiblemente la mejor conservada en la costa española mediterránea, y la pesca con artes menores. Aunque la interacción entre este mamífero marino y la pesca es conocida desde la antigüedad, las quejas recibidas en la Direcció General de Pesca por parte de las cofradías de pescadores se hacen más frecuentes en la década de los 90.

Estudios desarrollados para evaluar y solucionar la interacción entre delfines y pesca

A través del proyecto "Servicio de información y evaluación de las interferencias causadas por los delfines en la actividad pesquera artesanal", desarrollado por la *Direcció General de Pesca* en el periodo 2000-2003, se han podido cuantificar las interacciones entre delfines y pescadores. Para éstos, la acción de los delfines sobre los aparejos acelera (en ciertos casos hasta el 600%) su deterioro. Se calculó que el coste económico combinado por pérdida de captura y deterioro del arte supone el 6,5% del valor total de la captura desembarcada (I.C. 95% 1.6-12.3) y que la pérdida anual en peso de las capturas es del 3,4% (I.C. 95% 0.1-6.5). Con estos datos puede considerarse que los delfines afectan directamente a la rentabilidad de la explotación poniendo en peligro la continuidad de un buen número de embarcaciones.

La comparación de esta pérdida de peso total con las necesidades dietéticas de los delfines sugiere que la pesca artesanal no es una fuente vital de alimento para la población de éstos (más detalles en Brotons *et al.*, 2008).

En el transcurso del estudio, dos delfines murieron capturados incidentalmente en las operaciones de pesca. Teniendo en cuenta el tamaño del muestreo efectuado, la extrapolación de los datos indica una mortalidad total asociada a la actividad pesquera de alrededor de 60 delfines por año. Esta pérdida de efectivos es insostenible para una población estimada por Forcada *et al.* (2004) en 1030 individuos (I.C. 95% 415-1849). Si bien este cálculo peca de falta de robustez estadística por el pequeño tamaño de la muestra, sin duda la actividad pesquera afecta directamente a la viabilidad de la población de *Tursiops truncatus* de las Islas Baleares, en mayor o menor grado.

Entre los resultados obtenidos, destaca la localización temporal de los ataques que, junto a los datos obtenidos por fotoidentificación de ejemplares, hace sospechar de la especialización de individuos o grupos en la parasitación de las redes, y que ésta sólo tiene lugar en ciertas circunstancias. Con la finalidad de verificar esta hipótesis, y de evaluar qué proporción de la población de delfines afecta a la actividad pesquera, entre el 2003-2006, la Direcció General de Pesca desarrolla un nuevo proyecto. Su denominación es "Servicio para la localización y seguimiento de las poblaciones locales de *Tursiops truncatus* que provocan interferencias en las pesquerías artesanales", consistente en el seguimiento exhaustivo de un sector de la población en una zona concreta. En este caso se prospectaron de forma sistemática y repetida 1.250Km² en el SW de la isla de Mallorca, en la zona costera del puerto de Andratx.

Entre marzo de 2004 y agosto de 2006 se realizaron 83 salidas al mar, navegando un total de 2.746 millas náuticas en las que se avistaron ce-

táceos en 60 ocasiones, siendo 57 de ellas grupos de *Tursiops truncatus* y tres de *Stenella coeruleoalba*. Del primero, todos los avistamientos se localizaron sobre la plataforma continental, confirmando el carácter costero de la especie.

El comportamiento alimentario oportunista de *Tursiops truncatus* se refleja en una gran variedad de presas, según la disponibilidad local y las técnicas de captura. La parasitación de los delfines en las redes podría darse por dos razones: 1) la falta de presas habituales, lo que provoca la aproximación ocasional a las redes para proveerse de alimento o, 2) la actividad de aprovechar las redes para obtener alimento es sistemática. Estas dos posibilidades tienen implicaciones diferentes para resolver el problema de las interacciones. En el primer caso, los delfines sólo se aproximarían a las redes cuando no tuvieran disponibles los recursos habituales y, por tanto, evitando o previendo esta situación podría evitarse la parasitación. En el segundo, la depredación en las artes de pesca sería una conducta premeditada y aprendida que forma parte de las estrategias habituales de búsqueda de alimento: no sólo parasitan las capturas ya enmalladas sino que aprovechan los aparejos calados de forma activa provocando el enmalle de nuevas presas. En esta situación, sería indiferente el estado de los recursos, aunque, muy probablemente al ser una conducta aprendida, no estaría generalizada en la totalidad de la población.

Para completar la evaluación de las interacciones, el mismo proyecto incluyó un estudio de la dieta del delfín mular en las Baleares mediante análisis de isótopos sobre muestras pesqueras y biopsias y el análisis de contenidos estomacales de varamientos.

El avistamiento continuo a lo largo de toda la fase de muestreo indica la presencia permanente del delfín mular en la zona de estudio, y por extrapolación, en aguas de Baleares. Ello no es indicativo de una población numerosa. La media

de los grupos avistados se sitúa alrededor de siete animales, número dentro de los márgenes conocidos para el Mediterráneo.

La zona de estudio tiene una marcada estacionalidad en el uso del medio, pero este hecho no parece incidir en el tamaño de grupo ya que no existen diferencias significativas entre invierno y verano. En cambio, parece existir un patrón de movimiento de los grupos en relación a la distancia a costa. Así, los meses de verano, muestran una actitud preferencial por aguas más profundas, mientras que en invierno, su localización es más cercana a costa.

Sin embargo, este patrón de comportamiento no ha podido asociarse a la influencia de actividades antropogénicas, y más bien parece responder a motivos sociales. El porcentaje de animales identificados una sola vez es mayor en verano, mientras que en invierno son más frecuentes los ejemplares identificados varias veces. Las estimas sobre el tamaño de población en la zona aumentan en verano, 172 (I.C. 95% 131-249), y son menores en invierno, 79 (I.C. 65-112), lo cual es un indicio de la posibilidad de una población residente y otra transeúnte.

El análisis de las pautas de comportamiento también refuerza esta teoría. La actividad observada más frecuente es la relacionada con la alimentación. Sin embargo, la clase “residente” ha sido vista en un mayor número de ocasiones en actividad de “alimentación” que la clase “transeúnte”. Además, el porcentaje de observaciones en “alimentación” sobre artes de pesca también es mayor en la clase “residente” y, aunque con baja frecuencia (0,23%), los animales residentes son los únicos que han sido observados parasitando redes de trasmallo. Parece así poder descartarse que el aumento de efectivos de delfines en los meses de verano en la zona de Andratx en alta mar sea causado por actividades relacionadas con la alimentación.

Los animales residentes han sido observados en un número muy bajo de ocasiones en actividades de “socialización”. Los animales “transeúntes” han sido vistos de forma más frecuente socializando, hasta el punto de que prácticamente invierten el mismo tiempo socializando que realizando otro tipo de actividades.

Dentro de “socialización” se incluyen las actividades de interrelación derivadas de los diferentes comportamientos de origen reproductivo. Se ha observado en otros estudios de otras zonas que este aspecto del comportamiento es más frecuente en los meses de verano. Así pues, podría considerarse, a tenor de estos primeros datos, que los movimientos estacionales de inmigración son debidos a factores reproductivos.

El único comportamiento generalizado de los grupos de delfines con actividades antrópicas es la depredación sobre los arrastreros. Aunque existen registros sobre depredación en trasmallo, ésta representa tan solo el 0,54% del total empleado en alimentación. La alimentación “natural” ha ocupado el 20,17% mientras que el seguimiento de arrastreros para conseguir alimento (20,66%) es la actividad más frecuente de búsqueda de comida, especialmente en animales residentes. Además, éstos son los únicos que han sido observados sobre artes artesanales. Este hecho puede suponer una especialización, según zonas, de los delfines para aprovechar al máximo de los recursos de los que disponen.

Debido a estos resultados, se continuó con los estudios de fotoidentificación en la zona SW de Mallorca (Andratx) y se inició, paralelamente, un muestreo en una cofradía en el otro extremo de la isla (Cala Rajada, Artá) que servirá para valorar las áreas de campeo de los animales. El proyecto “Servicio para la búsqueda y análisis de los movimientos de los grupos locales de *Tursiops truncatus* en relación a las pesquerías tradicionales”, desarrollado entre 2006 y 2008, pretende dar respuesta a cuestiones como: ¿dónde se desplazan

los individuos en los periodos de ausencia en una zona? y ¿es cierta la especialización?

Los datos obtenidos después de casi dos años de muestreo en las dos cofradías han revelado que el intercambio de individuos entre ambas es prácticamente inexistente, aunque una meteorología adversa ha provocado que el número de salidas del trabajo y, por tanto, de los avistamientos, sea muy bajo, por lo que hay que ser prudentes antes de elevar las conclusiones a definitivas. Parece ser, *a priori*, que encontramos individuos muy asentados geográficamente y con unas pautas de comportamiento concretas.

Otras acciones de la Direcció General de Pesca

Paralelamente a estos proyectos, la Direcció General de Pesca ha realizado acciones puntuales aunque no por ello menos importantes.

Así, con el objetivo de prever el uso indiscriminado de “pingers” (emisores acústicos de atenuación) por parte de los pescadores sin conocer su impacto sobre la población del delfín así como su efectividad, se dicta la Resolución de la Consejera de Agricultura y Pesca de 20 de diciembre de 2005, por la cual se prohíbe su uso en las aguas interiores de las Islas Baleares. Aunque se prohíbe su uso generalizado, el sistema debe ser probado para una posible implantación y gestión del mismo. Para ello, se diseñó el “Servicio para el ensayo de disuasores acústicos activos para reducir las interferencias entre el delfín mular, *Tursiops truncatus*, y la pesca de salmonetes (*Mullus spp*) con artes menores en las Islas Baleares”, que en 2005 realizó una prueba masiva de tres tipos de “pingers”. Se llevaron a cabo 1.149 actividades controladas entre julio y diciembre, con 59 embarcaciones colaboradoras, 885 redes de monofilamento entregadas, 806.000 metros de red controlada, 3.995 horas y 28 minutos de permanencia en la mar, y una captura global de

13.035,205 Kg. cuyo valor de venta fue de 61.125 €. En resumen, el uso de disuasores acústicos redujo en un 44% la interacción entre delfines y pescadores, aunque sólo uno de los tres modelos ensayados lo hizo de forma estadísticamente significativa. A pesar de ello, la distribución contagiosa de los ataques hacia el final del estudio presupone cierto grado de habituación, por lo que se está a la espera de ratificar este aspecto antes de diseñar un plan de usos y regulación y de proveer a los pescadores de este sistema (más detalles en Brotons *et al.*, 2008).

Ante las reiteradas quejas del sector sobre las visitas de los delfines a las “morunas” (artes fijas) y mediante un proyecto anual de investigación aplicada, en 2006 se desarrolló el “Seguimiento de las interacciones entre el delfín mular (*Tursiops truncatus*) y las artes fijas mediante el uso de PODs (Porpoise detectors)”. La larga permanencia de estos aparejos fijos en la mar, imposibilita físicamente su control visual sin un despliegue de medios humanos muy considerable. Pero incluso en éste supuesto, la posible visita nocturna de los delfines podría no ser correctamente documentada. Los PODs (Porpoise Detectors), literalmente “detectores de marsopas”, son ordenadores sumergibles conectados a hidrófonos de alta calidad que reconocen y registran los “clics” de ecolocalización de los cetáceos sin tener efectos secundarios para ellos. Con transductor cerámico, incorpora filtros para seleccionar las bandas de frecuencia del espectro del sonido y puede ser programado con diferentes protocolos de muestreo para optimizar la detección de “clics” según la especie. Los filtros y protocolos permiten también descartar el ruido ambiental (olas, peces, sondas de barco...). Una vez detectados los “clics” de ecolocalización de la especie concreta, el POD los registra y permite el estudio de los patrones y su relación etológica. Toda esta información se almacena ligada a la línea temporal, por lo que se puede seguir el movimiento de los grupos, saber a qué hora visitaron las redes y el tipo de actividad. Durante

el proyecto, los PODs han demostrado una alta capacidad para realizar el seguimiento de las interacciones entre delfines y artes de pesca de forma prolongada y a un bajo coste. El estudio ha permitido fijar los protocolos de “software” y filtros acústicos para optimizar la detección de delfines mulares, y actualmente esta técnica se encuentra a punto para ser empleada. A lo largo del estudio se ha comprobado que los delfines visitan las zonas de calada de las morunas de forma periódica, aunque no se han registrado interacciones directas.

Conclusión

Consciente de la importancia de gestionar correctamente las interacciones entre delfines y pescadores, la Dirección General de Pesca, continúa actualmente en diversas líneas de investigación, aplicando los últimos avances tecnológicos para conseguir diseñar medidas mitigadoras del problema.

Referencias

- Brotos, J.M., Grau, A. M. y Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Mar Mamm Sci*, 24(1): 112-127.
- Brotos, J.M., Munilla, Z., Grau, A. M. y Rendell, L. 2008. Do pingers reduce interactions between bottlenose dolphins and nets around the Balearic Islands? *Endang Species Res doi:10.3354/esr 00104*
- Forcada, J., Gazo, M., Aguilar, A., Gonzalvo, J., y Fernández-Contreras, M. 2004. Bottlenose dolphin abundance in the NW Mediterranean: addressing heterogeneity in distribution. *Mar Ecol Prog Ser*, 275: 275-287.
- Silvani, L., Raich, J., y Aguilar, A. 1992. Bottlenosed dolphins, *Tursiops truncatus*, interacting with fisheries in the Balearic Islands, Spain. *Proc. Sixth Annual Conf E.C.S.*, 32.

PRESENCIA DE *Batrachochytrium dendrobatidis* EN POBLACIONES SILVESTRES DE FERRERET (*Alytes muletensis*) Y SUS IMPLICACIONES EN LA GESTIÓN DE LA ESPECIE

Joan A. Oliver¹, Xavier Manzano¹, Samuel Piña², Jaime Bosch³, Susan F. Walker⁴, Matthew Fisher⁴ y Ghislaine Abadie Rosa⁴.



Resumen: En el transcurso de los trabajos realizados por el Museo Nacional de Ciencias Naturales para la detección del hongo patógeno de anfibios *Batrachochytrium dendrobatidis* en España, se han analizado larvas correspondientes a 16 localidades de ferreret (*Alytes muletensis*), anfibio endémico de Mallorca, detectándose su presencia en cuatro localidades, tres de ellas de reintroducción. En ellas, el porcentaje de larvas afectadas varía entre el 5% y el 100%. En el resto de localidades, que comprenden el 70% de la población conocida de ferreret, el patógeno parece no estar presente. En principio, no se ha encontrado ninguna relación entre las condiciones ambientales de dichas localidades y la prevalencia de la infección, y tampoco entre ésta y las reintroducciones, desconociéndose la vía de contagio. Como primeras medidas de contención de la infección se ha prohibido legalmente (mediante un decreto autonómico) el acceso a las localidades infectadas y se ha redactado y aplicado un protocolo de seguridad para el manejo de la especie dirigido a gestores e investigadores. También se ha modificado el Plan de Recuperación de la especie, que tan buenos resultados ha obtenido, para adaptarlo a ésta nueva situación. Los futuros recuentos de larvas de la especie en las localidades afectadas y el seguimiento de la posible presencia de la infección en años sucesivos, así como un mejor conocimiento de los mecanismos de transmisión de la infección, nos permitirán gestionar adecuadamente la especie en un entorno de presencia de la infección.

Palabras clave: Ferreret, quitridiomycosis, gestión.

Summary: During the works carried out by the National Museum of Natural Sciences as to detect the pathogenic fungus of amphibians *Batrachochytrium dendrobatidis* in Spain, larvae of Majorcan Midwife Toad (*Alytes muletensis*), a Majorcan endemic amphibious, from 16 different localities have been analysed. The fungus was detected in 100% of larvae of four localities, three of them introduced. The pathogen does not seem to be present in the rest of localities, that include the 70% of the Majorcan Midwife Toad known population. In principle, no connection between environmental conditions of those localities and the prevalence of the infection seems to exist, and neither between the prevalence of the infection and the re-introductions, so it is not known how contagious takes place. The two first conservation measures taken are to legally forbid (by the way of a regional decree) the access to the infected localities, and to produce and approve a security protocol to manipulate the species for researchers and managers. As well, the Recovery

1) Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears, Av. Gabriel Alomar i Villalonga 33. 07015 Palma de Mallorca, Illes Balears. ESPAÑA. Correo electrónico: jaoliver@dgcpea.caib.es

2) Geochelone Sulcata S.L.U. Centre d'Estudi i Conservació Herpetològic, Camí des Murterar,44. 07100 Soller, Balears. ESPAÑA

3) Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (CSIC), C/ José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid. ESPAÑA

4) Imperial College Faculty of Medicine. Dpt. of Infectious Disease Epidemiology. St Mary's Campus. Norfolk Place. London, W2 1PG. REINO UNIDO

Plan, that produced so good results, has been modified accordingly. Future larvae counts in the affected localities and monitoring of the infection in the following years, together with a better knowledge of the contagious mechanism, will let us manage properly the specie in an scenario of infection presence.

Keywords: Mallorcan Midwife Toad, chytridiomycosis, management.

Los éxitos del primer plan de recuperación del ferreret (*Alytes muletensis*) anfibio endémico de la isla de Mallorca, en ejecución desde 1991, aseguraron la conservación *ex-situ*, incrementaron la población en un 100% (Figura 1), ampliaron el área de distribución en un 30% y la extensión de presencia en un 300% y se incrementó el interés social sobre la especie.

Por otra parte la especie fue objetivo de un proyecto LIFE (1994-1997) por un importe de 2.400.000 €, y la protección de la misma se tuvo en cuenta al redactar el Plan Hidrológico Balear.

Por todo ello la UICN en 2004 lo recatologó, pasando de En Peligro de Extinción a Vulnerable (Mayol *et al.*, 2004). Sin embargo, el Catálogo

Nacional de Especies Amenazadas (Real Decreto 439/90) lo sigue manteniendo en la categoría de En Peligro Crítico, ya que, en trabajos realizados por el Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC) desde el 2005, se detectó la presencia de la quitridiomycosis, enfermedad producida por el hongo *Batrachochytrium dendrobatidis*, que se instala en la piel de los adultos, produciendo mortandades masivas en gran número de especies de anfibios de todo el mundo.

Las tareas llevadas a cabo por el Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid (CSIC), en colaboración con el Servicio de Protección de Especies (Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears), para el seguimiento de la quitridiomycosis han sido las siguientes:

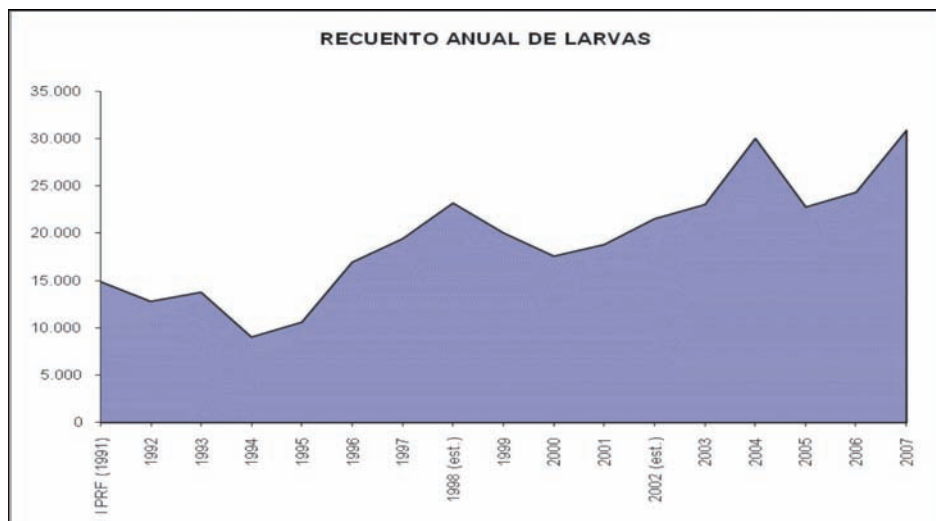


Figura 1. Evolución de las poblaciones de ferreret desde 1991, año de inicio del Plan de Recuperación (IPRF en la gráfica). Se cuentan anualmente las larvas presentes en el mes de julio en todas las localidades de reproducción, ya que los adultos, nocturnos y fisurícolas, son difícilmente detectables.

Años 2005-2006: Se analizaron 17 localidades (nueve creadas artificialmente en el transcurso del Plan de Recuperación, mediante la liberación de ferrerets procedentes de cría en cautividad), correspondientes al 83% de la población larvaria silvestre. En total, se recogieron 337 muestras, así como todas las larvas, subadultos o adultos encontrados muertos.

Se encontraron dos localidades afectadas, ambas torrentes cársticos de recorrido corto y gran desnivel (500 m. en 1 a 2 Km), en zonas geográficamente próximas, desforestadas, con caída directa al mar y de muy difícil acceso, con una gran insolación y fuerte dependencia de las lluvias primaverales (marzo-junio) para la permanencia de muchas de las pozas en las que pueden habitar las larvas de ferreret. Nunca se han observado predadores como *Natrix maura* y *Rana perezi*. Estas localidades son el Torrent dels Ferrerets y el Cocó de sa Bova.

Torrent dels Ferrerets: En 2004 se recogió un metamórfico muerto y en 2005 y 2006 muestras de larvas, con una prevalencia de *B. dendrobatidis* del 100%. La población de ferrerets cría en

una zona encajada con 5-12 pozas. El primer recuento de larvas se hizo en 1982 (número máximo en 1985, con 2.645 larvas), y se ha detectado un descenso paulatino desde principios de los años 90 (Figura 2). Se han encontrado metamórficos muertos desde 2003 (no analizados) hasta 2006.

Cocó de Sa Bova: Se recogieron muestras de larvas en 2005 y 2006, con una prevalencia de *B. dendrobatidis* del 100%. Se trata de una localidad muy abierta y soleada, lugar habitual de baño del halcón de Eleonora (*Falco eleonora*) y visitado esporádicamente por fotógrafos de naturaleza. La población de ferrerets es introducida (cinco introducciones entre 1985 y 1993, con un total de 145 larvas y 106 juveniles) y está presente en tres pozas. El primer recuento de larvas se realizó en 1995 (en 1996 y 2002 no hubo recuentos) con un máximo en 2007, con 726 larvas y no parece que haya habido descensos significativos en la población. Se encontraron metamórficos muertos en el 2004 (no analizados).

Posteriormente, en 2007, se ha detectado la presencia de *B. dendrobatidis* en dos nuevas lo-

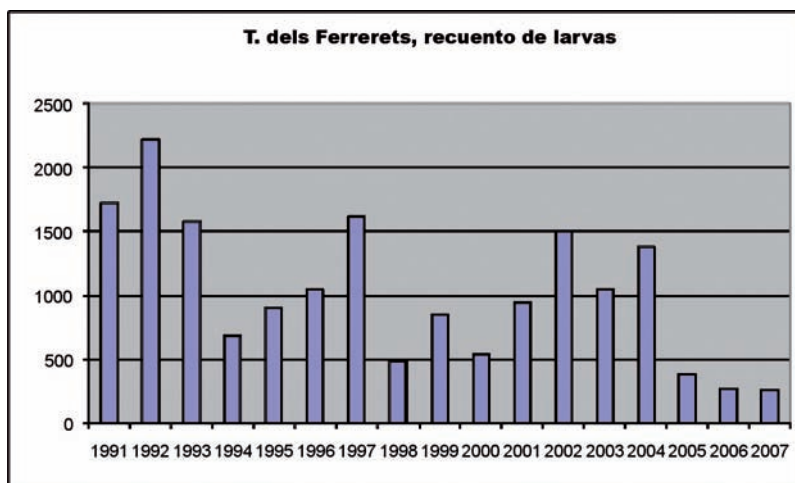


Figura 2. Evolución de la población de ferrerets en el torrent dels Ferrerets, una de las localidades afectada por la quitridiomicosis.

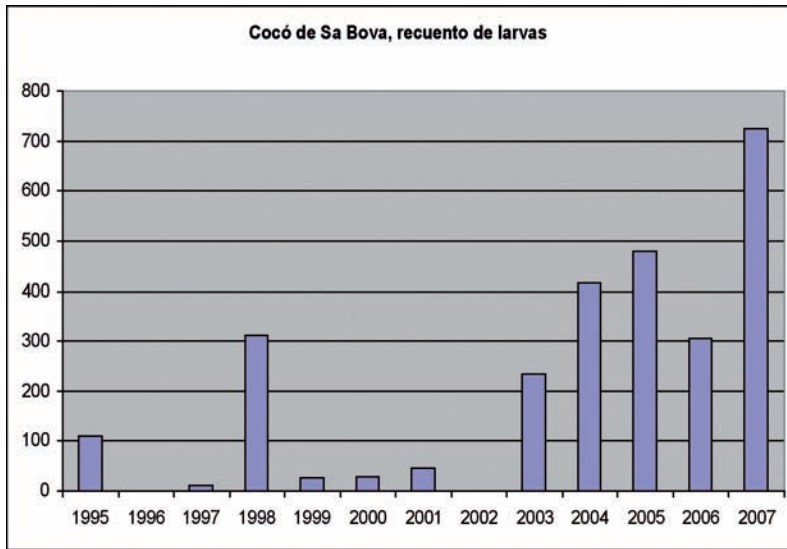


Figura 3. Evolución de la población de ferrerets en el Cocó de sa Bova, otra de las localidades afectada por la quitridiomycosis.

calidades. Sin embargo en ellas la prevalencia de la infección es muy baja y parece no afectar a la dinámica de la especie. Por tanto, el hongo se ha detectado en cuatro localidades, aunque solamente en una se ha desarrollado la quitridiomycosis hasta niveles problemáticos.

Por todo ello, el nuevo Plan de Recuperación del Ferreret (2007-2012), mantiene los objetivos “clásicos” para la especie, modificados e incrementados con un objetivo específico sobre enfermedades emergentes de anfibios (BOIB nº120, de 7/8/2007). Así, el nuevo Plan de Recuperación incluye las previsiones siguientes en relación a estas enfermedades:

- Objetivo 5: Divulgación y sensibilización: Se facilitará información pública y actualizada sobre la especie y las enfermedades emergentes (en el Full Ferreret y en Ciberespecies -boletín electrónico del Servicio de Conservación de Especies <http://dgcapea.caib.es>).
- Objetivo 6: Enfermedades emergentes: Se proponen las siguientes acciones referidas a la

prevención y seguimiento de diversas patologías:

- Redacción y aplicación de protocolos de desinfección.
- Seguimiento de la aparición esporádica de manchas blancas en las larvas en diversas localidades: En estudio. En principio asociada a altas temperaturas.
- Seguimiento parasitológico.

Además, se contemplan las siguientes actuaciones específicas para el control y seguimiento de la quitridiomycosis.

- En primer lugar, y una vez confirmada la presencia del hongo en poblaciones de ferreret, se aprobó una norma de medidas de contención (Acord del Consell de Govern de 17/3/2006 de mesures cautelars urgents para la contenció de la Quitridiomycosis a les Illes Balears, BOIB de 25/3/2006), que incluye la prohibición de acceso y tránsito por las áreas afectadas, de lo que se informa a excursionistas y clubs deportivos, y se faculta a la Conselleria para

- ampliar las áreas afectadas.
- Análisis anual de muestras de todas las poblaciones (dos veces al año en las afectadas). Recogida y análisis de cualquier ejemplar encontrado muerto.
- Actuaciones de descontaminación biológica sobre la especie: Terapia térmica y química aplicada a larvas y metamórficos en cautividad (iniciada y completada con éxito en 2007 la evaluación de mantenimiento de metamórficos a +28 °C).
- Actuaciones de descontaminación biológica sobre el medio: Evaluación de la posible “desinfección” del medio mediante fungicidas o desecación.

En resumen, el anfibio más raro de Europa, si no el más amenazado, ha de convivir con la presencia de *B. dendrobatidis* y esta convivencia puede estar determinada por distintos factores:

- Hay coincidencia entre la temperatura óptima de desarrollo de *B. dendrobatidis* (23 °C), y la temperatura larvaria óptima de *A. muletensis*, que es de 21 a 24 °C (Martens, 1983). En los torrentes cársticos donde vive el 70% de la población, la temperatura del agua oscila entre los 9º y los 22 °C.
- La capacidad de recuperación de la especie frente a una reducción de población es muy lenta. El esfuerzo reproductor se dirige hacia una estrategia de la K, produciendo pocas larvas (de 7 a 11) y muy grandes (hasta 17 mm.) por lo que el capital de la especie son los adultos reproductores (Bush, 1993).
- La permanencia de larvas de 2º año en las pozas garantiza la reinfección de los metamórficos, que son gregarios (los adultos son fisurícolas y nocturnos (Alcover, 1983), y solamente se reúnen en época reproductiva).
- La alta prevalencia, cercana al 100%, de la infección en las larvas en dos localidades afectadas actualmente hace pensar en una infección aguda y reciente, lejos de un posible equilibrio.

- Y finalmente, la prohibición de acceso a las localidades afectadas tiene una efectividad limitada frente a la masiva frecuentación de muchos torrentes de Mallorca.

Por otra parte, la especie también sobrevive en condiciones distintas a las de las localidades típicas: En abrevaderos de ganado con grandes oscilaciones en la temperatura del agua (desde 3 °C de mínima a temperaturas superiores a 26 °C), y con temperaturas del aire superiores a 30 °C. Estas altas temperaturas serían desfavorables para el desarrollo de los quitridios (Berger, 2004). Sin embargo estas localidades también son óptimas para los principales predadores del ferretet (*N. maura* y *R. perez*).

El intenso seguimiento de la especie puede facilitar la aplicación de futuras medidas correctoras. Además, una vez conocida la vía de contagio, algunas poblaciones silvestres podrían aislarse totalmente. Por último, es una especie relativamente fácil de criar en cautividad (Tonge, 1989), lo que permitía futuras reintroducciones en la naturaleza de ejemplares libres del hongo.

Bibliografía

- Alcover, J. A., Mayol, J., Jaume, D., Alomar, G., Pomar, G. y Jurado, J. 1983. Biología i ecología de les poblacions relictos de *B. muletensis* a la muntanya mallorquina. 129-151. En: Hemmer, H. y Alcover, J.A. (eds.), *Història biològica del Ferreret*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Berger L., Speare, R., Hines, H., Marantelli, G., Hyatt, A.D., McDonald, K.R., Skerratt, L.F., Olsen, V., Clarke, J.M., Gillespie, G., Mahony, M., Sheppard, N., Williams, C. y Tyler, M. 2004. Effect of season and temperature on mortality in amphibians due to chytridiomycosis. *Australian Veterinary Journal*, 82:31-36.
- Bush, S.L. 1993. *Courtship and male parental care in the Mallorcan Midwife Toad (Alytes*

- muletensis*). Tesis doctoral. University of East Anglia. Norwich. 126 pp.
- Martens, H. 1983. Temperature selection in tadpoles of *B. muletensis*. 163-168. En: Hemmer, H. y Alcover, J.A. (eds.), *Història biològica del Ferreret*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Mayol, J., Griffiths, R., Bosch, J., Beebee, T., Schmidt, B., Tejedo, M., Lizana, M., Martínez-Solano, I., Salvador, A., García-París, M., Gil, E.R. y Arntzen, J.W. 2004. *Alytes muletensis*. En: IUCN 2004. *2004 IUCN Red List of Threatened Species*. <<http://www.redlist.org>>. Consultado el 17 May 2005.
- Tonge, S. y Bloxam, Q. 1989. Breeding the Mallorcan midwife toad (*Alytes muletensis*) in captivity. *Int. Zoo. Yb*, 28: 45-53. The Zoological Society of London. London.



LA CONSERVACIÓN DE LOS CONDRICTIOS EN EL MAR BALEAR

Gabriel Morey, Francesc Riera, Oliver Navarro y Antoni M. Grau.

Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears.
C/. Foners, 10. 07006. Palma de Mallorca. ESPAÑA.
Correo electrónico: gmorey@dgpesca.caib.es



Resumen: Los condriictios se caracterizan por presentar una estrategia conservativa, lo cual les hace muy vulnerables a distintas amenazas, siendo la sobrepesca la principal de ellas. Además, para la mayoría de las especies se detecta un déficit de información básica para una correcta gestión de sus poblaciones. Este hecho y la necesidad de establecer medidas de conservación han sido reconocidos en varios tratados de ámbito internacional, los cuales a su vez promueven la elaboración de planes nacionales. En este documento se presenta el estado de conservación de las especies presentes en el Mediterráneo y en aguas baleares, así como de los principales tratados referentes a su conservación en la región. Finalmente, se exponen algunos de los aspectos sobre los que es prioritario investigar para lograr la consecución de los planes de conservación.

Palabras clave: elasmobranquios, conservación, Mediterráneo, Islas Baleares.

Summary: The chondrichthyan fishes present a conservative strategy that makes them highly vulnerable to different threats, mainly to overfishing. Also, for most of the species there is a lack of basic information for an accurate management of their populations. This issue and the need of conservation measures have been the focus of concern in several international conventions, which in turn promote the implementation of national plans. This paper shows the conservation status of the species reported in the Mediterranean Sea and off the Balearic Islands, as well as the main management and conservation tools in the area. Finally, we list some of the key points that should be investigated as a priority for achieving the conservation of elasmobranchs.

Keywords: elasmobranchs, conservation, Mediterranean, Balearic Islands.

Introducción

Los condriictios (tiburones, rayas y quimeras) comprenden unas 1.200 especies actuales, caracterizadas por presentar una estrategia conservativa que destaca por un crecimiento lento, una madurez sexual tardía, una baja fecundidad, largas gestaciones y una alta tasa de supervi-

vencia. Estos factores tienen fuertes implicaciones sobre sus poblaciones, limitando su capacidad de recuperación frente a la sobrepesca u otras fuentes de impacto (Holden, 1974). En este sentido, la estrategia de los elasmobranquios se asemeja más a la de los cetáceos o a la de las tortugas marinas que a la de los osteictios (Carmi *et al.*, 1998).

Tradicionalmente, los tiburones han sido infravalorados tanto desde el punto de vista de la gestión pesquera como de la conservación. No obstante, la rápida expansión de su comercio y el incremento de su valor económico comprometen la viabilidad de muchas especies a través de la pesca directa, *by-catch*, o de la alteración del hábitat, como principales amenazas.

La biología de los condriktios está entre las menos conocidas de los vertebrados marinos. En general, existe una carencia de la información necesaria para una gestión correcta de sus poblaciones y su papel ecológico es virtualmente desconocido, aunque se les reconoce una función importante en la estructuración de las comunidades marinas (Cailliet *et al.*, 2005).

Herramientas para la protección de los condriktios en el Mar Mediterráneo

La necesidad de una correcta gestión y conservación de las poblaciones de los elasmobranchios ha sido reconocida en varios tratados de ámbito internacional (Tabla 1), aunque en la práctica Malta y Croacia son los únicos países del Mediterráneo que han protegido algunas especies en su legislación nacional (aquellas incluidas en el Apéndice II de las Convenciones de Berna y Barcelona). Ante la falta de gestión y el declive observado por la mayoría de las especies, es sumamente necesaria la puesta en práctica de planes internacionales que identifiquen las necesidades y estrategias a seguir para conseguir la conservación y la pesca sostenible de los elasmobranchios. En este sentido, las partes signatarias de

Nombre del convenio o tratado	Observaciones
Convenio para la Conservación de la Vida Silvestre y Hábitats Naturales en Europa (Convenio de Berna, 1979).	En su Apéndice II se incluyen <i>C. carcharias</i> , <i>C. maximus</i> y <i>M. mobular</i> como especies que deberían ser estrictamente protegidas, mientras que el Apéndice III recoge <i>S. squatina</i> , <i>I. oxyrinchus</i> , <i>L. nasus</i> , <i>P. glauca</i> y <i>R. alba</i> como especies que requieren regulación para mantenerlas fuera de peligro.
Convenio sobre especies Migratorias (Convenio de Bonn, 1983).	<i>C. carcharias</i> está incluido en los Apéndices I (especies en peligro) y II (especies que requieren acuerdos internacionales para su conservación).
Protocolo sobre Áreas Especialmente Protegidas y Diversidad Biológica en el Mediterráneo, del Convenio de Barcelona de 1995.	<i>C. carcharias</i> , <i>C. maximus</i> y <i>M. mobular</i> figuran en el Apéndice II (especies en peligro o amenazadas), mientras que <i>S. squatina</i> , <i>I. oxyrinchus</i> , <i>L. nasus</i> , <i>P. glauca</i> y <i>R. alba</i> se incluyen en el Apéndice III (especies cuya explotación se recomienda que esté regulada).
Plan de Acción Internacional para la Conservación y Gestión de Tiburones (FAO/IPOA-Sharks, 1999).	Promueve el desarrollo de estrategias de ámbito nacional e internacional encaminadas a la conservación de tiburones y rayas.
Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies en Peligro (CITES, 2006).	En el Apéndice II, dedicado a especies actualmente no en peligro de extinción pero que requieren de un estricto control de su comercio, se incluyen dos tiburones mediterráneos: <i>C. carcharias</i> y <i>C. maximus</i> .
Plan de Acción Mediterráneo para la Conservación de los Condriktios (UNEP, 2003).	Desarrollado en colaboración con la IUCN, y adoptado en 2003 por las partes signatarias del Convenio de Barcelona.

Tabla 1. Convenios internacionales relativos a la conservación de los elasmobranchios en el Mar Mediterráneo.

Tiburones	Islas Baleares	Mediterráneo	Batoideos	Islas Baleares	Mediterráneo
<i>Hexanchus griseus</i>		NT	<i>Rhinobatos cemiculus</i>	EX	EN
<i>Squalus acanthias</i>	CR	EN	<i>Rhinobatos rhinobatos</i>	EX	EN
<i>Squalus blainvillei</i>	VU		<i>Torpedo marmorata</i>		LC
<i>Centrophorus granulosus</i>		VU	<i>Torpedo nobiliana</i>		DD
<i>Etmopterus spinax</i>		LC	<i>Torpedo torpedo</i>	CR	LC
<i>Centroscymnus coelolepis</i>		LC	<i>Dipturus batis</i>		CR
<i>Oxynotus centrina</i>		CR	<i>Dipturus oxyrinchus</i>		NT
<i>Dalatias licha</i>		DD	<i>Leucoraja fullonica</i>		DD
<i>Squatina aculeata</i>	CR	CR	<i>Leucoraja naevus</i>		NT
<i>Squatina oculata</i>	CR	CR	<i>Raja asterias</i>		LC
<i>Squatina squatina</i>	CR	CR	<i>Raja brachyura</i>		DD
<i>Alopias vulpinus</i>	VU	VU	<i>Raja clavata</i>		NT
<i>Cetorhinus maximus</i>	VU	VU	<i>Raja miraletus</i>		LC
<i>Carcharodon carcharias</i>	EN	EN	<i>Raja montagui</i>		LC
<i>Isurus oxyrinchus</i>	VU	CR	<i>Raja polystigma</i>		NT
<i>Lamna nasus</i>	VU	CR	<i>Raja radula</i>		DD
<i>Galeus melastomus</i>		LC	<i>Rostroraja alba</i>		CR
<i>Scyliorhinus canicula</i>		LC	<i>Dasyatis centroura</i>	VU	NT
<i>Scyliorhinus stellaris</i>	EN	NT	<i>Dasyatis pastinaca</i>	NT	NT
<i>Galeorhinus galeus</i>	CR	VU	<i>Pteroplatytrygon violacea</i>		NT
<i>Mustelus asterias</i>	EN	VU	<i>Gymnura altavela</i>	VU	CR
<i>Mustelus mustelus</i>	EN	VU	<i>Myliobatis aquila</i>		NT
<i>Mustelus punctulatus</i>		DD	<i>Pteromylaeus bovinus</i>	VU	
<i>Carcharhinus brachyurus</i>		DD	<i>Rhinoptera marginata</i>		NT
<i>Carcharhinus limbatus</i>		DD	<i>Mobula mobular</i>	VU	EN
<i>Carcharhinus plumbeus</i>		EN			
<i>Prionace glauca</i>	VU	VU	Quimeras		
<i>Sphyrna lewini</i>	EN		<i>Chimaera monstrosa</i>		NT
<i>Sphyrna tudes</i>	EN				
<i>Sphyrna zygaena</i>	EN	VU			

Tabla 2. Estado de conservación en el Mar Balear (Mayol et al. 2000) y en el Mar Mediterráneo (Cavanagh y Gibson, 2007) de los condriictos citados en las Islas Baleares.

EX: extinguido; CR: en peligro crítico; EN: en peligro; VU: vulnerable; NT: casi amenazado; LC: preocupación menor; DD: datos insuficientes.

las convenciones (entre las que se encuentran España y la UE) deberían iniciar la aplicación de los acuerdos firmados.

Situación actual en las Islas Baleares

En el Mar Mediterráneo se han registrado 47 especies de tiburones, 34 de rayas y una quimera. De éstas, 30, 25 y una, respectivamente, han sido citadas en aguas baleares. En la Tabla 2 se detalla el estado de conservación de las especies que han sido evaluadas tanto en el ámbito balear (Mayol et al., 2000) como en el Mediterráneo (IUCN, datos no publicados).

En las Islas Baleares las especies demersales con baja capacidad de dispersión pueden constituir subpoblaciones separadas de los de las costas continentales, y presentar distinto grado de conservación. En consecuencia, la gestión por parte de las autoridades autonómicas adquiere sentido. En cambio, para especies altamente migratorias, se impone la necesidad de establecer medidas de conservación que sobrepasen el ámbito estatal.

En las Islas Baleares existen siete reservas marinas, en las cuales están presentes ocho taxones protegidos de tiburones y rayas: *Scyliorhinus stellaris*, *Prionace glauca*, *Mustelus* spp., *Sphyrna* spp., *Squatina* spp., *Torpedo torpedo*, *Dasyatis*

centroura y *Dasyatis pastinaca*. Su pesca en estas reservas está estrictamente prohibida, y cualquier individuo eventualmente capturado debe ser liberado tanto vivo como muerto.

La investigación como requerimiento para la conservación

Los distintos planes y foros internacionales relativos a la conservación de tiburones identifican la investigación científica como uno de los puntos clave para alcanzar los objetivos propuestos. En los últimos años se ha incrementado el número de estudios sobre elasmobranquios en el ámbito balear (ver listado de bibliografía de interés). Aún así se desconocen muchos aspectos de su biología y ecología, así como del estado de conservación y la evolución temporal de gran parte de las especies. En consecuencia, existe una falta de información básica para la gestión adecuada de las poblaciones.

Algunos de los puntos identificados como prioritarios para la gestión de los elasmobranquios

en Baleares son la determinación y análisis de series temporales de capturas (Figura 1), la estimación de los descartes y la correcta identificación de los desembarques. Este último punto es especialmente interesante, ya que bajo la denominación genérica o comercial se agrupan a menudo varias especies, algunas de las cuales son poco frecuentes y no aparecen en absoluto en las estadísticas oficiales de captura (por ejemplo *S. stellaris*, *M. punctulatus*, o todos los batoideos, reunidos bajo la categoría "Rayas"). También la identificación de hábitats críticos, el área de dispersión de las especies y su distribución (por ejemplo *R. alba*, frecuente en las Pitiusas pero al parecer ausente en Mallorca y Menorca), o parámetros relacionados con el crecimiento o la reproducción, entre otros, deberían ser objeto de atención.

Bibliografía y otras referencias de interés

Cailliet, G.M., Musick, J.A., Simpfendorfer, C.A. y Stevens, J.D. 2005. Ecology and life history characteristics of chondrichthyan fish. 12-

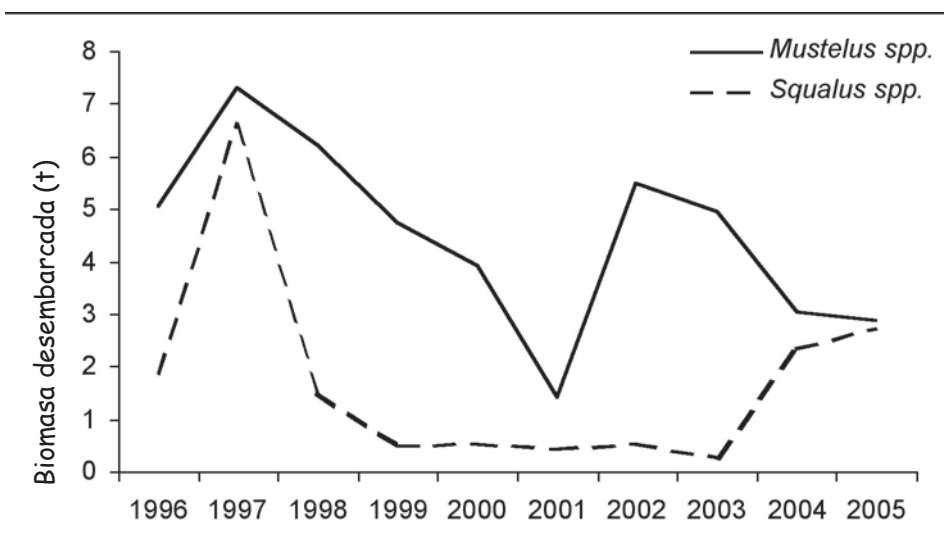


Figura 1. Volumen de desembarques de musola (*Mustelus spp.*) y mielga (*Squalus spp.*) en Mallorca entre 1996 y 2005 (Fuente: DG Pesca - Govern de les Illes Balears).

18. En: Fowler S.L., Cavanagh R.D., Camhi M., Burgess G.H., Cailliet G.M., Fordham S.V., Simpfendorfer C.A. y J.A. Musick (eds.). *Sharks, rays and chimaeras: The status of the chondrichthyan fishes. Status survey*. IUCN/SSC Shark Specialist Group, IUCN. Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Camhi, M., Fowler, S.L., Musick, J.A., Bräutigam, A. y Fordham, S.V. 1998. *Sharks and their Relatives – Ecology and Conservation*. IUCN/SSC Shark Specialist Group, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Cavanagh, R.D. y Gibson, C. 2007. Overview of the Conservation Status of Cartilaginous Fishes (Chondrichthyans) in the Mediterranean Sea. IUCN, Gland, Switzerland and Málaga, Spain. vi + 42 pp.
- Carbonell, A., Alemany, F., Merella, P., Quetglas, A. y Román, E. 2003. The by-catch of sharks in the western Mediterranean (Balearic Islands) trawl fishery. *Fisheries Research*, 61: 7-18.
- Carrasón, M. y Cartes, J.E. 2002. Trophic relationships in a Mediterranean deep-sea fish community: partition of food resources, dietary overlap and connections within the benthic boundary layer. *Marine Ecology Progress Series*, 241: 41-55.
- Cartes, J.E. y Carrasón, M. 2004. Influence of trophic variables on the depth-range distributions and zonation rates of deep-sea megafauna: the case of the Western Mediterranean assemblages. *Deep Sea Research I*, 51(2): 263-279.
- Holden, M.J. 1974. Problems in the rational exploitation of elasmobranch populations and some suggested solutions. 117-137. En: Harden-Jones, F.R. (ed.), *Sea Fisheries Research*. John Wiley and Sons. New York. USA.
- Massutí, E. y Moranta, J. 2003. Demersal assemblages and depth distribution of elasmobranchs from the continental shelf and slope off the Balearic Islands (western Mediterranean). *ICES Journal of Marine Science*, 60: 753-766.
- Mayol, J., Grau, A., Riera, F. y Oliver, J. 2000. Llista Vermella dels Peixos de les Balears. *Documents Tècnics de Conservació*, II època, núm. 7 y *Quaderns de Pesca*, núm. 4 (especial). Conselleria d'Agricultura i Pesca y Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. 126 pàgs.
- Morey, G., Martínez, M., Massutí, E. y Moranta, J. 2003. The occurrence of white sharks, *Carcharodon carcharias*, around the Balearic Islands (western Mediterranean Sea). *Environmental Biology of Fishes*, 68: 425-432.
- Morey, G. y Massutí, E. 2003. Record of the copper shark, *Carcharhinus brachyurus*, from the Balearic Islands (Western Mediterranean). *Cybiurn*, 27(1): 53-56.
- Morey, G., Riera, F. y Morales-Nin, B. 2003. The occurrence of the basking shark *Cetorhinus maximus* off the Balearic Islands (Western Mediterranean), and preliminary results on its seasonal distribution. *7th European Elasmobranch Association Meeting*. San Marino, October 2003.
- Morey, G., Moranta, J., Riera, F., Grau, A.M. y Morales-Nin, B. (en prensa). Elasmobranchs associated to marine reserves in the Balearic Islands (NW Mediterranean). *Cybiurn*.
- Sion, L., Bozzano, A., D'Onghia, G., Capezzuto, F. y Panza, M. 2004. Chondrichthyes species in deep waters of the Mediterranean Sea. *Scientia Marina*, 68 (Suppl. 3): 153-162.

LA FLORA AMENAZADA DE MENORCA: NECESIDADES DE CONSERVACIÓN Y ACTUACIONES DESARROLLADAS



Pere Fraga i Arguimbau, Joan
Juaneda Franco e Irene Estaún Clarisó
Departament de Reserva de Biosfera i Medi Ambient,
Consell Insular de Menorca, Plaça de la Biosfera, 5,
07703 Maó, Menorca, Illes Balears, España
e-mail: pfa.life@cime.es



Resumen: La isla de Menorca alberga una importante diversidad florística. Como ocurre en las otras islas del Mediterráneo una parte significativa de esta flora la forman especies endémicas de la isla o de las regiones inmediatas, así como otras que, sin ser endémicas, tienen una distribución restringida, ya sea en el ámbito local o en el conjunto de su área de distribución. La última actualización del catálogo florístico de la isla revela que hasta una tercera parte de las especies cuentan con menos de cinco poblaciones. Durante los últimos años la presión antrópica sobre la flora autóctona ha crecido considerablemente, incrementando de forma notable el nivel de amenaza de algunas de las especies más raras. Con el objetivo de asegurar su conservación el Consell Insular de Menorca ha desarrollado diversas actuaciones destinadas a la conservación de la flora.

Palabras clave: Menorca, flora, gestión, conservación, amenazas.

Abstract: Minorca hosts an important floristic diversity. As in other Mediterranean islands a significant proportion of their flora is composed of endemic species of the island or of the surrounding region, as well as of other species that, although not endemic, have a restricted or sparse distribution in the island or in its whole distribution range. The latest revision of the flora catalogue of the island shows that a up to a third of its species have less than five known populations. In the last years human pressure on autochthonous flora has increased considerably, thus making greater the threat level of some of the rarest species. With the aim to ensure their long term conservation, the Consell Insular de Menorca has carried out several initiatives towards flora conservation.

Keywords: Minorca, flora, management, conservation, threats.

La flora de Menorca y su situación actual

La última actualización de la flora de Menorca (Fraga *et al.*, 2006) ha revelado que actualmente su flora vascular está formada por más de 1.300 taxones. Como corresponde a la situación geo-

gráfica de la isla, la mayoría de las especies que la forman tienen su centro de distribución en el Mediterráneo (>50%). El componente endémico de la misma es de 83 taxones (6%), mientras que los taxones que se sabe con certeza que son alóctonos representan hasta un 12%. El análisis del nivel de abundancia realizado en la misma obra,

considerando la distribución en la isla y el número de localidades, revela que hasta un 30% de los taxones cuentan con menos de cinco localidades o poblaciones.

La isla de Menorca es un territorio con un elevado nivel de antropización. Como consecuencia de la presencia secular del hombre en la isla, prácticamente todo el territorio muestra influencias de su presencia. Este hecho también se refleja en las características de la flora. La importante proporción de terófitos (plantas con un ciclo de vida anual) o la importancia de grupos de especies y familias como las leguminosas o las gramíneas, indican la existencia de ambientes y hábitats alterados en los que estas plantas de comportamiento pionero se establecen con facilidad. A pesar de esta situación y hasta hace pocos años, la práctica de una agricultura tradicional había permitido la existencia de un delicado equilibrio entre la actividad humana y la conservación de la biodiversidad. El paisaje mediterráneo en mosaico que predomina en la isla es una de las pruebas de esta situación de equilibrio. Las virtudes de esta ordenación paisajística en la conservación de la biodiversidad son bien conocidas (Frieben y Köpke, 1994; Lampkin, 1990; McNeely, 1995; Pimentel *et al.*, 1992).

Pero en los últimos años se ha producido un cambio importante en esta situación. El cambio en los usos del suelo y la introducción de nuevas técnicas agrícolas más agresivas, están rompiendo este delicado equilibrio. Al mismo tiempo, el aumento de la población y la actividad turística han incrementado notablemente la presión humana sobre el medio natural. Este nuevo escenario ha tenido varias consecuencias, entre ellas la aparición de nuevas amenazas para la flora autóctona o directamente el empeoramiento del estado de conservación de algunas de las especies vegetales en situación más precaria.

Estas circunstancias han sido las que han motivado el desarrollo de diferentes iniciativas de

ámbito local que tienen como objetivo final asegurar, a largo plazo, la conservación de la flora autóctona, y especialmente de la más amenazada.

La flora amenazada de Menorca

La flora amenazada de un territorio puede ser considerada desde diversos ámbitos: local, regional, nacional, etc. Sin embargo, en los territorios insulares, por su aislamiento geográfico, es aconsejable trabajar en el ámbito local, no solamente para los endemismos, sino también para aquellas especies que, aún teniendo una área de distribución amplia, puedan tener un carácter relicto u ocupar hábitats específicos de interés científico o ecológico. Con estos criterios, en la flora de Menorca se han identificado 308 taxones autóctonos (Figura 1) considerados como muy raros (con menos de cinco localidades conocidas). Este grupo lo forman tanto endemismos como plantas introducidas por el hombre en tiempos antiguos (arqueófitos), pero que actualmente tienen interés de conservación por estar ligadas a cultivos o técnicas agrícolas tradicionales. Este sería el caso de una parte significativa de la flora vegetal (de rastrojeras y barbechos). La proporción de taxones muy raros es todavía más elevada en el conjunto de la flora endémica (Figura 2).

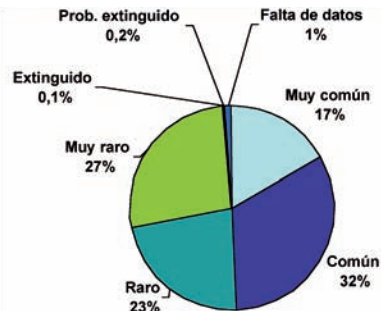


Figura 1. Niveles de abundancia para el conjunto de la flora de Menorca (Fraga *et al.*, 2004).

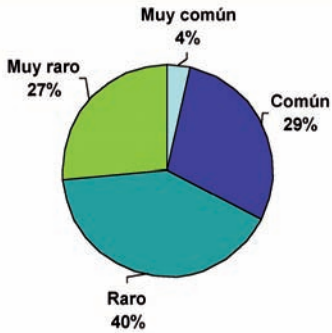


Figura 2. Niveles de abundancia en el conjunto de la flora endémica de Menorca.



Figura 4. Accesos rodados incontrolados en un estanque temporal (Foto Pere Fraga).

Amenazas

Actualmente, la mayor parte de las amenazas que afectan a algunas plantas amenazadas son de origen antrópico. Entre las más importantes hay que destacar: cambios en los usos del suelo, prácticas agrícolas agresivas, sobrefrecuentación humana en zonas sensibles (Figura 3), proliferación de accesos rodados incontrolados o la presencia de especies exóticas invasoras. Los efectos de cada una de ellas varían considerable-

mente en función de los hábitats y las especies. Para algunos ambientes como los estanques temporales mediterráneos, que albergan un buen número de especies amenazadas, es posible detectar otras más específicas o un efecto más negativo de algunas consideradas poco importantes en un ámbito más general. Así por ejemplo, la entrada de una especie invasora o un acceso rodado (Figura 4), aunque sea eventual, pueden significar una alteración irreversible del hábitat. La presencia e intensidad de estas amenazas en



Figura 3. Sobrefrecuentación en un sistema dunar, hábitat sensible a alteración por pisoteo (Foto Pere Fraga).

la isla se ha ido incrementando rápidamente en los últimos años. Es precisamente esta aparición casi repentina la que incrementa todavía más sus efectos negativos.

Actuaciones necesarias

De la presencia de estas amenazas y de sus efectos negativos se pueden determinar las actuaciones más necesarias para paliar o eliminar su impacto. Para la mayoría de ellas es posible realizar acciones *in-situ* con este objetivo. La supresión de accesos rodados o el cerramiento de zonas sensibles al pisoteo, son trabajos relativamente sencillos y con un coste económico razonable. Pero lo que interesa de verdad, más que lograr un control puntual, es conseguir que estas amenazas desaparezcan de forma permanente en un ámbito más general. Puesto que tienen un origen antrópico, no hay duda que conseguir este objetivo más duradero pasa inevitablemente por una sensibilización de la sociedad.

Actuaciones desarrolladas y resultados

Siguiendo todas estas consideraciones y objetivos, en Menorca se han desarrollado en los últimos años diversas iniciativas públicas que han tenido como objetivo principal la conservación de la flora amenazada. Entre las más importantes cabe destacar el desarrollo del proyecto LIFE Naturaleza “Conservación de áreas con flora amenazada en la isla de Menorca” (LIFE2000NAT/E/7355). El planteamiento y redacción de esta propuesta tuvieron como punto de partida precisamente las amenazas sobre la flora mencionadas anteriormente. Considerando sus efectos negativos se propusieron dentro del proyecto una serie de acciones que se pueden agrupar de la siguiente forma:

- Redacción de planes de gestión para las especies de flora incluidas en el anexo II de



Figura 5. *Anthyllis hystrix*, endemismo menorquín de la zona litoral (Foto Pere Fraga).

la Directiva Hábitats (92/43/CEE): *Anthyllis hystrix* (Figura 5), *Apium bermejoi*, *Daphne rodriguezii*, *Femeniasia balearica*, *Marsilea strigosa*, *Paeonia cambessedesii* y *Vicia bifoliolata*.

- Propuestas para la supresión de accesos rodados incontrolados.
- Propuesta de una red de microreservas de flora en la isla de Menorca.
- Creación de nuevas poblaciones de las especies más amenazadas.
- Actuaciones para la eliminación de especies exóticas invasoras (*Carpobrotus*).
- Concienciación y sensibilización social.

Al planteamiento original del proyecto se sumaron valores añadidos como la redacción de planes gestión para otras especies en situación crítica (*Lavatera triloba* subsp. *pallescens*), la realización de estudios para conocer la diversidad genética de las especies más amenazadas (*Apium bermejoi* y *Daphne rodriguezii*) o el desarrollo de herramientas cartográficas para determinar las zonas más favorables para las especies objetivo del proyecto.

Además, los resultados de las acciones previstas y realizadas dentro de este proyecto generaron también numerosas recomendaciones adicionales sobre futuras acciones necesarias para la conservación de la flora, como las que se incluían en los diferentes planes de gestión. Algunas de estas acciones propuestas ya se están realizando.



Figura 6. *Pilularia minuta*, especie no endémica pero con poblaciones reducidas en toda su área de distribución mundial (Foto Pere Fraga).

do actualmente. Este es el caso del seguimiento de la única población del endemismo menorquín *Apium bermejoi*. Además, un importante conjunto de estas acciones se están desarrollando actualmente en el marco de un nuevo proyecto LIFE Naturaleza “Conservación y gestión de estanques temporales en la isla de Menorca” (LIFE05/NAT/ES/000058). Aunque, como indica su nombre, este proyecto está centrado en la conservación de un hábitat, la importancia que tiene en aquel la vegetación y las amenazas a la flora, implica el desarrollo de acciones de conservación para algunas especies amenazadas en la isla como *Marsilea strigosa*, *Pilularia minuta* (Figura 6), *Galium debile* o *Isoetes velata*.

Después de estos años de acciones continuadas en la protección de la flora es posible observar algunos primeros resultados positivos. Como consecuencia de la eliminación de la especie exótica invasora *Carpobrotus* en la zona litoral, ya se ha detectado la recuperación de las comunidades vegetales litorales con una elevada presencia de endemismos (*Limnietum caprariensis* y *Launaetum cervicornis* principalmente). Tras la introducción de *Apium bermejoi* en una nueva localidad, se está consiguiendo crear una segunda población que puede ayudar a que esta especie En Estado Crítico tenga más posibilidades de supervivencia. Pero sin duda, los resultados más positivos y con mayor rendimiento a largo plazo, se han conseguido en el ámbito social. Las

numerosas acciones de sensibilización desarrolladas en el marco de estos proyectos han conseguido aumentar notablemente la percepción de la necesidad de conservación de la flora amenazada, especialmente de la endémica, y con ello se ha logrado que aspectos como la introducción de especies exóticas invasoras o la proliferación de accesos rodados incontrolados, también sean percibidos como una amenaza ambiental por una buena parte de la población local.

Bibliografía

- Fraga i Arguimbau, P., Mascaró Sintés, C., Carerras Martí, D., García Febrero, O., Pallicer Allés, X, Pons Gomila, M., Seoane Barber, M. y Truyol Olives, M. 2004. *Catàleg de la flora vascular de Menorca*. Institut Menorquí d'Estudis. Maó.
- Frieben, B. y Köpke, U. 1994. Effects of farming systems on biodiversity. 11-21. En: Isart, J. y Llerena (eds.), *Biodiversity and Land Use: The Role of Organic Farming*. Proceedings of the first ENOF-Workshop Bonn, 1995.
- Lampkin, N. 1990. *Organic Farming*. Farming Press, United Kingdom.
- McNeely, J.A. 1995. How traditional agro-ecosystems can contribute to conserving biodiversity. 20-40. En Halladay, P. and Gilmour, D.A. Eds. *Conserving Biodiversity Outside Protected Areas*. Cambridge: IUCN Publishing Unit.
- Pimentel, D., Stachow, U., Takacs, D.A., Brubaker, H.W., Dumas, A.R., Meaney, J.J., O'neil, J.A.S., Onsi, D.E. y Corzilius, D.B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience*, 42: 354-362.

EL PROYECTO BIOATLES



Ivan Ramos Torrens

Servei de Protecció d'Espècies

Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears

C/ Manuel Guasp, 10 07006 Palma de Mallorca, Illes Balears, España

Correo electrónico: iram@dgcapea.caib.es



Resumen: Se presenta el Proyecto Bioatles, financiado por la Conselleria de Medi Ambient de las Illes Balears. Se trata de un Sistema de Información Geográfica en el que aparece reflejada la corología de los taxones presentes en las Baleares a una escala de 1x1 km. Se explica brevemente su estructura, funcionamiento, objetivos y perspectivas futuras. También se dan a conocer las fichas del Bioatles: una edición en papel de carácter divulgativo que contiene información actual sobre aspectos tales como biología, distribución y conservación de las especies más significativas de las Islas Baleares. La información contenida en el Bioatles es de especial relevancia en lo que respecta a la correcta gestión de los taxones, especialmente de aquellos amenazados y/o catalogados.

Palabras clave: SIG, Bioatles, base de datos, corología, Illes Balears.

Summary: The Bioatles Project, an initiative of the Regional Ministry of Environment of the Balearic Islands, is presented. It is a Geographical Integrated System in which corology of Balearic taxa is registered at 1x1 km scale. Its structure, operation, goals and future prospects are briefly explained. Moreover, Bioatles records are publicized: a layman paper edition containing up-dated information about biology, distribution and conservation of the most significant species of the Balearics. The information included in Bioatles Project is particularly relevant for an appropriate management of taxa, specially those threatened and/or catalogued.

Keywords: GIS, Bioatles, database, corology, Balearic Islands.

Introducción

Los Sistemas de Información Geográfica (SIG) se están convirtiendo en una de las herramientas de gestión de la información más utilizadas en la actualidad. El desarrollo de las nuevas tecnologías permite el manejo de grandes cantidades de datos y su procesamiento para la consecución de los objetivos planteados.

Un SIG funciona como una base de datos con información geográfica (datos alfanuméricos) que se encuentra asociada por un identificador común a los objetos gráficos de un mapa digital. De esta forma, señalando un objeto se conocen sus atributos e, inversamente, preguntando por un registro de la base de datos se puede saber su localización en la cartografía.

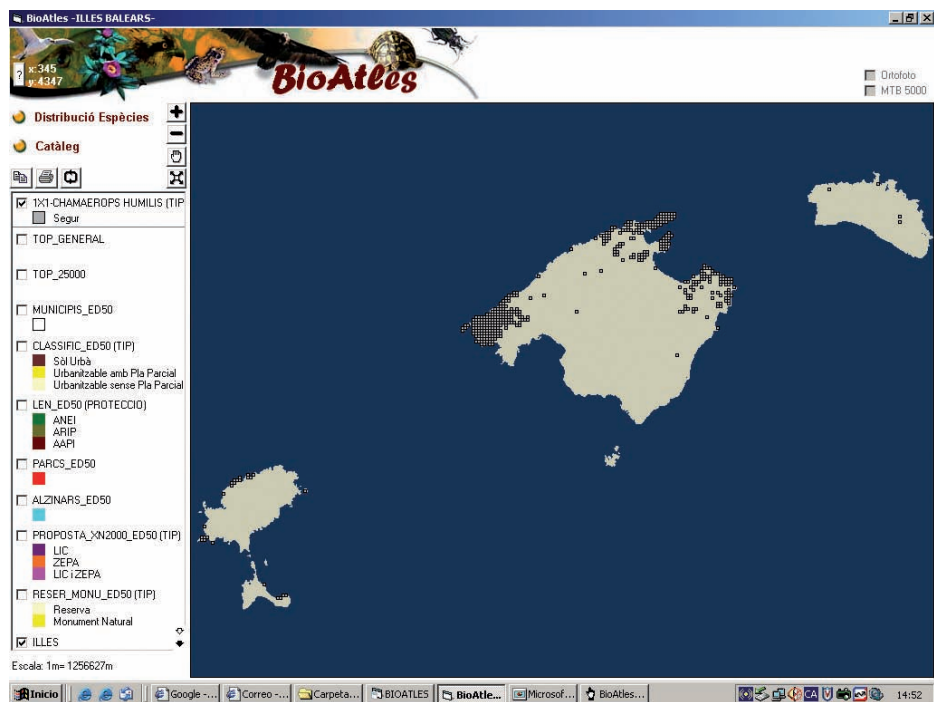


Figura 1. Distribución del palmito (*Chamaerops humilis*) en las Islas Baleares a escala de 1x1 km.

El SIG separa la información en diferentes capas temáticas y las almacena independientemente, permitiendo trabajar con ellas de manera rápida y sencilla, y facilitando al profesional la posibilidad de relacionar la información existente a través de la topología de los objetos, con el fin de generar otra nueva que no podríamos obtener de otra forma.

La Conselleria de Medi Ambient de les Illes Balears empezó a desarrollar en el año 2005 el SIG bautizado como Proyecto Bioatles. El proceso de creación de una herramienta de este calibre obliga a una planificación concienzuda de los objetivos que se pretenden conseguir.

El objetivo general del Proyecto Bioatles es recopilar toda la información existente sobre la distribución de los organismos de las Islas Baleares y trasladar dicha información al aplicativo. Existen ya varios SIG en diversas Comunidades Autónomas

(BDBC en Cataluña, Herbario de Jaca de Aragón, Atlantis de las Islas Canarias, etc.) con un formato semejante al Bioatles y que se han convertido en referencia en el seno de la comunidad científica. Habitualmente se circunscriben a una comunidad autónoma concreta, si bien el Bioatles presenta la ventaja sustancial frente a ellos de que utiliza una escala geográfica mucho más precisa, de 1x1 km (Figura 1).

Durante la programación del aplicativo hubo que hacer frente a la complejidad de la sistemática biológica. Ello obligó a crear algunos grupos artificiales para facilitar así el correcto desarrollo de la aplicación. Así, se crearon 24 grupos taxonómicos de fauna y flora, con el objetivo de abarcar con ellos todos los taxones presentes en la superficie terrestre de las Islas Baleares. Dentro de cada grupo se crean todas las familias existentes y en cada una de ellas incluimos las especies balearicas.

Las fuentes de información

Las fuentes de las que proviene la información del Bioatles son de diferentes tipos:

1. Publicaciones de todo tipo: Libros, artículos científicos, tesis, monografías, etc., tanto en papel como en formato digital.
2. Archivos del Servicio de Protección de Especies y de la Conselleria de Medi Ambient: el trabajo de tantos años de las administraciones públicas muchas veces queda archivado en documentos o informes inéditos que no son de acceso fácil para el público general.
3. Colaboraciones de científicos o naturalistas: las comunicaciones de científicos, naturalistas o expertos muchas veces aportan información de primera mano sobre algunas especies.
4. Trabajo de campo: las salidas de campo del personal del Servicio de Protección de Especies en el desarrollo de sus funciones aportan información actualizada.

Toda esta información se vuelca sistemáticamente en el aplicativo, previa revisión. Únicamente se introducen aquellos datos de contrastada fiabilidad, prescindiéndose de los dudosos.

Utilidades

Como se ha comentado, los SIG pueden abarcar gran cantidad de temas y contener una cantidad ingente de información, limitada únicamente por la capacidad de la base de datos y por las características de la programación del propio aplicativo.

El Bioatles, en concreto, tiene las siguientes utilidades:

- Uso administrativo: Planificar y gestionar proyectos de conservación y verificar estudios de impacto ambiental.

- Uso científico: Para elaborar datos necesarios para publicaciones o cualquier tipo de tratamiento científico de los datos.
- Uso técnico: Para particulares y empresas que quieran consultar la información

De hecho, y dado que el acceso vía internet no ha sido aún desarrollado, esta información ha sido consultada en numerosas ocasiones a través del terminal situado en el Servicio de Protección de Especies.

Basándose en la información recopilada la administración autonómica ha tomado importantes decisiones en materia de ordenación territorial, lo que permite regular con mayor precisión el desarrollo de actividades humanas en el medio natural.

Estructura

El Proyecto Bioatles está estructurado en una base de datos Access en la que se encuentran representados todos los grupos taxonómicos. A ella se encuentran asociadas otras bases de datos en las que se almacenan los registros de cada taxón, de los cuales puede haber hasta cinco por cada cuadrícula 1x1 km. Cada cita se introduce en la base a través de un formulario en el que se incluye la siguiente información: cuadrícula UTM de 1x1 km, fecha y fuente de la cita; y tipo de cita (de la que hemos establecido las siguientes categorías: posible, probable, segura y migrante -de acuerdo con la terminología ornitológica-, extinto y antrópico –en el caso de introducciones-).

Estas bases de datos se encuentran vinculadas a las capas geográficas (municipios, toponimia, clasificación del suelo, espacios naturales protegidos, mapa topográfico balear, ortofoto, etc.) a través de los programas MapObjects y VisualBatics.

Consultas

Las consultas al Bioatles pueden realizarse a través de dos vías diferentes. Por una parte se puede realizar un mapa de distribución del organismo seleccionado o de varios de ellos conjuntamente (a escala de 1x1, 5x5 y/o 10x10 Km.), y por otra parte se pueden visualizar todos los taxones existentes en una cuadrícula dada.

Divulgación: las fichas del Bioatles

La fórmula seleccionada para divulgar entre la sociedad balear el contenido del Proyecto Bioatles es la realización anual de una serie de fichas de especies de la flora y fauna de las Baleares con información biológica, fotografía y el mapa de distribución en Baleares a una escala de 1x1 km. La estructura general de estas fichas consiste en una cara anterior en la que aparece una fotografía, un mapa de distribución mundial, un texto sobre biología de la conservación y la sistemática del taxón. En la cara posterior aparece el mapa de distribución en Baleares.

Hasta el momento, se han publicado dos entregas con una tirada de 1000 ejemplares cada una, la primera en mayo de 2006 y la segunda en agosto de 2007. La mitad de la edición es distribuida por la Societat Balear d'Història Natural, organización no gubernamental que colabora en la edición de las fichas. La distribución del resto queda a cargo del Servei de Protecció d'Espècies. En la primera edición se lanzaron 29 fichas y 35 en la segunda, desglosadas de la siguiente manera: 25 plantas, 12 invertebrados, dos anfibios, seis reptiles, 16 aves y tres mamíferos. Es importante destacar que, en estas fichas, se ha conseguido representar especies de la totalidad de las islas mayores de Baleares (Figura 2). Asimismo, la mayor parte de los organismos representados en las fichas del Bioatles se encuentran amparados por alguna figura de protección (Figura 3): 30 se hallan en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/1990), 17 en el Catàleg Balear d'Espècies Amenaçades (Ordre 75/2005) y otros 17 no están protegidos. En la Figura 4 se pueden apreciar las figuras de protección de los 47 taxones catalogados.

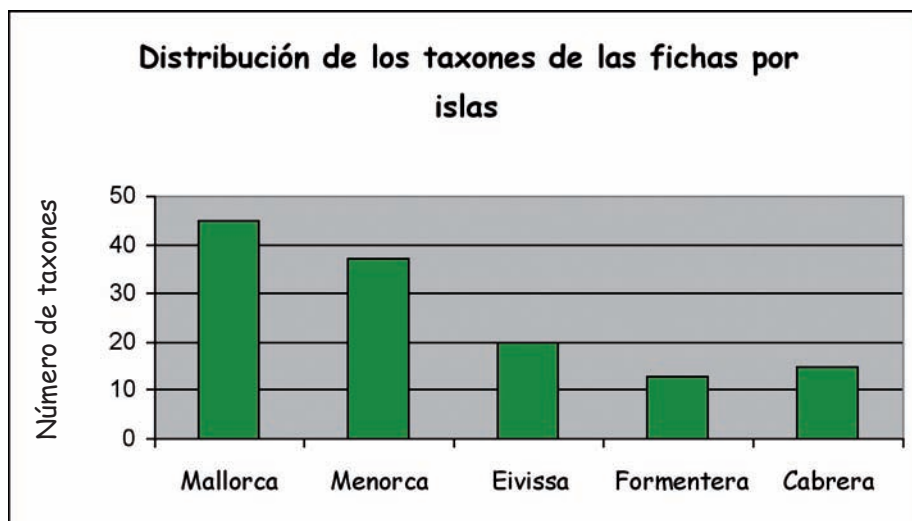


Figura 2. Distribución por islas de los taxones de las 64 publicadas hasta el momento (algunos taxones se encuentran en varias islas).

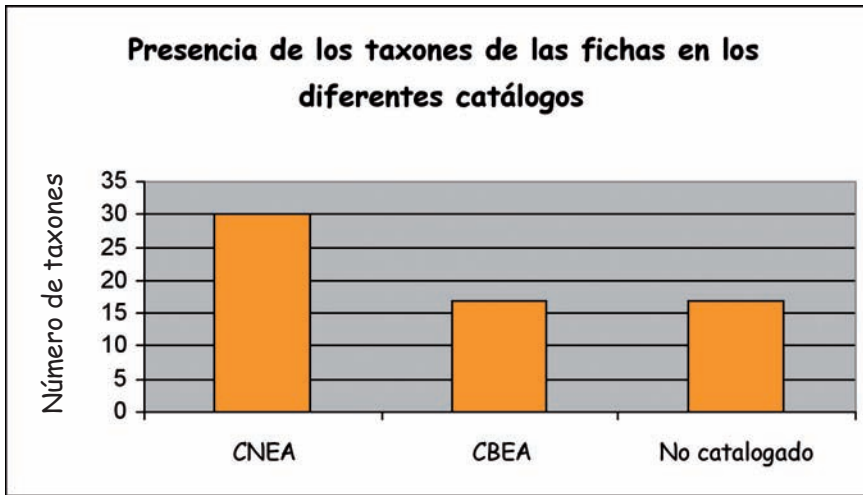


Figura 3. Presencia en catálogos de protección oficial de los 64 taxones cuya ficha del Bioatles se ha publicado. CNEA: Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (R.D. 439/90); CBEA: Catálogo Balear de Especies Amenazadas (Decret 75/2004).

La elección de una especie para ser incluida en la edición de las fichas es función básicamente de la información existente sobre su distribución en Baleares y de un buen conocimiento de su biología. En la Figura 5 es posible observar la representatividad de los diferentes grupos en ambas ediciones.

También es importante destacar que, de las 64 fichas editadas, 28 se corresponden a endemismos baleares, lo cual supone el 43,75%.

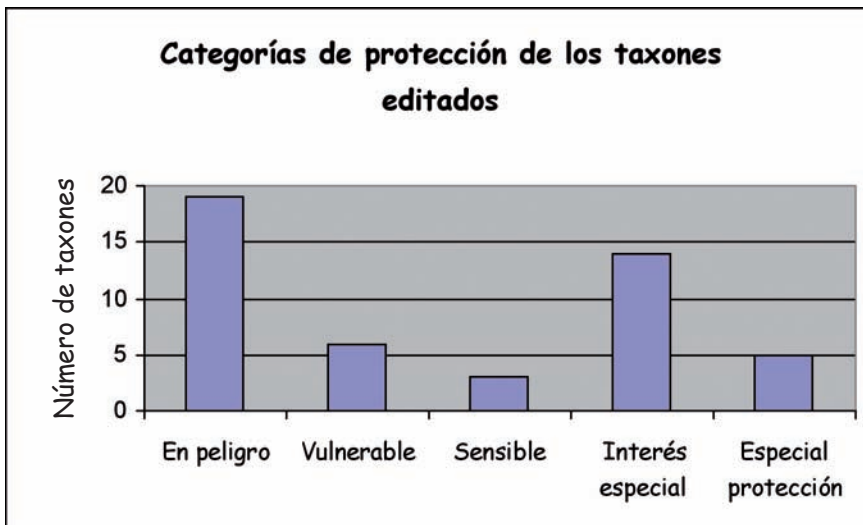


Figura 4. Categorías de protección de los 47 taxones de los que se ha editado la ficha del Bioatles y que se encuentran catalogados, bien en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, bien en el Catàleg Balear d'Espècies Amenaçades.

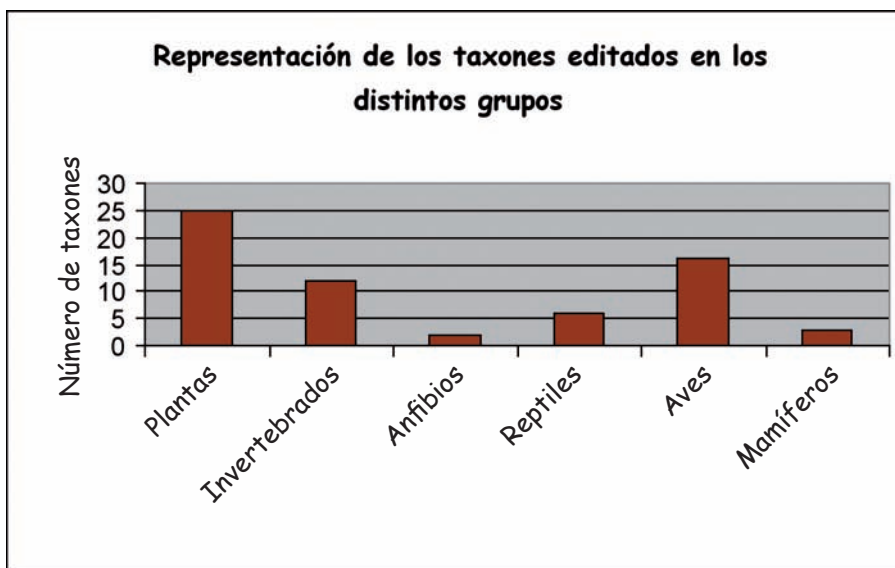


Figura 5. Representatividad de los diferentes grupos en las 64 fichas del Bioatles editadas.

Presente y futuro del Bioatles

En abril de 2008 se ha alcanzado la cifra de 64.675 registros introducidos en el Bioatles, pertenecientes a 5.061 taxones. Se espera continuar incrementando estas cifras, así como completar áreas y especies concretas. Evidentemente, como Servicio de Protección de Especies, interesa especialmente obtener el máximo de información de las especies sobre las cuales priorizamos nuestros esfuerzos, es decir, las especies catalogadas. Esta información es vital de cara a conseguir una adecuada gestión. Otra línea importante de trabajo es continuar con la edición de más fichas del Bioatles.

Durante estos años de uso de la aplicación se han detectado algunos aspectos mejorables, entre ellos la necesidad de migrar la base de datos a otro sistema con una capacidad superior (Oracle), pero principalmente es necesario que esta información se encuentre disponible para la sociedad mediante internet. Como es lógico, posiblemente se deberán realizar una serie de restricciones para evitar el acceso a una infor-

mación muy precisa en el caso de especies con el mayor rango de protección a efectos de evitar molestias o recolecciones indiscriminadas. Todo ello será posible mediante el desarrollo de la futura versión de la aplicación, en la que ya estamos trabajando: el Bioatles 2.0.

Referencias de interés

- BDBC. Banc de Dades de Biodiversitat de Catalunya. <http://biodiver.bio.ub.es/biocat/homepage.html>
- Herbario Jaca. <http://www.portaljaca.com/herbario/es/index.php>
- Proyecto Atlantis. <http://www.gobiernodecatalunya.org/cmayot/medioambiente/medionatural/biodiversidad/bancodatos/index.html>
- Fauna Europaea. <http://www.faunaeur.org/>
- Programa Anthos. Sistema de Información sobre las plantas de España. <http://www.anthos.es/v21/index.php?page=intro>
- SIVIM. Sistema de Información de la Vegetación Ibérica y Macaronésica. <http://www.sivim.info/sivi/>

- Fichas del Proyecto Bioatles. Edición mayo 2006 y edición agosto 2007. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears.

LAS ENERGÍAS RENOVABLES Y LA CONSERVACIÓN DE AVES CARROÑERAS: EL CASO DEL BUITRE LEONADO (*Gyps fulvus*) EN EL NORTE DE LA PENÍNSULA IBÉRICA



Álvaro Camiña Cardenal
Apartado de Correos 339
28220 Majadahonda MADRID ESPAÑA
Correo electrónico: acamia@vodafone.es



Resumen: España se ha convertido en un referente mundial en producción de energía eólica. Sin embargo, el impacto causado por la colisión de aves con los aerogeneradores no se ha estudiado convenientemente. Entre 2000 y 2006 se han registrado 732 muertes de buitres leonados en el Sistema Ibérico. Los adultos han sido la clase de edad más afectada, con el consiguiente riesgo de afección a la dinámica poblacional de la población. De los tres hallados vivos, ninguno pudo ser recuperado para ser liberado. Sin embargo, sólo una pequeña parte de los aerogeneradores causan una alta mortalidad. Se proponen medidas generales de mejora de los estudios previos a la instalación de este tipo de infraestructuras con objeto de minimizar el impacto sobre esta especie.

Palabras clave: Aves carroñeras, buitre leonado, mortalidad, eólica, renovables.

Summary: Spain has become a global reference regarding wind energy production. However, the impact resulting from birds colliding with wind turbines has not been properly assessed. Between 2000 and 2006, 732 dead griffon vultures were recorded in wind farms in the Sistema Ibérico mountain range; adults are the worst affected age group, which means there is a greater risk of the population dynamics being affected. Only three birds were found alive and none of these have recovered enough to be released. But only a small proportion of wind turbines cause high rates of mortality. General measures are suggested in order to improve assessment studies which are carried out before this type of infrastructures is built and so to minimize their impact on this species.

Keywords: carrion-feeder birds, griffon vulture, mortality, wind power, renewable.

Introducción

En los últimos años España se ha convertido en un país de referencia en Europa en cuanto a la potencia de energía eólica instalada, tan sólo superada por Alemania. El desarrollo de las energías renovables en España ha sido considerable

en los últimos años, existiendo en la actualidad 483 parques eólicos en funcionamiento y un total de 12.569 turbinas instaladas (AEE, 2006).

La energía eólica es una fuente inagotable al transformarse de un recurso renovable, el viento. No obstante, como todas las energías tiene cier-

tos inconvenientes. Uno de ellos es la mortalidad causada por las aspas de los aerogeneradores a las aves y quípteros. A pesar de ser un hecho conocido desde hace tiempo en otros países (Howell *et al.*, 1988; Orloff y Flannery, 1992; Gauthreaux, 1995; Anderson, 1999; Erickson 2001), en España apenas se ha profundizado, salvo casos concretos en parques eólicos determinados (Lekuona, 2002; De Lucas y Ferrer, 2004). Desde el punto de vista de los promotores eólicos, la mortalidad de aves en estas infraestructuras apenas ha sido mencionada, si no pasada por alto, aunque puede constituir un problema serio de conservación, especialmente en aquellas especies estrategias de la *K* (producen una descendencia muy pequeña, por lo general uno o dos huevos y alcanzan la madurez reproductora a una edad avanzada).

El objeto de este trabajo es aportar una visión global del problema en una zona amplia peninsular. Sólo desde un enfoque de este tipo es posible acometer medidas correctoras que compatibilicen el desarrollo y la conservación de la naturaleza.

Si bien existe normativa a escala europea, estatal y autonómica de cómo deben realizarse los Estudios de Impacto Ambiental de estas centrales eólicas, y normas acerca de cómo deberían ser sus posteriores seguimientos, casi nada se ha publicado acerca de su impacto real. El peligro se ha focalizado hacia las líneas eléctricas de evacuación y los datos de seguimiento, si se realizan, no son fácilmente accesibles al público general. La escasa información disponible habla de un impacto moderado o mínimo a las aves (Janss, 2001; De Lucas y Ferrer, 2004; Barrios y Rodríguez, 2004). Incluso desde los promotores se señala que este tipo de energía no es más dañina para las aves que otras infraestructuras como las carreteras.

El buitre leonado (*Gyps fulvus*) ha experimentado un notable aumento en España a lo largo de las

tres últimas décadas (SEO, 1981; Arroyo *et al.*, 1989; Del Moral y Martí, 2001). Entre las causas del mismo pueden citarse la protección de las colonias de cría, la ausencia de persecución directa, tiros o venenos (ver sin embargo Hernández, 2000 para una revisión de éste último punto) y una abundancia considerable de alimento (Camiña, 2004). Sin embargo, la aparición de enfermedades en el ganado con riesgo de transmisión al hombre, especialmente la encefalopatía espongiiforme bovina (EEB), constituyen una seria amenaza debido a las normativas europeas de destrucción de cadáveres (Camiña, 2004).

Esta comunicación aporta datos generales sobre el impacto de la energía eólica en el norte peninsular, concretamente en el entorno del Sistema Ibérico (comunidades autónomas de La Rioja, Castilla y León, Aragón y Comunidad Valenciana). En segundo lugar, se analiza la afección sobre esta especie en una zona de menor extensión de la que se disponen datos concretos de las colisiones.

Área de estudio

La Figura 1 muestra el área de estudio, de unos 300 Km. de largo, a través de las comunidades autónomas de Navarra, Castilla y León, La Rioja y Aragón y de la provincia de Castellón. Incluye el Sistema Ibérico y una franja aproximada de 50 Km. a cada lado del eje central de dicho sistema montañoso. El área de estudio comprende el 22,36% de los parques eólicos instalados en España y el 24,87% de las turbinas.

La segunda parte del estudio se ha centrado en un área de menor extensión, homogénea desde el punto de vista ambiental constituida por las comarcas aragonesas del Campo de Borja, Valdejalón y Ribera Alta del Ebro. Se trata de una zona eminentemente llana con pequeñas elevaciones o muelas que destacan claramente sobre el paisaje. Su extensión es de unos 2.000 Km².



Figura 1. Mapa de localización del área de estudio, en negro el Sistema Ibérico y en el círculo la zona de comarcas aragonesas analizadas en detalle

existiendo 140 parques eólicos instalados con un total de 4.083 turbinas.

La población de aves carroñeras, buitre leonado y alimoche (*Neophron percnopterus*), más próximas se encuentran a 18 Km. de distancia de los parques estudiados, en torno al Macizo del Moncayo. Este macizo está protegido como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) e incluido dentro del Plan de Recuperación del quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*), especie catalogada En Peligro de Extinción tanto en Aragón como en España. La población de buitre leonado de esta zona fue estimada en un mínimo de 378 parejas nidificantes (Del Moral y Martí, 2001).

Material y métodos

La primera parte del trabajo se limita a recoger los datos de mortalidad brutos en toda la zona de estudio. Los datos han sido proporcionados por

los Servicios Territoriales de Medio Ambiente de Soria (Junta de Castilla y León), Gobierno de La Rioja, Gobierno de Aragón y Generalitat Valenciana. Además, se han incluido datos parciales de Navarra (Lekuona, 2002). Por tanto, se trata de datos brutos no sistemáticos.

La segunda parte se ha centrado en las comarcas aragonesas mencionadas en el apartado anterior, analizando la estacionalidad de la mortalidad, la distribución de la misma en los parques, el tipo de lesiones causadas a los buitres y las edades afectadas. El estudio se hizo durante un ciclo anual completo de julio de 2004 a agosto de 2005. Cada individuo encontrado tras una colisión fue georreferenciado y asignado al aerogenerador más cercano, registrándose la fecha de la misma. En cuatro parques se analizó mensualmente la tasa de paso (aves/min.) durante tres días alternos y por periodos de 120 minutos en cada uno. Se trataba de relacionar la mortalidad con la frecuencia con que los buitres sobrevola-

ban dichos espacios. Conviene precisar que, a la hora de analizar los distintos apartados, los tamaños muestrales pueden variar.

Resultados

La Tabla 1 muestra el número de parques eólicos por provincias y número de aerogeneradores instalados, el número de parques visitados y los casos confirmados de siniestralidad en las provincias consideradas. Puede observarse la elevada mortalidad de buitre leonado y la presencia de dos casos de buitre negro (*Aegypius monachus*) que, a pesar de no criar en esta zona peninsular, es un visitante regular y uno de Alimoche. Dado que no se trata de un seguimiento riguroso en cada provincia ni en cada parque, salvo casos puntuales, no se puede comparar la incidencia real de la mortalidad a escala interprovincial.

Además de los registros mencionados, también se ha revisado la información aportada por empresas encargadas del seguimiento, igualmente entre 2000 y 2006, de otros 16 parques eólicos en Zaragoza y uno en Teruel, cuyos datos no fueron proporcionados por las autoridades inicialmente. Los resultados mostraron la muerte de 22 buitres leonados adicionales en Zaragoza y 13 en Teruel que, añadidos a los de la Tabla 1 hacen un mínimo total de 794 individuos entre 2000 y 2006. En relación con otros tipos de accidentes sufridos

por el buitre leonado, se consultaron los ingresos en cuatro centros de recuperación de la zona estudiada. En ninguno el número de accidentes causados por el tráfico de vehículos supuso un valor superior al 1,96% de los ingresos, mientras que los casos de traumatismo con aerogeneradores se elevaron hasta el 29,96%, especialmente a partir de 2005.

En lo que se refiere a las comarcas aragonesas del Campo de Borja, Ribera Alta del Ebro y Valdejalón, se registraron 126 colisiones de buitres leonados. Si se observa la mortalidad total acumulada en función del número de aerogeneradores de un parque tipo (Figura 2), puede observarse cómo una pequeña proporción de éstos es la causante de un elevado porcentaje de dicha mortalidad (es decir, cinco aerogeneradores causaron el 60% de las colisiones).

Sólo se encontraron tres buitres leonados vivos. El primero tuvo que ser sacrificado *in-situ* debido al estado de las heridas (necrosis muy avanzada de las heridas en el ala y gravísimo debilitamiento), el segundo permaneció en el entorno de uno de los parques hasta una semana (este ave sólo pudo abandonar la zona un día de fortísimo viento pero era incapaz de volar correctamente) y un tercero fue retirado por un Agente de Protección de la Naturaleza y trasladado al Centro de Recuperación de la Alfranca de Zaragoza con fractura del ala.

Provincia	Parques existentes	Turbinas instaladas	Parques estudiados	Buitre leonado	Buitre Negro	Alimoche
Castellón	5	143	3	11	0	0
Huesca	7	298	6	150	0	0
Zaragoza	54	1400	18	97	1	0
Teruel	3	95	2	13	0	0
Soria	21	605	21	324	1	1
La Rioja	13	395	12	75	0	0
Navarra*	37	1147	8	89	0	0
TOTALES	140	4.083	70	759	2	1

Tabla 1. Mortalidad mínima de tres especies de buitres en parques eólicos del Sistema Ibérico y zonas aledañas entre 2000 y 2006. Con * datos de Lekuona (2002).

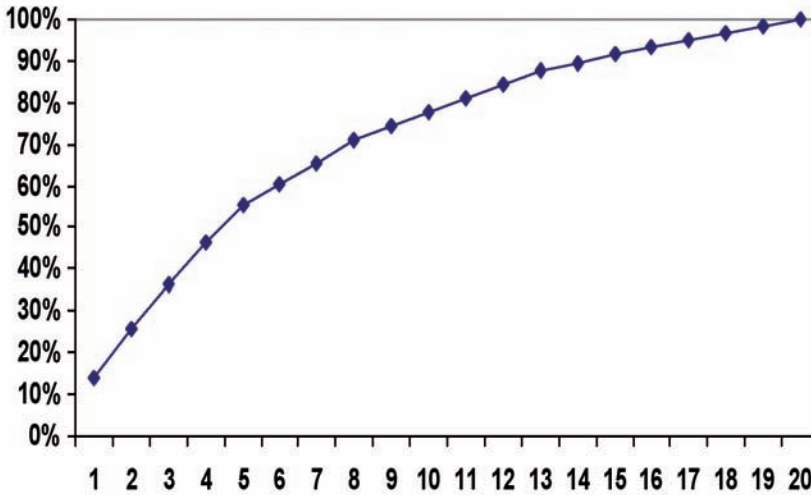


Figura 2. Porcentaje de mortalidad acumulada en función del número de turbinas instaladas

Las lesiones causadas en las colisiones se muestran en la Figura 3. Para una muestra de 44 aves la lesión más común fue la amputación del ala o la rotura de la misma.

Si excluimos aquellos individuos para los que la datación de la edad pudiera no ser del todo correcta dado el estado del cadáver (18) o no se pudo hacer (28), el resto (80) se distribuyen se-

gún los porcentajes de la Figura 4. Más de la mitad son aves adultas (55%) y un 16,25% subadultos. De éstos, una buena parte pudieran ser adultos que no han adquirido el plumaje típico de los reproductores y que incluso para observadores experimentados pudieran ser identificados erróneamente. Estas dos clases de edad abarcan, pues, el 71% de la mortalidad.

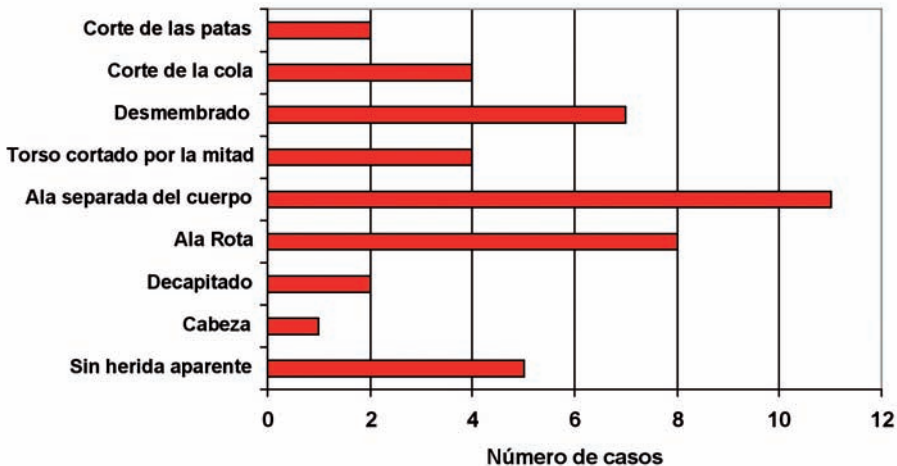


Figura 3. Tipos de lesiones, por frecuencias, causadas por las colisiones de buitres leonados en parques eólicos.

Dada la dificultad de obtener datos concretos – día y hora de la colisión y condiciones de viento en ese instante- se ha intentado una aproximación a la relación entre la velocidad del viento en la zona y el número de colisiones. La figura 5 muestra el número de colisiones mensuales y el número de días en los que el viento fue superior a 3,3 m/s (velocidad a partir de la cual se produce el arranque de los aerogeneradores). De uno de los parques se obtuvieron medias diarias de velocidad. La relación entre el número de muertes y los días por mes que funcionaron los aerogeneradores fue muy débil (coeficiente de correlación de Spearman = -0,03 y $p = 0,92$). Es decir, no por funcionar más días la mortalidad fue mayor. La mortalidad a lo largo del período de estudio disminuyó con el paso del tiempo ($Y = -0,657 + 9,44$ y $R^2 = 0,30$), aunque de manera no significativa. Sin embargo, tanto las tasas de paso (aves por unidad de tiempo) como la de situaciones de riesgo (vuelos susceptibles de colisión sobre el total de vuelos de cruce por el parque) disminuían de manera similar (coeficiente de Spearman = 0,31

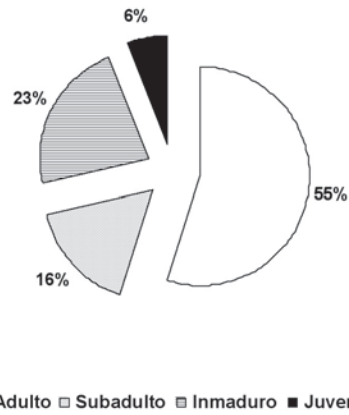


Figura 4. Porcentaje de las diferentes edades de buitre leonado afectadas por colisiones en los parques eólicos estudiados.

y $p < 0,05$). Además, la mortalidad mensual y la tasa de riesgo media (media de las situaciones de riesgo diarias) para cada mes lo hacían de manera inversa ($r_s = -0,68$ y $p = 0,01$).

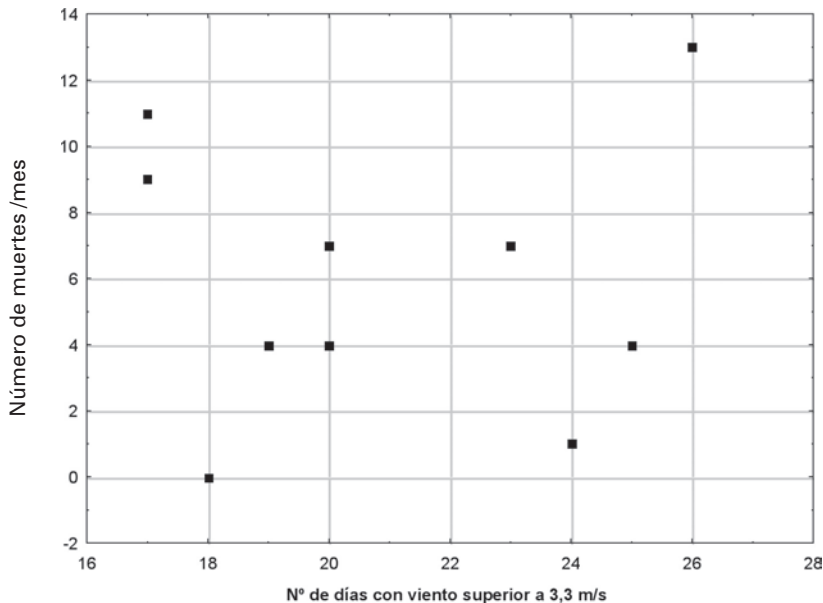


Figura 5. Relación entre el número de muertes por mes y número de días de viento superior a 3,3 m/s (velocidad a partir de la cual lo aerogeneradores entran en actividad).

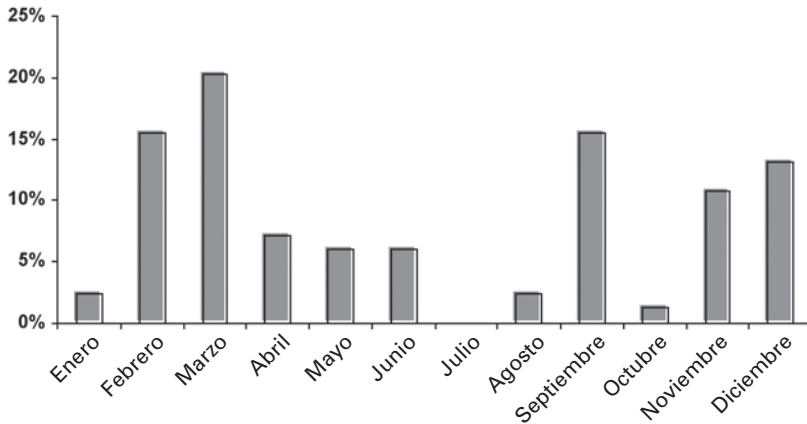


Figura 6. Porcentaje mensual de mortalidad acumulada (2000-2006) por colisiones en parques eólicos de las comarcas de Borja, Ribera Alta del Ebro y Valdejalón (Aragón).

Finalmente, la estacionalidad de la mortalidad se muestra en la Figura 6, donde se aprecia que es mayor en febrero-marzo y en septiembre; agrupando estos tres meses el 51% de los casos.

Discusión

La mortalidad del buitre leonado a los dos niveles presentados en este estudio es muy elevada y puede ser insostenible a medio-largo plazo, superando incluso los casos detectados por venenos (Hernández, 2000) o por atropellos en carretera.

Las lesiones causadas por las colisiones derivaron en individuos muertos o irrecuperables, afectando especialmente a aves adultas. Si atendemos a los datos del III Censo Nacional de Buitreras (Del Moral y Martí, 2001), y si consideramos todos los adultos como reproductores, el número mínimo de parejas afectadas en este espacio de tiempo se situaría entre 11 (su suponemos que los veinte adultos eran parejas) y un máximo de 22 (si cada adulto supone un miembro de una pareja). En el Moncayo en 1999, y según los autores citados, existían 374 parejas reproductoras de buitre leonado. Por tanto, los datos de mortalidad, su-

pondrían una afección del 3-6% de las parejas nidificantes en dicha ZEPA. Una gran parte de la mortalidad se debió a un porcentaje reducido de turbinas, sin que hasta el momento se haya planteado la reubicación o desmantelamiento de ninguna de ellas, a pesar del gran número de ellas instaladas.

La estacionalidad en la mortalidad parece relacionarse bastante con el período reproductor del buitre leonado, especialmente las mayores mortalidades de febrero y marzo cuando eclosionan los huevos y los adultos han de buscar más alimento, así como a finales de verano cuando los pollos ya han abandonado el nido. El resto de repuntes (noviembre-diciembre) podrían estar causados por circunstancias climatológicas que afectan al vuelo de las aves (Hiraldo y Donázar, 1990).

Una de las suposiciones recurrentes es que las aves se acostumbran a los aerogeneradores y aprenden a evitarlos (Garrido y Baena, 2003). De ser cierta esta afirmación, en el parque estudiado la tasa de paso de buitres (aves en vuelo por unidad de tiempo) y la tasa de riesgo (situaciones en las que los buitres serían susceptibles de colisión)

variarían de manera independiente. A pesar de cruzar más buitres, éstos percibirían el obstáculo evitándolo. Sin embargo, no fue así, y por tanto, había otros factores que incidían en la mortalidad observada.

Es urgente que la administración exija rigurosos estudios de seguimiento de avifauna previos a la instalación de los parques eólicos, con objeto de determinar, caso por caso, la posible incidencia de los proyectos sobre estas especies. Las conclusiones de estos estudios deberían tenerse en cuenta a la hora de planificar la ubicación de determinados aerogeneradores dentro del propio parque así como en el replanteo definitivo de cada parque. Los estudios de impacto ambiental analizados para este trabajo carecen de los mínimos análisis rigurosos del movimiento de las especies más susceptibles de ser afectadas, limitándose a meras listas de fauna.

Las administraciones deben implicarse de manera directa en la minimización del impacto de los parques eólicos sobre la avifauna, al igual que se lleva haciendo con los tendidos eléctricos. En muchos estudios de impacto ambiental, declaraciones de impacto o escritos de sugerencias previas de ONG se menciona la no afección a determinadas ZEPA o IBA al no encontrarse los proyectos en dichos espacios. Sin embargo, el presente trabajo es un ejemplo de cómo parques eólicos alejados de estas zonas de gran valor para la avifauna, pueden afectarlas.

La obtención de datos de velocidad y dirección del viento en parques eólicos suele ser dificultosa y cuenta con la reticencia por parte del promotor. Sin embargo, son datos imprescindibles a la hora de analizar las causas de mortalidad, ya que incluso parques próximos pueden tener valores muy diferentes. Otro problema añadido para el análisis de esta variable ambiental es la asignación de una colisión dada a un día determinado e incluso a las condiciones existentes en el momento de la misma.

De un análisis más profundo de la mortalidad parece existir una relación causal entre la mortalidad y dos factores ambientales: las pendientes de la zona de implantación de aerogeneradores y los vientos dominantes. Por un lado, las áreas con pendiente son las que precisan los buitres para desplazarse. Por otro, la dirección mayoritaria del viento es del NW (Cierzo), que es cuando existe una mortalidad muchísimo mayor en los aerogeneradores más expuestos a este viento, que se “traslada” a los localizados en la otra vertiente al cambiar a SE (Bochorno).

En el ámbito autonómico, la situación puede ser aún más preocupante en Teruel, donde el desarrollo eólico es aún incipiente debido a la falta de infraestructuras para la evacuación de la electricidad.

Agradecimientos: Los datos de mortalidad fueron proporcionados por la Consejería de Turismo, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno de La Rioja; Diputación General de Aragón; Servicio Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en Soria; y la Conselleria de Medi Ambient i Habitatge de la Generalitat Valenciana. La empresa Auditores Medioambientales Natura S.L. financió la presentación de esta comunicación.

Bibliografía

- AEE (Asociación Empresarial Eólica). 2006. *Eólica 2006. Anuario del Sector: Análisis y Datos*. Madrid. 115 pp.
- Anderson, R. 1999. *Studying wind energy/Bird interactions: A guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind sites*. National Wind Coordinating Committee. Washington. 94 págs.
- Arroyo, B., Ferreiro, E. y Garza, V. 1991. *II Censo Nacional de Buitre Leonado (Gyps fulvus): población, distribución, demografía y conser-*

- vación. ICONA. Colección Técnica. Madrid. 95 págs.
- Barrios, L. y Rodríguez, A. 2004. Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41:72-81.
- Camiña, A. 2004. Consequences of the Bovine Spongiform Encephalopathy (BSE) on breeding success and food availability of Spanish Vulture populations. 27-44 En: Meyburg, B.U. y Chancellor, R.D. (Eds). *Raptors Worldwide*. MME-World Working group on Birds of Prey. Hungary.
- De Lucas, M., Janss, G. y Ferrer, M. 2004. The effects of a wind farm on birds in a migration point: The Strait of Gibraltar. *Biodiversity and Conservation* 13: 395-407.
- Del Moral, J.C. y Martí, R. (Eds.). 2001. *III Censo Nacional de Buitre Leonado y Primer Censo Coordinado*. Monografías SEO nº 7. SEO/Bird-Life, Madrid.
- Erickson, W., 2001. *Avian Collisions with Wind Turbines: A summary of existing studies and comparisons to other sources of avian collision mortality in the United States*. National Wind coordinating Committee. Washington. 67 págs.
- Garrido, S. y Baena, A. 2003. Beneficios e impactos ambientales asociados a las centrales de ciclo combinado y parques eólicos. *Cuadernos de Energía* 1: 5-9.
- Gauthreaux, S.A. 1995. *Designs for avian-windpower research: range of study techniques*. Clemson University. Proceedings of the National Avian-wind power Planning Meeting I, Denver, Colorado. Environmental Research Associates.
- Hernández, M. 2000. *Situación Actual del Uso ilegal de Veneno en España. Envenenamientos de las Especies del Catálogo Nacional de especies Amenazadas*. Grupo de Trabajo de Ecotoxicología. Comité de Flora y Fauna. Informe inédito.
- Hiraldo, F. y Donazar, J. A. 1990. Foraging time in the Cinereous Vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird study*, 37: 128-132.
- Howell, J.A., Keane, J.J. y Di Donato, J.E. 1988. *Avian Use Monitoring Related to Wind Turbine Sitting, Montezuma Hills, Solano County, CA*. Prepared for Solano County Department of Environmental Management, Fairfield, CA.
- Janss, G., 2001. Bird Behavior In and Near a Wind Farm at Tarifa, Spain: Management Considerations. *National Avian – Wind Power Planning Meeting III*.
- Lekuona, J.M. 2002. Relaciones entre vuelos de grandes rapaces, el muladar de Robres y los parques eólicos de Huesca: propuestas de alternativas de actuación. Gobierno de Aragon, Departamento de Medio Ambiente, informe inédito. 105 pp.
- Orloff, S. y Flannery, A. 1992. *Wind turbine effects on avian activity, habitat use, and mortality in Altamont Pass and Solano County wind resource areas (1989-1991). Final report*. Biosystems Analysis Inc., Tiburón, California.
- SEO. 1981. Primer Censo Nacional de Buitreras 1979. *Ardeola*, 26-27: 165-312.

THE ALBUFERA INITIATIVE FOR BIODIVERSITY (TAIB), UN MODELO DE INVESTIGACIÓN APLICADO A LA CONSERVACIÓN DE ESPECIES



Nick Riddiford

Investigador principal del TAIB

Parque Natural de s'Albufera de Mallorca.

Correo electrónico: nick.riddiford@lineone.net

Página web: www.taib-initiative.org



Resumen: El TAIB (*The Albufera Initiative for Biodiversity*) es una iniciativa de un grupo científico multidisciplinar de expertos independientes (*The Albufera International Biodiversity group*) del Reino Unido, España y otros países europeos. Realiza un seguimiento de la biodiversidad del Parque Natural de s'Albufera, Mallorca, ininterrumpidamente desde 1989. Su principal objetivo se centra en generar información que sea útil para asesorar en la planificación y gestión de la zona. Otra de sus prioridades es la formación de estudiantes y gestores de otras zonas húmedas. La investigación del TAIB se engloba dentro de las siguientes áreas de estudio: biodiversidad (conociendo y determinando las especies prioritarias), impacto de las actividades humanas y de gestión (evaluando su influencia sobre s'Albufera y determinando su impacto ambiental), gestión del parque (optimizando las estrategias de gestión actual con los resultados obtenidos a través de los estudios de impacto) y ecología y seguimiento (mediante la descripción de los requerimientos ecológicos de la flora, fauna y hábitats de la zona, así como documentando los cambios a largo plazo a través de poblaciones de especies bio-indicadoras). En la actualidad podemos destacar las siguientes líneas de investigación: Seguimiento de los Heteróceros (mariposas nocturnas) del parque, censo anual de la población de orquídea palustre (*Orchis robusta*), estudio de la biodiversidad de dípteros (moscas, mosquitos y afines) de la zona, uso de los invertebrados acuáticos como indicadores del nivel de calidad de las aguas de s'Albufera y seguimiento del proceso erosivo que sufre la zona protegida de las dunas costeras en Es Comú.

Palabras clave: S'Albufera, biodiversidad, seguimiento, voluntariado, formación, humedales.

Summary: The Albufera Initiative for Biodiversity (TAIB) is a field project involving a multi-disciplinary group of independent scientists (*The Albufera International Biodiversity group*) from the United Kingdom, Spain and other European countries which has monitored the biodiversity of the Parc Natural de s'Albufera, Mallorca, every year since 1989. Its principal objective is to generate information which assists with planning and conservation management of the area. Priority is also given to training students and wetland managers from other sites. TAIB's work encompasses the following themes of investigation: biodiversity studies (particularly as they apply to the role of priority species in the ecosystem), assessment of the impact of human activities and of management on s'Albufera and its ecosystem, practical management guidance (using the results of the studies to optimize parc management strategies) and ecology and monitoring (investigating the ecological requirements of the flora, fauna and habitats of the zone, as well as documenting long-term changes through the monitoring of bio-indicator species populations). Currently the main lines of investigation are: long-term monitoring of the parc's Heterocera (moths), annual census

of the rare robust orchid (*Orchis robusta*) in its only European site, study of the area's diptera biodiversity (flies, mosquitos and their allies), investigating the role of aquatic invertebrates as indicators of water quality at s'Albufera and monitoring the erosion process suffered by the Parc Natural's Es Comú coastal dunes.

Keywords: S'Albufera, biodiversity, monitoring, volunteers, training, wetlands.

Introducción

En 1989, por iniciativa de Max Nicholson y el impulso del primer director del Parque Natural de s'Albufera de Mallorca, Joan Mayol, se inició un proyecto de seguimiento de la biodiversidad en este espacio protegido, que se mantiene desde hace 19 años sin interrupción. Hasta ahora han pasado por el parque unos 70 investigadores y 400 voluntarios, en campañas primaverales y otoñales de varios meses de duración. Entre los investigadores - procedentes de 10 países distintos- se encuentran expertos reconocidos internacionalmente en materias diversas.

Algunos de los investigadores participantes son el Prof. Catedrático P. Newbould –director del primer Master en Ecología del mundo en una Universidad (*University College* de Londres, 1970); Dr. F. Perring –creador y director del primer Atlas de distribución en el mundo (*Botanical Atlas of the British Isles*, 1963); Dr. T. Wells –experto mundial en ecología de las poblaciones de orquídeas (*Monks Wood Experimental Station*); Rob Strachan –uno de los expertos en mamíferos más conocidos en el Reino Unido; Dr. Brian Eversham –ex-Director del *British Biological Records Centre*; Martin Honey –jefe de colecciones (Lepidoptera) del Museo de Historia Natural de Londres; Dr. J. Veraart –especialista en usos del territorio, conservación de aguas y cambio global de la Universidad de Wageningen (Holanda), que ha contribuido con “*Dialogue on Water & Climate*” texto para el IPCC (Panel Internacional sobre el Cambio Climático); Dr. B. Poulin y Dr. G. Lefèbre –

especialistas en aves de carrizales, procedentes de la Estación Biológica de Tour du Valat (Camaruga); Dr. A. Mauchamp –especialista en la ecología del carrizo y otras plantas de carrizal, también de la Estación Biológica de la Tour du Valat; Dr. M. Ebejer –uno de los expertos en Dípteros (moscas) más conocidos del Mediterráneo, de la Universidad del Malta; el Dr. H. Hafner –ex Presidente de la UICN grupo de expertos de Garzas; y muchos expertos más.

Objetivos y funcionamiento del TAIB

Los trabajos de investigación del TAIB se realizan para conocer en profundidad la biodiversidad y el funcionamiento del ecosistema de s'Albufera, con los siguientes objetivos: dar apoyo a la conservación del medio ambiente; y ayudar al parque a cumplir sus objetivos de gestión, aconsejando vías de gestión para el buen estado de conservación de los animales, plantas y biotopos más importantes del Parque Natural de S'Albufera.

El trabajo de formación e investigación del TAIB se desarrolla con un presupuesto muy bajo. Durante los primeros años, Eathwatch cubría los gastos logísticos (billetes de avión, manutención, gastos de redacción, etc.), posteriormente asumidos por la Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. El trabajo de los investigadores no es retribuido, gracias a que los científicos -aunque importantes en el mundo de la investigación- contribuyen con su tiempo al proyecto, así como a la participación de voluntarios.

El TAIB siempre ha invitado a voluntarios, locales y foráneos, a participar en la investigación. Los voluntarios colaboran estrechamente con los científicos en el trabajo de campo y de laboratorio. Es una oportunidad de participar directamente en las investigaciones que se llevan a cabo. Han participado voluntarios de 37 países, muchos a título individual, y otros encuadrados en cursos o programas, como los siguientes:

- Programa Africano (1995-1999), subvencionado por la Unión Europea y la *Darwin Initiative* del gobierno británico para biólogos y gestores de zonas protegidas de África. Han recibido formación personas de África del Sur, Camerún, Etiopía, Guinea Ecuatorial, Kenia, Nigeria y Uganda.
- Curso de Formación para Profesores de Biología (1995-1997), con el apoyo de Glaxo Pharmaceuticals S.A. Ofrecimos formación a profesores de Inglaterra, Francia y Holanda.
- Formación de Gestores de Zonas Húmedas (2003-2006), en colaboración con MedWetCoast, participaron directores, técnicos y biólogos de zonas protegidas de Albania, Egipto, Líbano, Argelia y Túnez.
- Formación de ONG de medio ambiente (desde 2005), en colaboración con WWF Mediterráneo, que contribuye con los gastos de viaje de los participantes. Se ofrece formación de campo para personas de ONG y otras organizaciones; se trabaja en la gestión, conservación del medio ambiente y otros temas relacionados, como la educación ambiental.

La participación de voluntarios de diferentes instituciones y otras organizaciones, tanto baleares como españolas e internacionales, ha contribuido al conocimiento de s'Albufera en muchas partes del mundo. A nivel internacional, la Universidad de Wageningen invita cada año a sus alumnos de Master a hacer un estudio-tesis sobre cuestiones relacionadas con la gestión del parque. Diversos alumnos del curso *Research Masters in Ecology and Environmental Management* (Universidad

de York) realizan investigaciones específicas en una gran variedad de temas, que son utilizados por el parque *a posteriori*. En Baleares, damos prioridad como voluntarios a los alumnos de 4º y 5º curso la Universitat de les Illes Balears. En los últimos años la oferta se ha extendido a voluntarios-científicos de distintas universidades de la península: País Vasco, Vigo, Alicante, Barcelona, Gerona, León, Almería, Aragón... Se ha marcado siempre un mínimo de participación de voluntarios de Baleares. En los primeros años, con el apoyo de Earthwatch Europa, la mayoría de voluntarios llegaban del Reino Unido y de los Estados Unidos. En los últimos años ha crecido el porcentaje de voluntarios de Baleares y de la península. Como consecuencia de esta amplia participación, s'Albufera es reconocida a nivel internacional como un lugar de aprendizaje e investigación importante sobre humedales.

Resultados

Para alcanzar los objetivos señalados, se realizan diversos tipos de estudios: impactos ambientales de las actividades humanas; estudios de biodiversidad; seguimiento e investigaciones de ecología; gestión del parque; interpretación, educación y formación.

Han sido muchos los estudios realizados a niveles muy diferentes (biodiversidad, ecología, etc.). Entre los más importantes se pueden destacar:

- Identificación de especies clave como bio-indicadores de la salud del parque.
- Se ha demostrado que el carrizal y las dunas tienen poblaciones importantes a nivel internacional de invertebrados poco conocidos en el mundo (por ejemplo, diversas especies de insectos que necesitan carrizales viejos y sin perturbaciones).
- Se han capturado 12 especies de mariposas nocturnas nuevas para las Baleares, cinco nuevas para España, dos nuevas para Europa,

además de una que parece ser nueva para la ciencia.

- Se han registrado más especies de ciertos taxones en s'Albufera que las conocidas en Mallorca entera hace 15 años. Por ejemplo, la lista de dípteros para s'Albufera es tres veces más grande que la lista entera para Baleares según el catálogo de los Díptera de España de Carles Tolrá (2002); y hasta 2007 hemos encontrado más de cien especies nuevas para España.
- Se han hecho colecciones de referencia para muchos grupos de invertebrados y también para plantas.
- Se ha creado una base de datos y una colección virtual de fotos digitales de animales y plantas.
- Hay estudios a largo plazo sobre grupos como aves, mariposas, libélulas e invertebrados acuáticos.
- Se ha establecido una base de datos que relaciona los distintos estudios, para una mejor utilización de los mismos. Ésta se encuentra disponible para los gestores del parque.

En cuanto a la gestión del parque, la experiencia y conocimientos de los expertos ha permitido establecer protocolos y actuaciones para mejorar el seguimiento y gestión de plantas y animales. La disponibilidad de grupos de voluntarios experimentados ha permitido mejorar el trabajo de campo y así conseguir datos que de otra manera no se conseguirían. Estas contribuciones han beneficiado a especies de animales y plantas amenazados; especies como *Orchis robusta*, *Botaurus stellaris* y *Acrocephalus melanopogon*. Los datos de las investigaciones se han utilizado también para una mejor interpretación del parque. Una ilustradora botánica del TAIB ha realizado un póster de la vegetación de los carrizales del Parque, publicado por la Conselleria en los años noventa. Destaca -en interpretación- la publicación en el 2003 del libro *Guía de les Plantes de s'Albufera*, preparado por dos botánicas del TAIB y dirigido a visitantes no expertos del parque para determinar y apreciar las diversas plantas del mismo.

Esta guía fue publicada con la ayuda económica de la Sra. Pat Bishop, miembro de honor de la Junta Rectora del Parque Natural, que ha financiado diversos observatorios y el laboratorio de trabajo de s'Albufera.

Todos los resultados, los descubrimientos y los materiales se ponen a disposición del parque. Se han hecho descubrimientos a muchos niveles, tanto especies nuevas para Mallorca, para las Islas Baleares, España, Europa y para la ciencia. Las actividades del TAIB han ampliado extensamente los conocimientos de algunos grupos poco estudiados antes. Hemos descubierto también que, en todo el Mediterráneo, hay gran cantidad de personas entusiasmadas con la protección del medio ambiente y muchas de las cuales han pasado por S'Albufera.

La lista de los artículos científicos publicados a partir de los trabajos del TAIB así como las tesis realizadas en s'Albufera de Mallorca da una idea de la trascendencia de esta labor. A continuación se relacionan tanto los artículos científicos (un total de 65) como las tesis realizadas (21) en el marco del TAIB.

Publicaciones

- BARRINGTON, R. 1993. Mediterranean secret. *Country* 94 (August 1993): 21.
- BOWEY, K. 1995. Apparent female Moustached Warbler singing. *British Birds* 88: 113.
- CANTALLOPS, M., TORRENS, M. & FÉRRIZ, I. 2003. *Gestió Agropecuària del Parc Natural de S'Albufera de Mallorca*. Report to Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears, Palma.
- CHAPMAN, M. 1998. A Further Study of Water Quality and Aquatic Invertebrate Communities at S'Albufera, Mallorca in the Spring, Summer and Autumn of 1996. *Butlletí científic dels Parcs Naturals de les Balears* Series 2 (No. 1): 45-55.

- DONNELLY, C. 1999. Observacions sobre la distribució d'odonats i lepidòpters al Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Nota preliminar. *Butlletí científic dels Parcs Naturals de les Balears* Series 2 (No. 1): 57-59.
- GARCIA, L., GROSS, A. & RIDDIFORD, N. 2003. *Armadillidium album*, un isòpode terrestre nou per a la fauna balear (Isopoda, Crinocheta, Armadillidiidae). *Bolletí de la Societat d'Historia Natural de les Balears* 46: 91-94.
- EBEJER, M. J. 2006. Some Chloropidae (Diptera) from the Balearic Islands (Spain) with particular reference to Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 49: 173-184.
- EARTHWATCH INSTITUTE. 2000. *African Fellowship Programme Field Report: Mallorca's Wildlife, 1999*. Earthwatch Institute, Oxford.
- FERRAGUT, M. A. 1994. L'estudi de papallones diurnes a s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 49-50.
- FÉRRIZ, I., HONEY, M. R. & RIDDIFORD, N. J. 2006. Els Heteròcers del parc natural de ses Salines d'Eivissa i Formentera (Illes Balears) [The Heterocera of the Natural Parc of Ses Salines d'Eivissa and Formentera (Balearic Islands)]. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 49: 199-211.
- FIBIGER, M. & AGASSIZ, D. 2001. *Araeopteron ecphaea*, a small noctuid moth in the West Palaearctic (Noctuidae: Acontiinae). *Nota lepidopterologica* 24: 29-35.
- FONDO, E. 1998. The Mallorcan Thrill. *Bulletin of the East African Natural History Society* 28: 12-13.
- FONDO, E. 1999. The Mallorcan Thrill! *Earthwatch Fellowship Programme Newsletter* Issue 4 (1999).
- FRITZ, U. P., LENK, J., MAYOL, J., PIEH, A. & SATTELE, B. 1997. Dades sobre l'origen de la població mallorquina de Tortuga d'aigua, *Emys orbicularis*. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 3: 92.
- GOATER, B. 1994. Lepidoptera (Heterocera) recorded at s'Albufera Natural Park in 1992-1993. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 55-60.
- GREEN, R. A. & RIDDIFORD, N. J. *in press*. A new species of bat (*Pipistrellus pygmaeus*) confirmed for Mallorca. *Le Rhinolphe*.
- HAUSMANN, A. & HONEY, M.R. 2004. A new species of *Idaea* Treitschke, 1825, from the Balearic Islands (Lepidoptera: Geometridae, Sterrhinae). *Entomologische Zeitschrift* (Stuttgart) 114: 12-13.
- HONEY, M.R. 2000. Moths from the Balearic Islands: (i) S'Albufera, Mallorca (ii) S'Albufera des Grau, Menorca (iii) S'Albufereta, Mallorca In: Hall, N.M. (ed.). 1999 Annual Exhibition; Foreign Lepidoptera. *Brit. Journal of Entomology & Nat. Hist.* 13: 160-167.
- HONEY, M. R., FÉRRIZ, I. & RIDDIFORD, N. J. 2007. Additional evidence supporting the migration of *Cornifrons ulceratalis* Lederer (Lep.: Crambidae, Evergestinae) in the Mediterranean region in October 2006. *Entomologist's Record & Journal of Variation* 119: 237-238.
- HONEY, M.R., ORFILA, M. & RIDDIFORD, N.J. 2003. Moths of s'Albufera des Grau and Illa den Colom (Menorca). *Butlletí científic dels Espais naturals protegits de les Illes Balears* Series 3 No. 1: 19-21.
- HONEY, M.R. & RIDDIFORD, N.J. 2003. Moth fauna (Lepidoptera: Heterocera) of s'Albufera de Mallorca and other areas of the Balearic Islands – towards an up-dated check list of the Lepidoptera). *Butlletí científic dels Espais naturals protegits de les Illes Balears* Series 3 No. 1: 35-39.
- JERMY, A. C., LONG, D., SANDS, M. J. S., STORK, N. E. & WINDSER, S. (Eds.). 1995. *Biodiversity Assessment: a guide to good practice*. Volume 1. Department of the Environment/HMSO, London, UK. [page 176]
- MATA, M. 1997. Evaluación de las funciones y valores socio-económicos de los ecosistemas naturales y áreas protegidas: Estudio piloto en el Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 3: 97-98.
- MATA, M., HEIN, L.G. & DE GROOT, R.S. 1997. *Assessment of functions and socio-economic*

- values of natural ecosystems and protected areas, Pilot study on the Parc Natural de S'Albufera de Mallorca. FSD working paper 9702, Wageningen, Holland.
- MAUCHAMP, A. & MESLEARD, F. 2001. Salt tolerance of *Phragmites australis* populations from coastal Mediterranean marshes. *Aquatic Botany* 70: 39-52.
- McLENNAN, D. & NEWBOULD, J. 2003. *Albufera de Mallorca Parc Natural: Guía de les Plantes [Plants of Paths, Marsh and Meadows]*. Pisces Publications, Oxford, UK.
- NEWBOULD, P. 1990. The Albufera, Mallorca, as a Global Observatory. *Jornades de Medi Ambient de les Balears* 2: 173-174.
- NEWBOULD, P. 1994. Monitoring species performance of common dominant plant species. In *Large-scale Ecology and Conservation Biology* (eds: Edwards, P. J., May, R. & Webb, N. R.): 273-292. Blackwell, Oxford.
- NEWBOULD, P. J. & RIDDIFORD, N. J. 1990. *Monitoring for Global Change: The Earthwatch Europe S'Albufera Project*. Earthwatch Europe, Oxford.
- NEWBOULD, P. J., RIDDIFORD, N. J. and GRACE, E. 1989. Consumption of *Phragmites australis* at S'Albufera, Mallorca. In *The Albufera as a Global Monitoring Station* (Newbould 1989).
- NICHOLSON, E. M. 1994. S'Albufera - a research framework for the study of Biodiversity. *Earthwatch Corporate Environmental Responsibility Group Bull.* 7: 11-13.
- NICHOLSON, E. M. & CRICK, H. Q. P. 1995. British ornithology and conservation: from past to future. *Ibis* 137 (suppl. 1): S8-S15.
- NICHOLSON, E. M. & RIDDIFORD, N. 1993. *Eco-tourism in Mallorca. Earthwatch Europe Report for the European Community Model of Sustainable Tourism*. Earthwatch Europe, Oxford.
- NOBLET, J. F. 1995. Els quiròpters del Parc Natural de S'Albufera de Mallorca. S'Albufera de Mallorca: *Monografies de la Soc. Hist. Nat. Balears* 4: 169-173.
- PAUL, C. R. C. 1995. Molluscs del Parc Natural de s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 2: 9-38.
- PIEH, A. & SÄTTELE, B. 2002. Die Herpetofauna Mallorcas. *Datz* 55 (2): 68-72.
- POULIN, B. Mediterranean reedbeds: Reedbed passerines. In: Tour du Valat. 2000. The Integrated Programmes – a Habitat Approach. *Annual Report 1999*, Station Biologique de La Tour du Valat, France.
- POULIN, B., LEFEBVRE, G. & PILARD, P. 2000. Quantifying the breeding assemblage of reedbed passerines with mist-net and point-count surveys. *Journal of Field Ornithology* 71: 443-454.
- RASPI, A.S. & EBEJER, M.J. 2008. New records of Diptera Chamaemyiidae from the Mediterranean and Oman with a description of a new species: *Parochthiphila (Eustelia) argentisetata* from Turkey and a redescription of *Parochthiphila (Parochthiphila) inconstans* (Becker). *Entomologica Fennica* 19: 56-64.
- RIDDIFORD, N. 1991. *Project S'Albufera: A new model for environmental research*. Earthwatch Europe, Oxford.
- RIDDIFORD, N. 1991. A small influx of the Long-tailed Blue *Lampides boeticus* at S'Albufera Natural Park, Mallorca. *Bull. Amat. Ent. Soc.* 50: 164.
- RIDDIFORD, N. 1992. *Project S'Albufera: Planning for 1993-94 and beyond: a discussion paper*. Earthwatch Europe cyclostyled report, Oxford.
- RIDDIFORD, N. 1992. Dragonflies attracted to light. *Bull. Amat. Ent. Soc.* 51: 139-140.
- RIDDIFORD, N. 1994. El mostel, una presa inusual per a l'arpella. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 82-83.
- RIDDIFORD, N. 1994. Moth studies at the Parc Natural de s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 51-54.
- RIDDIFORD, N. 2003. *Catàleg de Biodiversitat del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca [Biodiversity Catalogue of the Albufera de Mallorca Natural Park]*. Inventaris tècnics de Biodiversitat 3, Direcció General de Biodiversitat, Conselleria de Medi Ambient, Govern Balear, Palma, Mallorca.

- RIDDIFORD, N. and ALOMAR, G. 1994. La papallona de seda *Antheraea pernyi* a s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 82.
- RIDDIFORD, N. & AMENGUAL RAMIS, J. F. 1992. *El Projecte S'Albufera a carrec d'Earthwatch Europe: un nou model de recerca medioambiental*. Earthwatch Europe, Oxford.
- RIDDIFORD, N. J. & EBEJER, M. J. 2006. Some Hoverflies (Diptera, Syrphidae) from Mallorca (Balearic Islands, Spain) with special reference to the habitats in the Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 49: 185-197.
- RIDDIFORD, N. & MAYOL, J. 1996. Case studies: S'Albufera de Mallorca. In: Tomas Vives, P. (Ed.). 1996. *Monitoring Mediterranean Wetlands: A Methodological Guide*. MedWet Publication; Wetlands International, Slimbridge, UK and ICN, Lisbon.
- RIDDIFORD, N. & MAYOL, J. 1997. Els Odonats del Parc Natural de s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 3: 63-67.
- SALAZAR, R.D., RIDDIFORD, N.J. & VICENS, P. 2006. A comparative dietary study of Cattle Egrets (*Bubulcus ibis*) and Little Egrets (*Egretta garzetta*) in S'Albufera Natural Park, Mallorca. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears* 48: 153-162.
- SATO, M. & RIDDIFORD, N.J. 2007. A preliminary study of the Odonata of s'Albufera Natural Park, Mallorca: status, conservation priorities and bio-indicator potential. *Journal of Insect Conservation* online.
- STERN, R. C. 1997. Briòfits del Parc Natural de s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 3: 57-61.
- STERN, R. C. 1999. Noves observacions de briòfits al Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. *Butlletí científic dels Parcs Naturals de les Balears* Series 2 (No. 1): 61-63.
- STRACHAN, R. 1995. Una investigació a curt termini sobre l'ecologia dels petits mamífers a s'Albufera. Maig de 1993. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 2: 49-70.
- TAYLOR, R. 1994. Autoecologia de *Acrocephalus melanopogon* en s'Albufera de Mallorca. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca* 1: 33-45.
- TERPSTRA, S. 1996. *Towards a manual for the practical application of the environmental function assessment: a case study of Natural Park S'Albufera de Mallorca*. Report to the Centre for Environment and Climate Studies, Wageningen Agricultural University, Holland.
- TOMAS VIVES, P. (ed.). 1996. *Monitoring Mediterranean Wetlands: A Methodological Guide*. MedWet Publication; Wetlands International, Slimbridge, UK and ICN, Lisbon.
- VARLEY, M. E. (ed.). 1992. *Project S'Albufera: Report of Field Scientists' Review Meeting, 28-30 April 1992*. Earthwatch Europe cyclostyled report, Oxford.
- VERAART, J. 2003. Towards the use of bio-indicators to assess the anthropogenic impacts on aquatic biodiversity and water quality in s'Albufera Natural Park. *Butlletí científic dels Espais naturals protegits de les Illes Balears* Series 3 No. 1: 41-50.
- VERAART, J.A., DE GROOT, R.S., PERELLO, G., RIDDIFORD, N.J. & ROIJACKERS, R. 2004. Selection of (bio) indicators to assess effects of freshwater use in wetlands: a case study of s'Albufera de Mallorca, Spain. *Regional Environmental Change* 4: 107-117.
- WORLD CONSERVATION MONITORING CENTRE. 1995. Making Biodiversity Data Accessible (Report of WCMC Meeting, April 1995). *Earthwatch Europe S'Albufera Project Rep.* 6 (1994): 40-41.
- WOOD, B. (ed.). 1989. A monitoring programme for S'Albufera, Mallorca. *Discussion Papers in Conservation* No. 52. Ecology & Conservation Unit, University College London.
- WOOD, B. (ed.). 1991. Further studies towards a monitoring programme for S'Albufera de Mallorca. *Discussion Papers in Conservation* No. 55. Ecology & Conservation Unit, University College London.

Tesis sobre s'Albufera de Mallorca

- BORGGREVE, C. 1997. *Biodiversity conservation in S'Albufera Natural Park: an analysis of main relevant functions, (potential) land-use conflicts and related policies*. Graduate thesis, Centre for Environment and Climate Studies and Department of Terrestrial Ecology and Nature Conservation, Wageningen Agricultural University, Holland.
- CATHALA, B., DUCOS, G. & Karatzos, S. 2002. *Integrated assessment of water use, water policies and water management in the Inca-Sa Pobla catchment area (Mallorca) and analysis of selected management strategies in agriculture*. Thesis, Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, Holland.
- FEENSTRA, B.J. 1998. *Economic importance of the Parc Natural de s'Albufera*. MSc. Thesis. Wageningen Agricultural University, Holland.
- FOX, R. J. P. 1992. *Monitoring Environmental Change at S'Albufera Parc Natural: the role of aquatic invertebrates*. MSc. in Conservation dissertation, University College London, UK.
- GONZALEZ, M. 1993. *Applications of Landsat 5 TM for inventorying Mediterranean woodlands in Mallorca*. MSc. in Environmental Remote Sensing dissertation, Centre for Remote Sensing and Mapping Science, University of Aberdeen, UK.
- GREGUSS, D. 2002. *Impacts of Human Disturbances on Vegetation and Bird Populations in Reedbeds in s'Albufera Natural Park, Mallorca (Spain)*. Dissertation, MSc. in Environmental Sciences, Wageningen University, Holland.
- HAYES, W. A. 2005. *Changes in Macrophyte Assemblages and Environmental Factors in a Mediterranean Wetland: S'Albufera de Mallorca, Balearic Islands, Spain*. MSc Thesis in Freshwater and Coastal Sciences, Dept of Geography, University College London, UK.
- HOWE, C. 1989. *Albufera: Aspects of Hydrology, Vegetation, History and Management*. M.Sc. in Conservation dissertation, University College London, UK.
- JURADO ESTEVEZ, J. 1992. *The usefulness of Landsat TM data for vegetation discrimination in S'Albufera de Mallorca - a marsh*. MSc. in Environmental Remote Sensing dissertation, Centre for Remote Sensing and Mapping Science, University of Aberdeen, UK.
- MARCUS, A. 1992. *Estimation of soil's surface physical properties using Landsat TM Data in "Es Pla de Sa Pobla-Muro" (Mallorca)*. MSc. in Environmental Remote Sensing dissertation, Centre for Remote Sensing and Mapping Science, University of Aberdeen, UK.
- McGOVERN, P. 1993. *The use of Landsat Thematic Mapper Data for the detection of urban change in Mallorca (Bahía de Alcudia)*. MSc. in Environmental Remote Sensing dissertation, Centre for Remote Sensing and Mapping Science, University of Aberdeen, UK.
- PERK, J. P., van der, 1997. *Modelling the potential conflicts between Biodiversity Conservation and Water Quality Regulation in S'Albufera Natural Park, Mallorca*. MSc. thesis, Centre for Environment and Climate Studies, Wageningen Agricultural University, Holland.
- PORTERO-MARTÍ, C. 2004. *Integrated Assessment of Grazing as a Management Tool in NP S'Albufera de Mallorca*. MSc thesis in Environmental Sciences, Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, Holland.
- ROS DOSDÁ, T. 2005. *Selection of indicators for identification and quantification of Wetland goods and services: a case study of S'Albufera de Mallorca, Spain*. MSc thesis in Environmental Sciences, Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, Holland.
- SARGEANT, L. 2002. *What factors determine niche partitioning in Ardeidae and invertebrates on an island wetland in the Mediterranean, under conservation management?* Thesis, MRes. in Ecology and Environmental Management, University of York, UK.
- SATO, M. 2002. *Notes on Dragonflies and Damselflies (Insecta: Odonata) in the S'Albufera Natural Park, Mallorca: Status, Conservation*

- Priorities and Bio-indicator Potential*. Thesis, MRes. in Ecology and Environmental Management, University of York, UK.
- STUIP, M. 2001. *An integrated assessment of interactions between tourism and nature conservation: a case study of Park Natural de s'Albufera de Mallorca*. MSc. Thesis, Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, Holland.
- TAYLOR, R. 1993. *Habitat and feeding ecology of *Acrocephalus melanopogon* and the impact of recent fires and management practices at S'Albufera de Mallorca*. MSc. in Conservation dissertation, University College London, UK.
- TERPSTRA, S. 1996. *Towards the operationalization of the environmental function assessment in a GIS-application: a case study of Natural Park S'Albufera de Mallorca*. MSc. thesis, Centre for Environment and Climate Studies, Wageningen Agricultural University, Holland.
- VERAART, J. 1999. *Selection of bio-indicators to monitor effects of agriculture and tourist developments on water quality and aquatic biodiversity in s'Albufera Natural Park, Mallorca*. MSc. Thesis. Wageningen University, Earthwatch Institute and Universitat de les Illes Balears.
- WHITTINGHAM, E. 1999. *The coastal zone of Alcudia Bay, Mallorca: an assessment of change and potential anthropogenic impacts on the *Posidonia oceanica* seagrass habitat*. MSc. Dissertation. Centre for Tropical Coastal Management, University of Newcastle-upon-Tyne, UK.

Anexo 1: Programa del Congreso

Día 25

Inauguración del Congreso

Sesión presidida por Carolina Lasen Díaz

Antonio Machado	El rumbo del arca, entre la biosfera y la psicofera
Cosme Morillo	La conservación de especies en España en el siglo XX
Cristina Álvarez	Análisis de la evolución legislativa sobre la conservación de especies
Camilo José Cela Conde	¿Por qué razón hay que conservar las especies?
	Debate sobre las ponencias

Sesión presidida por Cristina Álvarez

David Carreras	El valor del seguimiento permanente para la conservación: el modelo del OBSAM en la Reserva de Biosfera de Menorca
Juan Giménez	Conservación y cambio: ¿podemos preservar la biodiversidad cuando todo se está moviendo?
Aaron Cavieres	Archipiélago Juan Fernández: barreras para conservar un patrimonio extremadamente amenazado
	Preguntas sobre las comunicaciones
Iván Ramos	La conservación de la flora amenazada de las Islas Baleares
Deli Saavedra	Apoyando la conservación de las especies amenazadas desde la Fundació Territori i Paisatge
Cristian Ruiz Altaba	Conservación de especies en aguas dulces
	Preguntas sobre las comunicaciones
Mesa redonda (Moderada por Miguel Aymerich)	La conservación de especies en la Administración como actividad cooperativa
	Proyección de Grizzly Man, película dirigida por Werner Herzog (2005)

Día 26

Sesión presidida por Francesca Crespi

Valentín Pérez Mellado	Conservación de especies en islas
Enrique Ballesteros	La conservación de especies en el medio marino
Antonio Troya	La incorporación de la conservación de las especies en la planificación de las grandes políticas
Daniel Cebrián	Investigación y conservación de especies
	Debate sobre las ponencias
Guillem X. Pons	Los invertebrados terrestres, una asignatura pendiente en conservación
Wilson Torres	La legislación para la conservación de flora y fauna silvestre en Ecuador y Sudamérica
Agustín Madero	Resultados del esfuerzo combinado de gestores e investigadores en la conservación activa del águila imperial ibérica en Andalucía
	Preguntas sobre las comunicaciones

Sesión presidida por María Artola y Ana Alemany

Evelyn Tewes	Transferencia de tecnología de conservación para la recuperación de los buitres en Europa
Marco Oviedo	Aporte al manejo integral de las pesquerías artesanales en la Reserva Marina de Galápagos
Elena Bermejo	El seguimiento demográfico de las plantas vasculares amenazadas: una herramienta de gestión a prueba
	Preguntas sobre las comunicaciones
Juan Rita	La contribución a la conservación de vegetales desde el departamento de botánica de la Universitat de les Illes Balears
Mónica Martella	Integrando la conservación <i>in situ</i> y <i>ex situ</i> para el manejo de ñandúes en Argentina
Angel Canales	Estrategias de manejo de <i>Rhea pennata</i> (ñandú andino) en la zona sur del Perú
	Preguntas sobre las comunicaciones
Mesa redonda (Moderada por Jordi Sargatal)	Iniciativa privada en la conservación de especies
	Proyección de la película "Alas y Garras", de Félix Rodríguez de la Fuente (1967)

Día 27

Sesión presidida por Misericordia Ramón

Mario Sáenz de Buruaga	Economía y conservación
Borja Heredia	Situación de la financiación para la conservación de especies en España
José Luis Martín Esquivel	Establecimiento de prioridades para la conservación de especies
Joan Mayol	El papel de la conservación y la conservación de papel
Jorge Rodríguez	Fauna silvestre exótica en Costa Rica: el caso de la isla del Coco
	Debate sobre las ponencias
Mesa redonda (Moderada por Antonio Gómez)	El papel de las administraciones locales en la conservación de especies
Mesa redonda (Moderada por Joan Mayol)	El futuro de la conservación de especies en España
	Puesta de sol en la Atalaia d'Albercutx
	Clausura del Congreso

Anexo 2: Directorio de asistentes

Alemany, Ana Laboratori de Zoologia. Departament de Biologia. Facultat de Ciències. Universitat de les Illes Balears Ctra. de Valldemossa, km.7,5. 07122 Palma de Mallorca	analem@uib.es
Alles Marqués, Mónica Consell Insular de Menorca. Plaça Biosfera, 5. 07703 Mahón. Menorca	mlr.admn@cime.es
Alonso, Germán Director Dpto. Estudios y Proyectos de la Fundación Biodiversidad. C/ Fortuny, 7. 28010 Madrid.	
Alvarez, Javier Fundació Natura Parc. Ctra. Sineu, Km 15'400. 07142 Sta. Eugènia	naturaparc@mallorcaweb.net
Álvarez Vaquerizo, Cristina Sámara. The Office Building. Av. Dr. Arce, 14. 28002 Madrid	cab.ipae@sinix.net
Alziar, Gabriel Chargé de Conservation. Muséum d'Histoire Naturelle. 60 Boulevard Rissou, F-06300 Nice (Francia)	gabriel.alziar@ville-nice.fr
Alziar, Hélène 77, corniche Bellevue, H82. F-06000 Nice (Francia)	gabriel.alziar@wanadoo.fr
Arechavaleta Hernández, Manuel Viceconsejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. Gobierno de Canarias CEPLAM. Carretera a la Esperanza, Km 0'8. 38071 La Laguna. Canarias	mareher@gobiernodecanarias.org
Artola, María Directora General de la Fundación Biodiversidad. C/ Fortuny, 7. 28010 Madrid.	
Aymerich, Miguel Subdirector General de Vida Silvestre. Ministerio de Medio Ambiente Gran Vía de San Francisco, 4. 28005 Madrid	maymerich@mma.es
Ballesteros, Enrique Centre d'Estudis Avançats de Blanes – CSIC. Acc. Cala Sant Francesc 14. 17300 Blanes, Girona	kike@ceab.csic.es
Bea Sánchez, Antonio Ekos Estudios Ambientales S. L. (Administrador). Plaza del Caddie, 1-1º-2º. 20160 Lasarte-Oria, Guipuzkoa	a.bea@ekos-sl.com
Bermejo Bermejo, Elena Tragsa. C/ Julián Camarillo 6B 1D 28037 Madrid	ebermej1@tragsa.es
Brotos Martínez, José María Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears. C/ Foners, 10. 07006 Palma de Mallorca.	jmbrotos@dgpesca.caib.es
Camíña Cardenal, Álvaro A M Natura. Apdo. de Correos 339. 28220 Majadahonda, Madrid	acamia@vodafone.es
Canales Gutiérrez, Angel Universidad Nacional del Altiplano, Puno (Perú). Av. El Sol, 132. 051 PUNO. Perú	acanales7@hotmail.com
Canals Bassedas, Agnès Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Camí des Castell, 28. 07702 Maó. Menorca	sib.obsam@cime.es
Carbonell González, Pepa C/ Pérez Galdós, 9. 37913 Cabrerizos. Salamanca	

Carreras Martí, David Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Camí des Castell, 28. 07702 Maó. Menorca	smn.obsam@cime.es
Carrillo, A. Félix Latizal S.L. C/Pedro García Villalba 22, 3º. 30150 La Alberca. Murcia	felix@latizal.es
Castro Ocón, José Aurelio Laboratori de Genètica. Departament de Biologia. Facultat de Ciències.UIB. Ctra de Valldemossa Km 7,5. 07122 Palma de Mallorca.	jose.castro@uib.es
Cavieres Cancino, Aarón Fundación Biodiversa (Chile). Avda. Santa María, 0346, of. 118. Providencia. Santiago. Chile	biodiversa@biodiversa.cl
Cebrián Menchero, Daniel Marine Biology Expert SAP BIO Programme Officer / United Nations Environment Programme Mediterranean Action Plan / Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA). B.P. 337 - 1080 Tunis Cedex. TUNISIA	daniel.cebrian@rac-spa.org
Cela Conde, Camilo José Departamento de Filosofía, Universitat de les Illes Balears. Son Catleret, 6, escalera 1, 3º C. Palma	camilo.cela@uib.es
Centenera Martín, Soledad Tragsa. Conde de Peñalver, 84. 28006 Madrid	scentene@tragsa.es
Coll Fortuny, Antonio Administrador Fincas Rústicas. c/ Santiago Rusiñol, 12A. 07012 Palma	antonio.coll@cmasesoria.com
Comes, Joan Regidor de Medi Ambient. Ajuntament de Pollença. C/ Sto Domingo, 31. baixos. 07460 Pollença. Mallorca	mediambient@ajpollenca.net
Cózar, Eduardo Ayto. de Calvià. Departamento de Medio Ambiente. C/ Julià Bujosa Sans, batle n1. 07184 Calvià. Mallorca.	ecozar@calvia.com
Crespí, Francesca Guillem Cifre, 23. 07460 Pollença. Mallorca	fcrespi@telefonica.net
Culat, Enric Periodista ambiental. C/ Joan Muntaner i Bujosa, 45. 5º K. 07011 Palma de Mallorca	eculat@balearsfaciencia.com
Cursach, Joana "Laboratori de Botànica. Departament de Biologia. Facultat de Ciències.UIB" Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma de Mallorca	
de la Rosa Núñez, Raquel Asoc. Chapotecharco. Urb. Añala, parcela I-12, portal 2-2ºC. 38111 Sta. Cruz de Tenerife. Canarias	cakelpitafa@hotmail.com
de Pablo, Félix Departament de Reserva de la Biosfera i Medi Ambient - Consell Insular de Menorca Ctra. D'es Grao, km. 0,5. 07702 Mahón.	felixpa@teleline.es
Docoito Díaz, José Ramón Gestión y planeamiento territorial y Medioambiental (Gesplan). Avda. 3 de mayo, 71. portal bajo B. 38003 Santa Cruz de Tenerife. Canarias.	jrdocoito@gmail.com / jrdocoito@yahoo.com
Encinas Redondo, Carolina Parc Natural Llevant. C/ Estel, s/n. Artà	cencinas@espaisnb.caib.es
Estradé Niubó, Sònia Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Camí des Castell, 28. 07702 Maó. Menorca	sig.obsam@cime.es
Fajardo González, Silvia Viceconsejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. Gobierno de Canarias CEPLAM. Carretera a la Esperanza, Km 0'8. 38071 La Laguna. Canarias	silvia.fajardogonzalez@gobiernodecanarias.org
Fernández Calmuntia, Gloria Fundación Aspro Natura (Marineland Mallorca). C/ Garcilaso de la Vega, 9. 07181 Calvià. Mallorca	gfernandez@aspro-ocio.es
Font, Antoni Pandion. C/ Llimona, 32. Bajo izda. 07008 Palma de Mallorca	tonifontg@gmail.com
Fraga Arguimbau, Pere Reserva de Biosfera i Medi Ambient del Consell Insular de Menorca. Plaça Biosfera, 5. 07701 Mahón. Menorca	pfa.life@cime.es

Gállego, Luis Catedrático Zoología, Departament Biologia Universitat de les Illes Balears Ctra. de Valldemossa, km.7,5. 07122 Palma de Mallorca	l.gallego@uib.es
García Febrero, Oscar Parc Natural s'Albufera des Grau. c/ Jaume, 52C. 07712 Es Castell	oscardfebrero@terra.es
García Gans, F. Javier Estudi Verd, S.L. Avda. País Valencià, 137 - 2. 46900 Torrent. Valencia	fjggans@telefonica.net
Garzón Heydt, Paloma Consultores en Biología de la Conservación, S.L. C/ Manuela Malasaña, 24. 28004 Madrid.	
Gómez Pérez, Antonio Alcalde Escorca y Director General de Caça, Protecció d'Espècies i Educació Ambiental. Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	agomez@dgcapea.caib.es
González López, José Luis Consultores en Biología de la Conservación, S.L. C/ Manuela Malasaña, 24. 28004 Madrid.	obe.cbc@ya.com
González Rincón, Alfredo Director Parque Calblanque. Dirección General de Medio Natural. Catedrático Eugenio Úbeda, 3-3º. 30008 Murcia.	alfredo.gonzalez@carm.es
Gradaille Tortella, Josep Lluís Director Jardí Botànic de Sóller. Crta. Palma-Sóller, km.30,500 - Ap. Correus 44 - 07100 Sóller	jlgradaille@jardibotanicdesoller.org
Gutiérrez Vargas, Francisco Fundación Aspro Natura (Marineland Mallorca). C/ Garcilaso de la Vega, 9. 07181 Calvià. Mallorca	ggutierrez@aspro-ocio.es
Heredia, Borja Ministerio de Medio Ambiente. Gran Vía San Francisco, 4. 28005 Madrid	bheredia@mma.es
Hernández Palacios, Orencio Consejería de Medio Ambiente del Principado de Asturias. Coronel Aranda, s/n, 3º izda. 33071 Oviedo	orencihp@princast.es
Herrera Álvarez, José Luis Asoc. Chapotecharco. C/ Columbrete, Bloque 9, vivienda 2. 38111 Santa María del Mar. Sta Cruz de Tenerife. Tenerife. Canarias	earthsong77@hotmail.com
Herrera Morán, Beatriz Gestión y planeamiento territorial y Medioambiental (Gesplan). Avda. 3 de mayo, 71. portal bajo B. 38003 Santa Cruz de Tenerife. Canarias.	
Jiménez Pérez, Juan Conselleria de Territori i Habitatge. Generalitat Valenciana. Francesc Cubells, 7. 46011 Valencia	jimenez_juaper@gva.es
Juaneda Franco, Joan Reserva de Biosfera i Medi Ambient del Consell Insular de Menorca. Plaça Biosfera, 5. 07703 Mahón. Menorca	mamb.cime@silme.es
Lasen-Díaz, Carolina Convenio de Berna, Divisió de Patrimoni Natural. Direcció General IV. Consejo de Europa. F-67075 Strasbourg Cedex. Francia.	Carolina.LASEN-DIAZ@coe.int
Latorre Catalá, María Pilar Estudi Verd, S.L. Avda. País Valencià, 137-2º. 46900 Torrent. Valencia.	estudiverd@telefonica.net
Lopo Carramiñana, Luis Área de Conservación de la Biodiversidad, Dirección Gral. de Medio Natural, Gobierno de La Rioja c/ Prado Viejo, 62 bis. 26071 Logroño	luis.lopo@larioja.org
Machado Carrillo, Antonio C/ Chopin, 1. 38208 La Laguna. Santa Cruz de Tenerife	antonio.machado@telefonica.net
Madero Montero, Agustín Conselleria Medio Ambiente. Junta de Andalucía. c/ Fuente del serbo, 3. 23071 Jaén	agustin.madero@juntadeandalucia.es
March, Antoni Técnic de Medi Ambient. Ajuntament de Pollença. C/ Sto Domingo, 31. baixos. 07460 Pollença. Mallorca	mediambient_tecnic@ajpollenca.net
Martella, Mónica Centro de Zoología Aplicada. Universidad Nacional del Córdoba (Argentina) Avda. Valparaiso. 4250, L 32 M11 Las Tejas del Sur. Córdoba 5016. Argentina	martemo@efn.uncor.edu

Martín Esquivel, José Luis Centro de Planificación Ambiental. Gobierno de Canarias. Ctra. Esperanza, km 0,8. La Laguna. Tenerife	joseluis.martinesquivel@gobiernodecanarias.org
Martínez Torres, Ramón Tragsa. Conde de Peñalver, 84. 28006 Madrid	rmatine@tragsa.es
Mas Mir, Antonio Fundació Natura Parc. Ctra. Sineu, Km 15'400. 07142 Sta. Eugènia	naturaparc@mallorcaweb.net
Massutí Jaume, Catalina Servei d'Espais Naturals. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears Avda. Gabriel Alomar i Villalonga, 33. 07006 Palma de Mallorca.	cmassuti@dgmambie.caib.es
Mayol, Martí Consell Insular de Mallorca. General Riera 111. 07010 Palma	mmayol@conselldemallorca.net
Mayol Serra, Joan Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears. c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	jmayol@dgcpea.caib.es
McMinn, Miguel Skua. Arxiduc Lluís Salvador, 5 ent. Esq. 07004 Palma	mac@skuasl.com
Molina, José Ignacio Dirección General del Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León C/ Rigoberto Cortejoso, 14. 47014 Valladolid	MolGarlg@jcy.es
Molinero Herranz, Begoña DG para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente. C/ Isabel Tintero, 3. 28005 Madrid	impacto04@mma.es
Morillo Fernández, Cosme Dirección General para la Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente Gran Vía de San Francisco, 4. 28005 Madrid	cosmemorillo@gmail.com
Muntaner Yangüela, Jordi Servei de Protecció d'Espècies. Conselleria de Medi Ambient. c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	jmuntaner@dgcpea.caib.es
Muñoz, Antoni GOB-Mallorca. Manuel Sanchís Guarner, 10 baixos - 07004 Palma	conservacio@gobmallorca.com
Navazo, Víctor Red Eléctrica Española. Pº del Conde de los Gaitanes, 177. 28109 Madrid	
Ojeda Land, Elisabeth Viceconsejería de Medio Ambiente y Ordenación Territorial. Gobierno de Canarias CEPLAM.Carretera a la Esperanza, Km 0'8. 38071 La Laguna. Canarias	eojelan@gobiernodecanarias.org
Oliver Valls, Joan A. Servei de Protecció d'Espècies. Conselleria de Medi Ambient. c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	joaliver@dgcpea.caib.es
Oviedo Barreno, Marco Bolívar Proyecto Araucaria XXI (Ecuador). Correos de Ecuador. Puerto Baquerizo Moreno-San Cristóbal. Galápagos. Ecuador	maobarreno@yahoo.com
Parpal Ramis, Lluís COFIB (Consell Assessor de Fauna i Flora). Ctra. Sineu, Km 15'400. 07142 Sta. Eugènia	cofib@wanadoo.es , luisparpal@hotmail.com
Pastor, Xavier Oceana .Pza. España-Leganitos, 47. 28013 Madrid	xpastor@oceana.org
Pérez Mellado, Valentín Universidad de Salamanca. C/ Pérez Galdós, 9. 37913 Cabrerizos. Salamanca	valentin@gugu.usal.es
Picornell Rigo, Antònia Laboratori de Genètica. Departament de Biologia. Facultat de Ciències.UIB Ctra de Valldemossa Km 7,5. 07122 Palma de Mallorca.	apicornell@uib.es
Pinya Fernández, Samuel Associació per a l'Estudi de la Natura. Camí des Murterar, 44. 07100 Sóller	geo_sulcata@yahoo.es
Pons Buades, Guillem X. Dpt. de Ciències de la Terra. Universitat de les Illes Balears. Ctra. Valldemossa, km. 7,5. 07122 Palma de Mallorca	ieagpb@uib.es
Pons Fàbregas, Catalina Observatori Socioambiental de Menorca (OBSAM). Camí des Castell, 28. 07702 Maó. Menorca	vec.obsam@cime.es

Pons Madrid, Juana María Institut Menorquí d'Estudis. Camí des Castell, 28. 07702 Maó. Menorca	tanapons@wanadoo.es
Pou Font, Sebastià Cap del Servei d'Educació Ambiental. Conselleria de Medi Ambiental. c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	spou@dgcapea.caib.es
Pujol Solivellas, Joan Federació Balear de Caça. C/ Cedre, 13 baixos. 07008 Palma de Mallorca	administracion@balcaza.com
Ramón Juanpere, Misericordia Laboratori de Genètica. Departament de Biologia. Facultat de Ciències. UIB Ctra de Valldemossa Km 7,5. 07122 Palma de Mallorca.	cori.ramon@uib.es
Ramos Morey, Maria dels Àngels Parc Natural de Mondragó. C/ Can Llaneres, 8. 07650 Santanyi. Mallorca	aramos@dgmambie.caib.es
Rebassa Beltran, Maties Parc Natural s'Albufera de Mallorca. Apartat de Correus E-07458 Can Picafort. Mallorca.	parc.albufera3@wanadoo.es
Riddiford, Nick TAIB. TAIB, Schoolton, Fair Isle, Shetland ZE2 9JU	nick.riddiford@lineone.net
Riera, Francesc Direcció General de Pesca. Govern de les Illes Balears. C/ Foners, 10. 07006 Palma de Mallorca.	friera@dgpesca.caib.es
Rita Larrucea, Juan Laboratori de Botànica. Departament de Biologia. Universitat de les Illes Balears Ctra. Valldemossa, km 7,5. 07122 Palma de Mallorca	jrita@uib.es
Rodríguez, Ana Skua. Arxiduc Lluís Salvador, 5 ent. Esq. 07004 Palma	info@skuasl.com
Rodríguez Riesco, Jaime Ezequiel Asoc. Chapotecharco. C/ José María de Villa, 7-3ª-2. 38003 Sta. Cruz de Tenerife. Canarias	jaimzeezequiel@gmail.com
Rodríguez Villalobos, Jorge Eduardo Ministerio del Ambiente y Energía (Costa Rica). Apdo. 11384-1000 San José, Costa Rica	biojervi@gmail.com
Ruiz, José Luis Consejería de Medio Ambiente. Ciudad Autónoma de Ceuta. Ctra. Benzú García Aldave, s/n. 51003 Ceuta	jlruiz@ceuta.es
Ruiz Altaba, Cristian Direcció General de Caça, Protecció d'Espècies i Educació Ambiental. Govern de les Illes Balears c/ Manel Guasp, 10. 07006 Palma	cruiuzaltaba@dgcapea.caib.es
Ruiz Olmo, Jordi Generalitat de Catalunya, D. Medi Ambient i Habitatge. Dr. Roux, 80-5ª planta. 08017 Barcelona.	ajruiol@gencat.net
Saavedra, Deli Fundació Territori i Paisatge. C/ Proveça, 261-265, 2n 2a. 08008 Barcelona	deli@solucionat.cat
Sáenz de Buruaga, Mario Consultora de Recursos Naturales SL. Castillo de Quejana, 9- Of. 20. 01007 Vitoria	msburuaga@crn.euskalnet.net
Salamanca Ocaña, Juan César Fundación Gypaetus. Pza. Sta. María, s/n 23470 Cazorra. Jaén	jc.salamanca@gypaetus.org
Sánchez Artés, Juan José Fundación para la Conservación del Buitre Negro (BVCF). Finca Son Pons, s/n.07310 Campanet. Mallorca	jjsanchez@bvcf.org
Sánchez Fernández, Ángel Luis Grupo Tragsa. C/ Sánchez Barcaiztegui 33, 4ºE Izda. 28007 Madrid	impacto-03@mma.es
Santamarina Fernández, Jesús Conselleria de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible. San Lázaro, s/n - 15781 - Santiago de Compostela	jesus.santamarina.fernandez@xunta.es
Santana, Carles Parc Natural s'Albufera des Grau. Carretera d'Es Grau, km. 3'5. 07700 Maó. Menorca	csantana@dgmambie.caib.es
Sargatal i Vicens, Jordi Director Fundació Territori i Paisatge. C/ Proveça, 261-265, 2n 2a. 08008 Barcelona	jordi.sargatal@fundtip.com
Serra-Cobo, Jordi Àrea ambiental. Universitat de Barcelona. C/ Frederic Soler Pitarra, 45. 08758 Cervelló. Catalunya	serracobo@areambiental.com

Terrasa Pont, Bárbara

Laboratori de Genètica. Departament de Biologia. Facultat de Ciències. UIB
Ctra de Valldemossa Km 7,5. 07122 Palma de Mallorca.

btterasa@dgrdi.caib.es

Tewes, Evelyn

Fundación para la Conservación del Buitre Negro (BVCF). Finca Son Pons, s/n.07310 Campanet. Mallorca

evelyn.tewes@bvcf.org

Torres Espinosa, Wilson Enrique

Programa "El Hombre y la Biosfera" MAB-UNESCO, Ecuador. Las Casas 0e8-222. Quito. Ecuador

wtorres@petroecuador.com.ec

Troya, Antonio

Ministerio Asuntos Exteriores. Boulevard du Régent 52. 1000 Bruselas

Antonio.troya@reper.mae.es

Vanrell Cerdà, Maria Antònia

Servei d'Espais Naturals. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears
Avda. Gabriel Alomar i Villalonga, 33. 07006 Palma de Mallorca.

mavanrell@dgmambie.caib.es

Vaquer Caballeria, Margalida

Servei d'Espais Naturals. Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears
Avda. Gabriel Alomar i Villalonga, 33. 07006 Palma de Mallorca.

Viada Sauleda, Carlota

Camí de Son Moix, 10-1ª. 07011 Palma de Mallorca

carlotaviada@yahoo.es

Villalonga Sampol, Eva María

Fundació Sa Nostra. C/ Can Tapera, 5. 07015 Palma

evillalongas@fundacio.sanostra.es

Yaman, Sevgi

Fundación Aspro Natura (Marineland Mallorca). C/ Garcilaso de la Vega, 9. 07181 Calvià. Mallorca

syaman@aspro-ocio.es

Anexo 3: las imágenes del Congreso



Secretaría: Marta Zein y Carmen Mari.



Sala de pósters.



Presidenta de mesa: Carolina Lasen.



Presidenta de mesa: María Artola.



Mesa redonda Papel de las administraciones locales.



Mesa redonda el futuro del arca.



Locutorio.



Sala de Conferencias.



Torre d'Albercutx.



Clausura.



Hora del café.



Cena de gala.



Cena de gala.



Agradecimientos del Conseller.



Excursión a Mortitx.



Excursión Torrente de Mortitx.



Cata en Vinyes Mortitx.



Torrada en Mortitx



Visita a Pollença.



Toni Font y Marta Zein.



Terraza Formentor.





PATROCINA



COLABORAN

