



**TERCERAS JORNADAS CIENTÍFICAS
DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA Y
DEL VALLE DE EL PAULAR**

**Biodiversidad: investigación,
conservación y seguimiento**

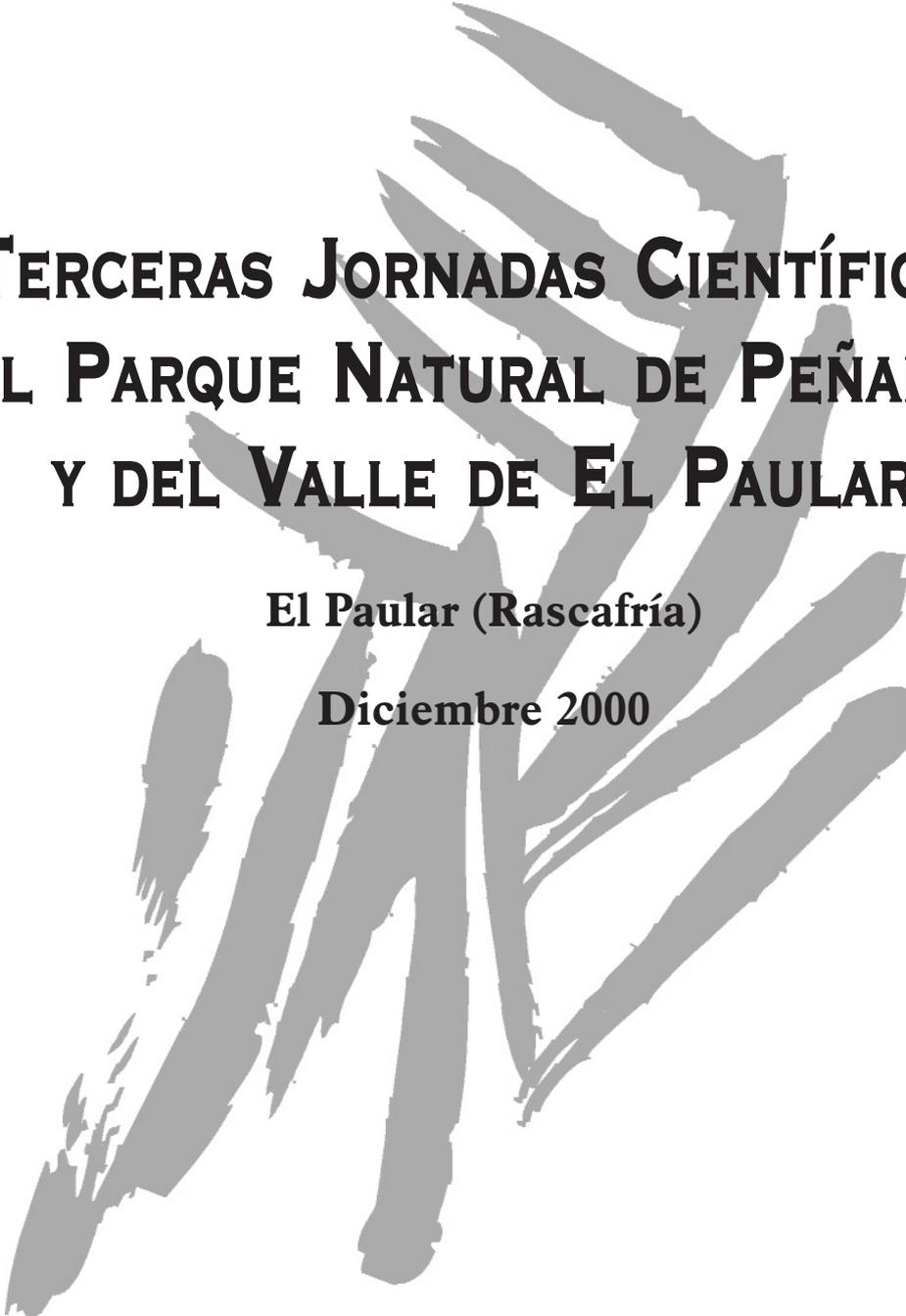


PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Cumbre, Circo y Lagunas



Comunidad de Madrid

CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE



**TERCERAS JORNADAS CIENTÍFICAS
DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Y DEL VALLE DE EL PAULAR**

El Paular (Rascafría)

Diciembre 2000



CONSEJERIA DE MEDIO AMBIENTE

Comunidad de Madrid



PARQUE NATURAL DE PEÑALARA
Cumbre, Circo y Lagunas

Equipo de trabajo de esta edición:

Coordinación:

Francisco Sánchez-Herrera Herencia
Jefe de Servicio de Espacios Naturales Protegidos

Dirección técnica:

Juan Antonio Vielva Juez.
Director - Conservador del Parque Natural de Peñalara

Equipo técnico:

Luis Navalón Blanch
Deogracias Prieto Cana
Ignacio Granados Martínez

Ilustración de portada:

Salvador Alarco Casañas



Comunidad de Madrid

Edita: Dirección General del Medio Natural

© Textos y fotografías: Ponentes de las Terceras Jornadas Científicas del
Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular

Depósito Legal: M-48346-2002

Imprime: Gráficas J. Sánchez de Guadarrama, s.l.

Tirada: 1000 ejemplares

Fecha de edición: octubre 2002

INDICE

Presentación	7
Exmo. Sr. Pedro Calvo Poch Consejero de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid	
Progresos en la restauración ambiental de Peñalara y perspectivas de futuro	9
Francisco Sánchez-Herrera Herencia Jefe del Servicio de Espacios Naturales. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid	
La paleolimnología como fuente de información ambiental: ejemplos de las lagunas de alta montaña del Sistema Central	17
Ignacio Granados, Manuel Toro, Santiago Robles, José M. Rodríguez, M ^a Carmen Guerrero y Carlos Montes. Departamento de Ecología Universidad Autónoma de Madrid	
Anfibios de la Sierra del Guadarrama: singularidad y conservación	33
Mario García-París, Iñigo Martínez-Solano y Jaime Bosch Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C.	
El declive del sapo partero común (<i>Alytes obstetricans</i>) en Peñalara: un ejemplo de declive de anfibios en áreas bien conservadas	43
Jaime Bosch, Iñigo Martínez-Solano y Mario García-París Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C.	
Los anfibios de Peñalara: evaluación de su estado de conservación y bases para su gestión	53
Iñigo Martínez-Solano, Mario García-París y Jaime Bosch Museo Nacional de Ciencias Naturales. C.S.I.C.	
Impacto de la contaminación ambiental en los anfibios: enfoque aplicado a espacios protegidos de montaña	65
Adolfo Marco Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.)	
Efectos de la radiación ultravioleta sobre los anfibios en áreas de montaña	73
Adolfo Marco (1) y Miguel Lizana (2) (1) Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.) (2) Área de Biología Animal. Universidad de Salamanca	
Tendencias recientes de la población española de buitre negro: evaluación de factores limitantes y medidas de conservación	81
José A. Donázar Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.)	
Gestión forestal y conservación del buitre negro: un estudio comparativo a largo plazo en las colonias de Sierra Pelada y Valle de Iruelas	89
Guillermo Blanco (1), José A. Donázar (2), Fernando Hiraldo (2), Eduardo Soto-Largo (3) y Javier Oria (3) (1) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, C.S.I.C.-U.C.L.M. (2) Estación Biológica de Doñana. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.) (3) BOSCAJE S. L.	
Seguimiento de la colonia de Buitre Negro (<i>Aegypius monachus</i>) de la ZEPA del Alto Lozoya (1997-2000)	99
Juan Carlos del Moral, Ramón Martí, Máximo Muñoz, Javier de la Puente y Asunción Ruiz Sociedad Española de Ornitología	



<p>Evolución poblacional y éxito reproductivo del buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>) en Extremadura</p> <p>Emilio Costillo, J.M., Sánchez y C. Corbacho Área de Biología Animal. Universidad de Extremadura.</p>	105
<p>Bases para la conservación de la biodiversidad vegetal: Un enfoque práctico</p> <p>José María Iriondo Departamento de Biología Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola Universidad Politécnica de Madrid</p>	115
<p>Biología de la conservación de <i>Erodium paularense</i></p> <p>M^a José Albert (1), Adrián Escudero (1) y José M^a Iriondo (2) (1) Área de Biodiversidad y Conservación. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología Universidad Rey Juan Carlos (2) Departamento de Biología Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola Universidad Politécnica de Madrid</p>	125
<p>Bases científicas para una propuesta de restauración de la cubierta vegetal en áreas alteradas del Parque Natural de Peñalara</p> <p>José Antonio Molina Abril, Daniel Sánchez-Mata y Salvador Rivas-Martínez Departamento de Biología Vegetal II. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid</p>	133
<p>La flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno. II Contribución al conocimiento de su estado de conservación en el sector laguna de Peñalara-sistema lagunar de Claveles</p> <p>Oscar Montouto González Unidad de Botánica. Departamento de Biología. Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid</p>	149

PRESENTACIÓN

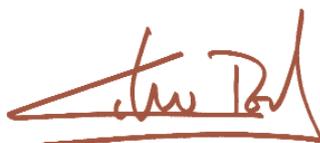
Nuevamente tengo el placer de presentar los resultados de las jornadas científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular. En esta su tercera edición, la temática del encuentro se orientó sobre los aspectos relacionados con la biodiversidad de este entorno geográfico.

Durante dos gélidos días de mediados de diciembre de 2000, cómo corresponde a las características ambientales de este espacio de alta montaña, reconocidos investigadores compartieron con el público asistente los principales resultados obtenidos en cada una de sus especialidades. Estas exposiciones se plasman ahora en el libro que el lector tiene en sus manos, que da continuidad a los publicados con anterioridad, y que pretende seguir recogiendo la información científica disponible del Parque Natural y su Área de Influencia Socioeconómica.

Pues en el fondo de eso se trata: de disponer del mejor conocimiento posible de las especies, hábitats y procesos ecológicos esenciales que determinan el que este espacio sea el más emblemático de la Comunidad de Madrid. Sin esta información objetiva y de calidad, se hace prácticamente imposible gestionar este espacio, o cualquier otro, con criterios que permitan la conservación de la Naturaleza en combinación con un uso racional y sostenible de los recursos. Por ello, buena parte de las investigaciones que aquí se presentan han sido financiadas por la Consejería de Medio Ambiente, en la firme convicción de que es una inversión de futuro que las generaciones venideras agradecerán.

Por otra parte, puede sorprender al lector que unas jornadas dedicadas a un área geográfica tan restringida tengan cabida experiencias de otras zonas del territorio nacional. Proyectos como la restauración de los ecosistemas afectados por la antigua estación de esquí de Valcotos son sin duda pioneros en el campo de la conservación, pero también somos conscientes de que otros logros obtenidos en la conservación de espacios y especies protegidos deben servirnos de estímulo en nuestra tarea de conservación del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular. Las Jornadas Científicas se convierten así en un foro para el intercambio de experiencias y debate sobre problemas y soluciones relativas a la conservación y el seguimiento ambiental en áreas naturales de gran valor.

Las especiales características del Parque Natural de Peñalara convierten a sus ecosistemas en verdaderos observatorios de los cambios ambientales y climáticos, imprescindibles para detectar y analizar procesos como el calentamiento global, la contaminación atmosférica o los cambios de uso del territorio. Así, la importancia de Peñalara trasciende de su propio marco geográfico, sirviendo de referencia y control de estos procesos a escala regional, nacional o europea, con importantes implicaciones socioeconómicas.



Pedro Calvo Poch
Consejero de Medio Ambiente

PROGRESOS EN LA RESTAURACIÓN AMBIENTAL DE PEÑALARA Y PERSPECTIVAS DE FUTURO

FRANCISCO SÁNCHEZ-HERRERA HERENCIA

*Jefe de Servicio de Espacios Naturales Protegidos
Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid*

INTRODUCCIÓN

El Valle de El Paular constituye un territorio de extraordinario valor medioambiental y cultural. Este hecho ha sido puesto de manifiesto en las ponencias presentadas en las anteriores Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular (Consejería de Medio Ambiente, 1999, 2000). Por ello, se hacía más necesario emprender la restauración de los ecosistemas y la adopción de medidas de conservación que minimizaran los impactos ambientales producidos por la estación de esquí alpino de Valcotos y por la masificación del uso recreativo que soporta el Parque y su entorno más cercano (Sánchez-Herrera, 2000). Por este motivo, en diciembre de 1998 la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid expropió la finca de Los Cotos y en mayo de 1999 se inició la restauración de los ecosistemas alterados desde 1969, año en el que se inició la construcción de la estación de esquí de Valcotos.

En las jornadas anteriores, (Sánchez-Herrera, 2000) se realiza una revisión histórica de las alteraciones sobre el medio natural originadas por la construcción de esta estación de esquí, y se resumen los objetivos y actuaciones prioritarias comprendidas en el Proyecto de Restauración de Peñalara. Baste recordar aquí que la construcción de la estación de esquí supuso una degradación importante del entorno del máximo exponente de los ecosistemas de alta montaña de la naturaleza madrileña: eliminación de la vegetación, modificación de la topografía y red de drenaje, fuerte impacto paisajístico, procesos erosivos, acumulación de escombros y basuras, etc. En total la superficie afectada se situaba en torno a las 24 hectáreas, donde se situaban las pistas

de esquí, 11 líneas de remontes, un centenar de pilonas y más de 20 construcciones asociadas, todas ellas dispersas por la totalidad de la finca de Los Cotos.

El objetivo de esta ponencia es presentar los trabajos de restauración realizados hasta la fecha, con los logros obtenidos y las dificultades que se han encontrado, así como revisar las líneas de trabajo pendientes o en curso.

SITUACIÓN DEL PROYECTO DE RESTAURACIÓN AMBIENTAL

Una vez adquirida la finca de la antigua estación de esquí de Valcotos por la Comunidad de Madrid, la Consejería de Medio Ambiente inició un ambicioso proyecto de restauración ambiental de todas las zonas alteradas. Los criterios con los que se elaboró el proyecto de restauración eran los de intervenir lo mínimo imprescindible para conseguir controlar los impactos, recuperar las formas originales del paisaje y favorecer la regeneración de los ecosistemas que han sido alterados durante los últimos 30 años. Esto implicaba que, por tratarse de unos ecosistemas extraordinariamente frágiles, todas las actuaciones necesarias para el desmantelamiento, retirada de elementos artificiales y restitución del relieve se debían realizar con las técnicas más adecuadas para minimizar la producción de nuevos daños a las zonas mejor conservadas. Para la regeneración de los ecosistemas naturales se pretendía establecer unas condiciones favorables que ayudaran a los procesos naturales de sucesión ecológica sin introducir especies foráneas ni material genético distinto al de las poblaciones propias del Parque Natural de Peñalara.



Con estos criterios se elaboró el "Plan de restauración ambiental de la antigua estación de esquí de Valcotos y el programa de conservación del Parque Natural de Peñalara" (Consejería de Medio Ambiente, 1998) con los siguientes objetivos:

- a) Restaurar los elementos dañados del medio natural: geomorfología, cubierta vegetal, calidad visual del paisaje.
- b) Controlar los problemas ambientales: minimización de los impactos ambientales (erosión, proliferación de sendas, medidas de conservación y mantenimiento de los ecosistemas).
- c) Adecuar las instalaciones y áreas de acogida en torno al Puerto de los Cotos para los visitantes al Parque Natural de Peñalara (acondicionamiento de accesos y aparcamientos, tratamiento de vertidos, adecuación paisajística, instalación de elementos autointerpretativos y señalización).
- d) Ordenar los usos de forma compatible con la conservación del espacio natural.

El desarrollo del Plan de Restauración se está realizando en diferentes fases, que cronológicamente han sido las siguientes:

- 1.- 1999: Desmantelamiento y demolición de las infraestructuras de la estación de esquí y retirada de todo el material y escombros.
- 2.- 1999-2000: Restitución del relieve, recuperación de la red hídrica y trabajos de conservación del suelo.
- 3.- A partir de 2000: Recuperación de la cubierta vegetal.



Figura 1. Empleo de maquinaria pesada en la demolición de las infraestructuras de la estación de esquí Valcotos.

Paralelamente a estos trabajos, se ha venido realizando una adecuación para uso público del entorno del puerto de Los Cotos, que también presentaba un elevado grado de degradación.

1999: Desmantelamiento y demolición de las infraestructuras de la estación de esquí y retirada de todo el material y escombros.

Evidentemente, la primera fase de la restauración implica la demolición y retirada de todas las infraestructuras de la estación de esquí: edificios, pilonas, dados de cimentación, casetas auxiliares, etc. No obstante, la estrategia de trabajo dependía en gran medida del grado de alteración del entorno inmediato de estas infraestructuras o del acceso a ellas. Es decir, ciertos volúmenes edificados se situaban en un entorno fuertemente degradado y con un acceso fácil por pista. En este caso se pudo emplear maquinaria pesada tanto para la demolición de estas infraestructuras (Figura 1) como en la evacuación de los restos demolidos. Por el contrario, otros elementos artificiales como las pilonas y dados de cimentación de ciertos remontes se encontraban rodeados por una cobertura estable de matorral y no disponían de un acceso evidente para la maquinaria pesada. En este último caso, se emplearon medios manuales en la demolición y medios aéreos o animales de carga en el traslado de elementos artificiales y de escombros (Figura 2). De este modo, se evitó provocar impactos en las zonas contiguas a los puntos de trabajo, siempre áreas muy frágiles, que o bien estaban poco alteradas, o bien se estaban recuperando de forma natural.

Durante esta fase se eliminaron todas las infraestructuras artificiales asociadas a la estación de esquí alpino (Figura 3), con la excepción de algunas pequeñas



Figura 2. Evacuación de restos de la estación de esquí con helicóptero.





Figura 3. Comparación de la zona de restauración antes y después de la retirada de los elementos artificiales. Arriba: Zona 2.100, donde se situaba el núcleo principal de la estación de esquí, sobre la morrena que cierra el antiguo glaciar de Peñalara. Abajo: Pistas de Las Hoyas, con remontes y casetas.

infraestructuras, depósitos principalmente, necesarias para posteriores fases de la restauración.

En un principio se pensó que, durante esta fase del trabajo, no habría dificultades especialmente reseñables por ser esta la fase del proyecto de restauración más parecida a otras obras civiles. Pero el hecho de tratarse de un espacio natural protegido y las peculiaridades de la alta montaña dificultaron y condicionaron el desarrollo de los trabajos. Así, las elevadas pendientes, los suelos frágiles, las condiciones climáticas, el elevado número de visitantes del Parque mientras se estaba trabajando, la poca operatividad de la maquinaria convencional, la necesidad de medios adecuados y de instrucción y entrenamiento apropiado para los operarios, fueron condicionantes de gran importancia a la hora de ejecutar la obra en la que además se tenía el imperativo de minimizar los daños en lugares colindantes de gran valor ecológico.

1999-2000: Restitución del relieve, recuperación de la red hídrica y trabajos de conservación del suelo.

Una vez retirados los elementos artificiales, el siguiente paso obvio en la restauración es la recuperación, en la medida de lo posible, de la topografía original. Así, se procedió a la eliminación de los terraplenes y desmontes originados durante la creación de la estación de esquí (Figura 4). En este sentido, hay que recordar que buena parte de las infraestructuras se emplazaban en zonas de gran interés geomorfológico

por su génesis glaciar. Por ello, la restitución topográfica sólo pretende dar continuidad a los perfiles del terreno, controlar los riesgos de desprendimientos y los problemas de erosión, pero en ningún caso puede recuperar estas estructuras glaciares perdidas definitivamente.

Esta fase del trabajo también implicó la regeneración del sistema hídrico, que había sido fuertemente transformado para mejorar la funcionalidad de la estación de esquí alpino. En este sentido cabe mencionar la recuperación del arroyo Los Cotos, que había sido entubado desde las inmediaciones de la salida del telecable Zabala hasta pasar por debajo del aparcamiento. Con esta actuación se daba continuidad, entre otras, a las poblaciones de anfibios entre la parte superior del valle de la Angostura y el macizo de Peñalara. También se ha realizado la corrección de un pequeño torrente situado en Las Hoyas, y que había sido desviado hacia otra subcuenca. En esta ocasión, debido a la profunda transformación experimentada en Las Hoyas, no ha sido posible una restauración de su antiguo curso, por lo que se ha creado uno nuevo por donde aproximadamente circulaba el antiguo arroyo. Con el tiempo, este arroyo buscará el desarrollo natural de su cauce y en cualquier caso sus caudales han sido recuperados para la subcuenca vertiente original.

Igualmente, se sellaron o eliminaron los drenajes practicados en las zonas de las pistas de esquí. En tal sentido, hay que recordar la importancia que en el macizo cobran las zonas higroturbosas, asociadas a





Figura 4. Restitución topográfica de desmontes y taludes.

encharcamientos prolongados del terreno, con una presencia de especies muy singular.

Como complemento final a esta fase, se han realizado acciones tendientes al control de la erosión, principalmente en las cárcavas originadas por las trazas de los remontes. Para ello se han construido barreras de piedras que disipan la energía del agua circulante por las cárcavas (Figura 5) y permiten la sedimentación de materiales aguas arriba de estas barreras. De este modo, las cárcavas se han ido rellenando y en algunas zonas se ha alcanzado la pendiente de compensación necesaria para evitar una erosión remontante de las cárcavas.

Durante esta fase de la restauración se ha seguido igualmente el criterio de minimizar los daños en el entorno de la obra que estaba en buen estado de conservación. Para ello se continuó con la supervisión de los trabajos por técnicos medioambientales, así como con la instrucción en este aspecto de los operarios



Figura 5. Barreras para controlar la erosión en cárcavas.

encargados de desarrollar las tareas de restauración. Respecto a las dificultades encontradas durante esta fase de la restauración caben señalar principalmente las limitaciones de material disponible para la restitución topográfica y el control de la erosión. Así, la restitución preveía fundamentalmente el empleo del material original de los desmontes para dar continuidad a la pendiente, pero gran parte de éste se había perdido en determinadas zonas por erosión. Para resolver este problema se ha recurrido a una cuidadosa planificación de los trabajos, de manera que determinados materiales de la zona, como por ejemplo los derivados de la recuperación de las explanadas de la base de las hoyas, han sido empleados en el relleno de desmontes en los que no se disponía de suficiente material. Para la construcción de las barreras de control de la erosión en cárcavas se ha empleado el material que se retiró durante la construcción del remonte, evitando expresamente la introducción de nuevos elementos artificiales o foráneos.

A partir de 2000: Recuperación de la cubierta vegetal.

En el año 2000, según se iban completando las tareas de restauración, se procedió al comienzo de la recuperación de la cubierta vegetal, ya que es conocido el papel fundamental que juega la vegetación en el control de los procesos erosivos. La finalidad de esta fase de restauración de la cubierta vegetal, planteada a largo plazo, es iniciar la revegetación de las zonas más alteradas y apoyar la dinámica natural.

Un criterio fundamental en esta fase es el de evitar la introducción de especies foráneas y material genético distinto al de las poblaciones propias del Parque Natural de Peñalara. Por ello, aún antes de iniciar los trabajos de revegetación se ha estado trabajando para obtener el material vegetal necesario. Se procedió a la recogida de semillas tanto para la siembra directa como para la producción de planta en vivero. Se recolectó en el propio Parque Natural piorno, cambroño y jabino, y se segó una zona de pasto para la obtención de gramí-



Figura 6. Trabajos de plantación en las zonas en restauración.

neas. La semilla de pino procede de semilla de rodal selecto de la finca "Cabeza de Hierro", contiguo a los pinares del Parque, mientras que la semilla de frondosas fue recogida en el Valle de El Paular

La siembra se realizó por diseminación a voleo por las áreas con mayor dificultad de recibir semillas de forma espontánea, especialmente en la Zona del 2100 y por la antigua pista de Zabala. En cuanto a la plantación, se inició en la temporada del 2000 con unos 10.000 pinos en las partes bajas de las antiguas pistas de esquí de Zabala y La Pradera con un éxito de supervivencia en el primer año superior al 95 %. En el año 2001 se ha seguido con la plantación, incorporando especies de matorral, así como otras especies arbóreas. Concretamente se ha plantado *Cytisus purgans* (13.075), *Adenocarpus hispanicus* (470), *Pinus sylvestris* (6.048), *Ilex aquifolium* (152), *Sorbus aria* (38), *Populus tremula* (36), *Betula alba* (36) y *Salix atrocinerea* (20).

Los hoyos y la plantación se han realizado mediante trabajo manual (Figura 6), seleccionando los sitios más adecuados para la planta y disponiéndola en rodales, de forma irregular, pero variando la densidad conforme la



Figura 8. Aporte de tierras en zonas donde el suelo había sufrido graves daños. Junto con las tierras se aporta semillas y material vegetativo que puede funcionar como propágulos para favorecer la recuperación de la cubierta vegetal.



Figura 7. Tepe transplantado, donde podrá colonizar y extenderse por reproducción vegetativa.

pendiente y configuración del terreno para favorecer la sujeción del suelo.

Además del semillado y la producción en vivero, se procedió al trasplante de material vegetativo procedente de zonas donde se iban a realizar trabajos intensivos. Por ejemplo, algunos ejemplares y cepellones de herbáceas que crecían en los taludes a restaurar o en las proximidades de las infraestructuras demolidas fueron transplantadas a otras áreas desprovistas de vegetación (Figura 7). Esta actuación, además de salvar ejemplares que podrían haber sido eliminados durante los trabajos de restauración, es particularmente efectiva en las condiciones de la alta montaña, donde predominan las estrategias de reproducción vegetativa.

Esta revegetación por semillado, plantación o trasplante ha sido apoyada por tres líneas complementarias de trabajo que se han mostrado muy satisfactorias: la mejora de suelos, el vallado de la zona y el riego estival.

Los suelos en amplias extensiones fueron eliminados o muy dañados por la construcción de la estación de esquí. Se eliminó completamente la vegetación y el



terreno fue removido, compactado y allanado. Estas zonas, en las que se eliminó el horizonte superior del suelo y donde la erosión ha estado actuando durante años, presentan dificultades para la implantación de la vegetación. Por ello, se ha realizado un aporte de tierras con un ligero manto procedente del decapado de cortafuegos de los pinares de la comarca. La tierra aportada supone una mejora del sustrato al proporcionar materiales finos, nutrientes, semillas y material vegetativo (cepellones, estolones y propágulos) que facilitarán y acelerarán los procesos naturales de colonización (Figura 8). Para el acopio de tierras se han seleccionado los cortafuegos situados a gran altura (1.700 m) y con buena cobertura de pastos, con el fin de aportar la mayor cantidad posible de semillas y propágulos de especies de altura. Además las especies de los cortafuegos son especies pioneras, especializadas precisamente en los procesos de colonización de suelos desnudos, dado que periódicamente son roturados y limpiados.

Como se ha dicho anteriormente, desde el 2000 se ha venido realizando un cerramiento de unos 3.500 m de longitud, para impedir el paso del ganado. Así, se controla la presión ganadera sobre una vegetación incipiente y aún no estabilizada, facilitando además el crecimiento de la vegetación, la producción de semillas y su diseminación (Figura 9). El cerramiento se ha diseñado para englobar la mínima superficie que permite abarcar las zonas más impactadas por las antiguas pistas e infraestructuras de esquí, especialmente las áreas en las que la cubierta vegetal fue completamente eliminada. Por otra parte, la configuración de este cerramiento no impide el paso de la fauna silvestre, no bloquea los pasos peatonales en las sendas, y se retira con la llegada de las nieves para evitar tanto su deterioro como la posibilidad de accidentes con practicantes de esquí de montaña y alpinistas.

Finalmente, durante los meses de julio, agosto, septiembre se realizan riegos someros de las plantaciones y de las zonas donde se han aportado tierras proceden-



Figura 9. Cerramiento en la zona de Las Hoyas para impedir el paso del ganado a las zonas en restauración.

tes del decapado de cortafuegos (Figura 10). Las zonas en restauración coinciden en una gran medida con áreas alomadas de suelos muy secos. En estas condiciones se produce un elevado déficit hídrico durante los meses de verano que provoca una parada vegetativa en las plantas. Los pequeños riegos realizados han ayudado a mantener la actividad vegetativa de las plantas de alta montaña y han permitido aumentar el éxito de las plantaciones.

ADECUACIÓN DEL ENTORNO DEL PUERTO DE LOS COTOS PARA EL USO PÚBLICO

Por tratarse de un área que contenía numerosos elementos e infraestructuras de la antigua estación, en el entorno del puerto de Los Cotos también se han realizado muchas de las actuaciones que se han comentado con anterioridad: demolición de edificios, eliminación de infraestructuras para la práctica del esquí alpino, estabilización de taludes, revegetación, recuperación hídrica, etc. Pero, por otro lado, el puerto de cotos es el único punto de acceso al Parque Natural para la inmensa mayoría de sus visitantes, además de ser la principal vía de penetración al Valle de El Paular. Por ello, también se han realizado una serie de actuaciones para poder atender a esta demanda de uso público intensivo en el entorno del puerto (Figura 11).

Concretamente, se ha acondicionado la antigua cafetería Zabala como Casa del Parque, donde los visitantes son informados tanto de los valores naturales como de la normativa aplicable al Parque. Se ha peatonalizado todo el área, limitando exclusivamente el tránsito y aparcamiento de vehículos privados al antiguo aparcamiento de la estación de esquí. Se han creado y señalizado los accesos peatonales, así como los diversos itinerarios entre los que pueden elegir los visitantes. Se ha acondicionado (en invierno) una pista de esquí de fondo y una pista de trineos, donde la práctica de estos deportes no interfiere con otras actividades. Se han estabilizado los taludes del aparcamiento.



Figura 10. Riegos durante el periodo más duro del estiaje.



Figura 11. Comparación del entorno del puerto de Los Cotos antes y después de la restauración.

Finalmente, se han emprendido distintas actuaciones paisajísticas para minimizar el impacto de las infraestructuras que se concentran en el puerto. En los márgenes del cauce abierto en el aparcamiento se ha creado una pantalla vegetal para ocultar la gran superficie asfaltada del mismo y se ha desmantelado y cambiado el emplazamiento de la antena de telefonía móvil.

PERSPECTIVAS DE FUTURO

Obviamente, las especiales condiciones de la alta montaña y la singularidad de los ecosistemas de Peñalara hacen que la restauración completa vaya a ser un proceso que se prolongue durante años. Las elevadas pendientes, el régimen climático, la gran afluencia de visitantes obligan a programar actuaciones de conservación y mantenimiento, así como a estar alerta para prevenir posibles nuevas alteraciones.

En este sentido, se ha previsto la realización de prácticas para la conservación del suelo y control de la erosión, para el mantenimiento de las zonas revegetadas y para favorecer los procesos naturales de colonización y sucesión de las comunidades vegetales. También existen programas de recuperación de las comunidades faunísticas (Granados y Toro, 2000; Martínez-Solano

et al., este volumen; del Moral *et al.*, este volumen), para asegurar la regeneración del sistema hídrico, para el control del ganado, para la gestión y uso racional del uso público y para el seguimiento del proceso de restauración.

La conservación de los suelos es especialmente delicada en las cárcavas, en los taludes, y en ciertas áreas de las antiguas pistas con suelos poco consolidados. Hay que recordar que las mayoría de las antiguas infraestructuras de las estación de esquí se disponían conforme a la máxima pendiente, al objeto de optimizar la práctica de este deporte.

Los trabajos de revegetación deberán tener una especial atención y desarrollo en el tiempo, siendo imprescindibles las tareas de mantenimiento y conservación en las zonas donde se ha actuado. Entre los trabajos programados se encuentran la reposición de marras en las plantaciones de las zonas más delicadas y la realización nuevas plantaciones para aumentar la biodiversidad, creando nuevos corredores que permitan la dispersión de fauna y flora. Por ello, se seguirá con la recogida de semillas de matorrales y herbáceas, bien para siembra directa o bien para su producción en un vivero de autóctonas. Finalmente, mientras se conside-



re necesario se continuará con los riegos de apoyo para favorecer el crecimiento vegetativo durante el estío en las zonas más delicadas. La recuperación de las comunidades vegetales sin duda favorecerá la recuperación natural de las comunidades faunísticas.

La gestión ganadera en la zona en restauración es otro aspecto importante a tener en cuenta en la continuación de los trabajos de restauración. El control y regulación de la carga ganadera, del tipo de ganado (ovino, vacuno o caballar), de las zonas de pastoreo y de las fechas en las que se realiza el aprovechamiento es fundamental para no entorpecer los trabajos de restauración, favorecer la regeneración natural y propiciar la fructificación de las plantas. La realización del cerramiento de toda la zona en restauración antes de que suba el ganado a los pastos del puerto, permitiendo controlar la carga ganadera deseada, es una de las herramientas de gestión previstas en este sentido.

Dada la gran afluencia de visitantes al Parque Natural y puesto que las principales vías de acceso se encuentran en las zonas en restauración, se está realizando una ordenación adecuada del uso público, que

será revisada conforme se vayan detectando cambios cuantitativos o cualitativos en las pautas de visita al Parque natural. En el futuro, al margen de las medidas de vigilancia, control, información y sensibilización, serán necesarias labores de acondicionamiento y mantenimiento de sendas para el control de la erosión y minimización de daños a las comunidades naturales.

Todas estas tareas de gestión deberán realizarse, tal y como se ha venido haciendo hasta el momento, con un conocimiento científico del funcionamiento de los ecosistemas del Parque lo más completo posible. Buena parte de este conocimiento acumulado se refleja en las ponencias publicadas hasta el momento de las Jornadas Científicas (Consejería de Medio Ambiente, 1999, 2000), y ha sido de enorme utilidad a la hora de diseñar y llevar a la práctica el proyecto de restauración. Por ello, se quiere seguir potenciando la cooperación entre científicos y gestores, de manera que haya una transferencia de información fluida, de calidad y que permita la toma de decisiones con una criterios defendibles frente a una sociedad que demanda, cada día más, la conservación de su medio natural y un desarrollo sostenible.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 1998. *Plan de restauración ambiental de la antigua estación de esquí de Valcotos y el programa de conservación del Parque Natural de Peñalara*. Informe Técnico.
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 1999. *Primeras Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 226 pp
- CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE, 2000. *Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 127 pp
- GRANADOS, I. y M. TORO, 2000. Limnología en el Parque Natural de Peñalara: Nuevas aportaciones y perspectivas de futuro. En: *Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 55-72.
- SANCHEZ-HERRERA, F., 2000. La restauración ambiental de la antigua estación de esquí de Valcotos y el programa de conservación del Parque Natural de Peñalara. En: *Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y el Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid. 19-25.



LA PALEOLIMNOLOGÍA COMO FUENTE DE INFORMACIÓN AMBIENTAL: EJEMPLOS DE LAS LAGUNAS DE ALTA MONTAÑA DEL SISTEMA CENTRAL

IGNACIO GRANADOS, MANUEL TORO, SANTIAGO ROBLES, JOSÉ M. RODRÍGUEZ,
M^a CARMEN GUERRERO Y CARLOS MONTES.

*Departamento de Ecología
Universidad Autónoma de Madrid
Campus Cantoblanco
28049 Madrid*

INTRODUCCIÓN

Las lagunas de alta montaña del Sistema Central

En la España peninsular existen cartografiados 1.738 lagos y lagunas de alta montaña, de acuerdo con el trabajo de Pascual *et al.* (2000) referente a la distribución de estos ecosistemas. Los lagos de alta montaña suponen una importante aportación numérica al patrimonio lacustre-palustre español, aunque en superficie sean relativamente poco importantes. Obviamente, estos sistemas acuáticos se localizan en los grandes macizos montañosos de nuestra geografía —Cordillera Cantábrica, Cordillera Pirenaica, Macizo Galaico-Leonés, Sistema Ibérico, Sistema Central y Cordilleras Béticas—, siendo los Pirineos la cordillera que alberga la mayor parte de ellos (81%). En el sistema Central sólo se encuentran en torno al 3% de los lagos de alta montaña de la España Peninsular.

El eje montañoso del Sistema Central está formado por las sierras de Ayllón, Somosierra, Guadarrama, Gredos, Peña de Francia, Gata, Estrela y Lousa. En todas estas sierras se pueden encontrar humedales de alta montaña (trampales, turberas, charcas, lagunas, etc.), aunque sólo en tres de ellas aparecen lagunas propiamente dichas. Estas lagunas constituyen los núcleos lacustres de la Sierra de Estrela, Gredos y Guadarrama, situándose el primero de ellos en Portugal. La información relativa a las lagunas portuguesas ha sido publicada por Boavida (2000)

En la Sierra de Gredos se encuentran unas veinte lagunas, mientras que en Guadarrama sólo se localizan

tres lagunas. Se dispone de una buena información limnológica tanto de las lagunas de la Sierra de Gredos (Toro y Granados, 2001), como de las situadas en la Sierra de Guadarrama (Toro y Granados, 1999; Granados y Toro, 2000a). Las lagunas de Gredos y Guadarrama comparten unas características ecológicas similares. En general se trata de lagunas de poco tamaño y profundidad, cubiertas algunos meses al año por una potente capa de hielo. Todas ellas se encuentran situadas por encima del límite altitudinal del bosque, sobre cuencas mayoritariamente rocosas y suelos poco desarrollados. La litología similar de ambos macizos (substratos ácidos poco solubles) origina una hidroquímica parecida, aunque matizada en cada caso concreto por las características morfométricas y diferentes impactos.

Así, algunas de las lagunas han sufrido, con distinta intensidad, impactos antropogénicos que han degradado notablemente su estado de conservación. La mayoría están relacionados con un fuerte aumento de la demanda de los espacios de alta montaña como destino turístico-recreativo, que ha originado la acumulación de residuos sólidos, la eutrofización o el desarrollo de fuertes procesos erosivos. Otros problemas ambientales son consecuencia del represamiento de ciertas lagunas para satisfacer una demanda hidroeléctrica o de abastecimiento para riego, lo que ha causado una modificación de la morfometría, un fuerte cambio en el funcionamiento ecológico de la masa de agua afectada, así como graves alteraciones en el paisaje. Por último, otras lagunas han experimentado una pérdida de la diversidad biológica como consecuencia de la introducción de especies piscícolas alóctonas.



Tres de estas lagunas han sido investigadas con mayor detalle: la laguna de Peñalara, la Grande de Gredos y la Cimera. Las dos primeras han sido analizadas principalmente con relación a los graves problemas ambientales que presentaban, mientras que la Cimera ha sido estudiada exhaustivamente por ser una de las lagunas mejor conservadas del Sistema Central. La Tabla 1 muestra las principales características de estas tres lagunas, y en la Figura 1 se muestran sus mapas batimétricos. En todas ellas se han realizado distintos estudios paleolimnológicos, algunos de cuyos resultados sirven como ejemplo en el desarrollo de este artículo.

La Paleolimnología

La Paleolimnología es la ciencia encargada de reconstruir la historia de los ecosistemas acuáticos mediante el análisis de sus sedimentos. Su objeto de estudio son los cambios en el funcionamiento ecológico como consecuencia del proceso de ontogénesis o como consecuencia de diversos cambios ambientales. El fundamento de esta disciplina está basado en dos procesos esenciales de estos sistemas: 1) la acumulación de un sedimento cuya composición físico-química y de restos bióticos depende del estado del ecosistema en el momento en que se produce dicha sedimentación; 2) la estructuración cronológica del sedimento, es decir, la disposición de los sedimentos más recientes sobre los sedimentos de mayor antigüedad.

	Laguna Cimera	Laguna Grande de Gredos	Laguna de Peñalara	
Morfometría	<i>Sector y orientación</i>	Gredos (cara norte)	Gredos (cara norte)	Guadarrama (cara sureste)
	<i>Coordenadas</i>	30TUK040596	30TUK064585	30TVL194216
	<i>Altitud</i>	2.140 m.s.n.m	1.935 m.s.n.m	2.017 m.s.n.m
	<i>Superficie de cuenca</i>	756.000 m ²	3.250.000 m ²	442.500 m ²
	<i>Área (A)</i>	44.900 m ²	63.076 m ²	5.452 m ²
	<i>Longitud máxima (L_{max})</i>	384 m	630 m	115,5 m
	<i>Anchura máxima (B_{max})</i>	177 m	183 m	71,5 m
	<i>profundidad máxima (Z_{max})</i>	9,35 m	6,7 m	4,7 m
	<i>Profundidad media (Z_{med})</i>	4,83 m	2,31 m	2,0 m
	<i>Volumen (V)</i>	216.890 m ³	145.837 m ³	11.563 m ³
Características de la cuenca	<i>Litología</i>	granito	granito	ortogneises
	<i>Vegetación de la cuenca</i>	Mayoritariamente rocosa, con pastizales psicroxerófilos	Mayoritariamente rocosa, con pastizales psicroxerófilos	Mayoritariamente rocosa, con pastizales psicroxerófilos y algunas zonas de matorral (<i>Cytisus oromediterraneus</i> , <i>Juniperus communis alpina</i> .)
Características físico-químicas	<i>Régimen térmico</i>	monomítico, con estratificación invernal	monomítico, con estratificación invernal	monomítico, con estratificación invernal
	<i>Profundidad del disco de Secchi (media y mínima)</i>	5 (2.7) m	4.1 (3.7) m	3.5 (1.6) m
	<i>Tiempo de residencia</i>	62 días	10 días	5-9 días
	<i>Duración de cubierta de hielo</i>	6-7 meses	4-6 meses	2-4 meses
	<i>Alcalinidad (media y rango)</i>	38 (6-255) µeq L ⁻¹	37 (8-79) µeq L ⁻¹	60 (3-390) µeq L ⁻¹
	<i>pH (media y rango)</i>	6.4 (5.1-8.5)	6.3 (5.0-7.0)	6.5 (5.1-8.7)
	<i>Conductividad (media y rango)</i>	5.7 (1.5-12.4) µS cm ⁻¹ 25°C	5.6 (3.4-12.9) µS cm ⁻¹ 25°C	12.4 (4.3-25) µS cm ⁻¹ 25°C
	<i>Nivel trófico</i>	Oligotrófica	Oligotrófica (mesotrófica)	Oligotrófica
Biota	<i>macrófitos</i>	sin macrófitos (2 taxones extremadamente escasos)	13 taxones	sin macrófitos
	<i>zooplancton</i>	6 taxones	5 taxones	5 taxones
	<i>macroinvertebrados bentónicos</i>	57 taxones	32 taxones	37 taxones
	<i>peces</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>	<i>Salmo trutta</i>	<i>Salvelinus fontinalis</i>
	<i>anfibios</i>	5 taxones	5 taxones	1 taxón

Tabla 1.



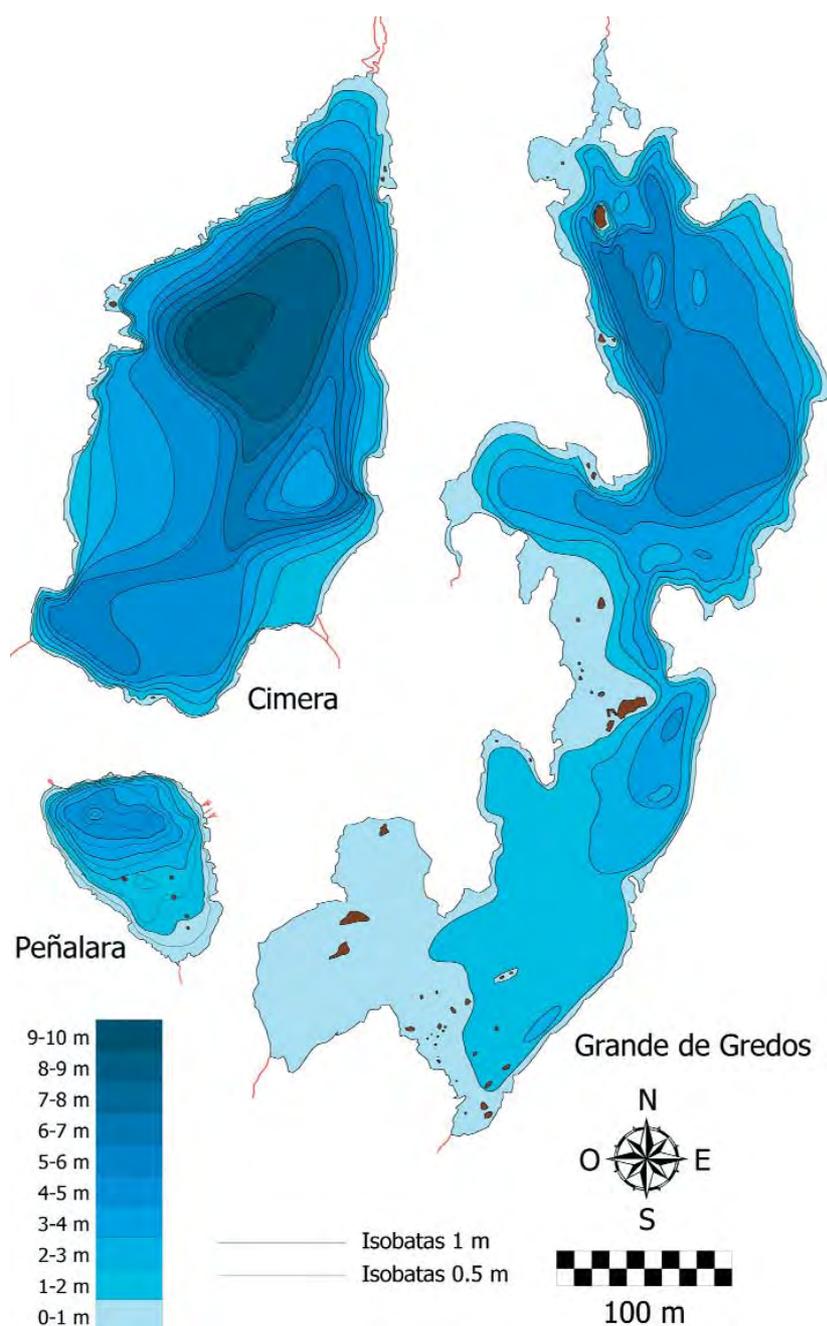


Figura 1. Mapas batimétricos de la laguna Cimera, la laguna Grande de Gredos y la laguna de Peñalara.

La información relevante para el paleolimnólogo se almacena en el sedimento de múltiples maneras. Así, esta información queda registrada en forma de señales físicas (mineralogía, magnetismo, densidad, contenido en partículas carbonáceas, etc.), químicas (contenido en materia orgánica, nutrientes, iones mayoritarios, metales pesados, contaminantes orgánicos, pigmentos fotosintéticos, etc.) o biológicas (restos de polen, semillas, cladóceros, quironómidos, frústulas de diatomeas, quistes de crisófitos, endosporas de bacterias, etc.). Cada uno de estos indicadores suele proporcionar información sobre un aspecto más o menos concreto del ecosistema, por lo que las reconstrucciones paleo-

limnológicas intentan abordar simultáneamente el estudio de varios de estos indicadores. Además, el paleolimnólogo emplea diversos métodos para conocer la fecha aproximada en que se produjo la entrada de dicha información en el sedimento. Entre ellos podemos destacar la datación radiométrica con isótopos (^{210}Pb , ^{137}Cs , ^{241}Am o ^{14}C , en función de la antigüedad del sedimento a estudiar). También se pueden delimitar diversos niveles por medio de marcadores conocidos por otras fuentes, como puede ser la aparición de capas de cenizas volcánicas pertenecientes a erupciones cuya fecha es conocida. En algunas ocasiones, que no suele ser el caso de los lagos de alta montaña, el sedimento ofrece una laminación anual visible a simple vista que permite establecer una cronología simplemente contando el número de estas laminaciones. En último término, siempre se puede ofrecer una cronología relativa, es decir, la información más antigua pertenece a los estratos de sedimentos más profundos.

Así pues, para descifrar la información almacenada en el sedimento lo primero que se realiza es la extracción de una muestra inalterada de éste, que abarque al menos el período de interés. En el caso de los sedimentos de alta montaña, los primeros 40-50 centímetros suelen ser suficientes para conocer los dos últimos siglos de la evolución del ecosistema. El testigo de sedimento se suele obtener de la zona más profunda de la laguna, ya que ahí es donde se producen las condiciones más estables de sedimentación y los sedimentos permanecen inalterados durante largos períodos de tiempo.

A continuación se lamina el sedimento, siendo el espesor de estas láminas el que determine la resolución temporal que se podrá conseguir. Actualmente se puede lograr con facilidad y sin alterar las características del sedimento submuestras de 2 ó 3 mm de espesor, que ofrecen una buena resolución temporal. Finalmente, cada una de estas submuestras o láminas será analiza-



da con una metodología específica para la determinación del indicador de interés. Por ejemplo, la determinación de la densidad, peso seco y materia orgánica requiere un análisis gravimétrico del sedimento expuesto secuencialmente a temperaturas cada vez mayores, o la determinación de determinados restos biológicos requiere su extracción e identificación con ayuda de una lupa binocular o un microscopio.

Los resultados obtenidos por medio de la paleolimnología tienen un evidente interés en la investigación básica de los ecosistemas acuáticos. Es el único método disponible para comprender procesos a largo plazo como la ontogénesis de estos sistemas. Para la inmensa mayoría de los lagos y lagunas existe información limnológica referente a unos pocos años como mucho, siendo muy escasos los que cuentan con datos que abarquen varias décadas. Sin embargo, los métodos paleolimnológicos permiten obtener información de toda la vida del lago, ya que desde su mismo momento de formación empezó a acumular sedimentos ricos en información. Además, la paleolimnología también tiene una enorme utilidad en la gestión de lagos y lagunas. Sus resultados permiten conocer el estado ecológico previo a la degradación de ciertos ecosistemas, fijando unas condiciones de referencia en cuanto a su funcionamiento a largo plazo y la fluctuación natural que presentan. De esta manera, se pueden fijar objetivos de restauración realistas para aquellos sistemas alterados, o demostrar el efecto que determinadas actuaciones han tenido sobre sus características ecológicas.

En el presente artículo presentamos tres ejemplos de investigaciones paleolimnológicas realizadas en el Sistema Central (laguna Cimera, laguna Grande de Gredos y laguna de Peñalara). Estos estudios pueden encontrarse con más detalle en otras publicaciones (Granados y Toro, 2000b; Robles *et al.*, 2000; Toro y Granados, 2002), pero aquí se sintetizan sus principales resultados para ilustrar precisamente la utilidad del empleo de la paleolimnología en la detección de alteraciones o impactos en estos sistemas, así como en el apoyo a las tareas de gestión de los mismos. El estudio realizado en la laguna Cimera se refiere a la detección del calentamiento global experimentado en los últimos años, que puede tener interesantes repercusiones sobre el funcionamiento de los ecosistemas de alta montaña del Sistema Central. Los otros dos estudios presentan un enfoque más aplicado, como son la evaluación del grado de deterioro experimentado por estas dos lagunas (Grande de Gredos y Peñalara) como consecuencia de una excesiva presión turística.

QUIRONÓMIDOS SUBFÓSILES EN EL ESTUDIO DEL CAMBIO CLIMÁTICO (LAGUNA CIMERA)

Los quironómidos o mosquitos no picadores son una familia de dípteros (insectos) muy abundantes en los ecosistemas acuáticos, donde suelen coexistir diversas especies. Los quironómidos presentan a lo largo de su vida distintas fases en las que cambia notablemente su aspecto, su hábitat y modo de alimentación (Figura 2). La fase larvaria habita en el fondo de las lagunas, normalmente alimentándose de detritus, aunque algunas especies son depredadoras. La fase larvaria da lugar a una pupa, generalmente nadadora, que se convertirá finalmente en la forma adulta o imago. Sólo la forma adulta vive fuera del agua, momento en el que se produce la reproducción y la dispersión de la especie. La familia de los quironómidos se divide en diversas subfamilias, de las que destacan los ortocladinos, los diamesinos, los quironominos y los tanipodinos.

La larva posee una cápsula cefálica quitinizada (Figura 3), compuesta por diversas estructuras (mandíbulas, premandíbulas, antenas, mentum, etc.) que difieren entre las distintas especies. Así, la cápsula cefálica se emplea para la identificación específica con ayuda de una lupa binocular o un microscopio. Esta cápsula cefálica entra a formar parte del sedimento cuando el animal muere o cuando muda a fase de pupa. Al estar compuesta de quitina, un material extremadamente resistente a la degradación, permanece prácticamente inalterada durante cientos o miles de años. De este modo, la abundancia relativa de las distintas especies de quironómidos en un momento determinado queda reflejada en la abundancia relativa de las cápsulas cefálicas que se almacenan en el sedimento. El empleo de los quironómidos como herramienta paleolimnológica

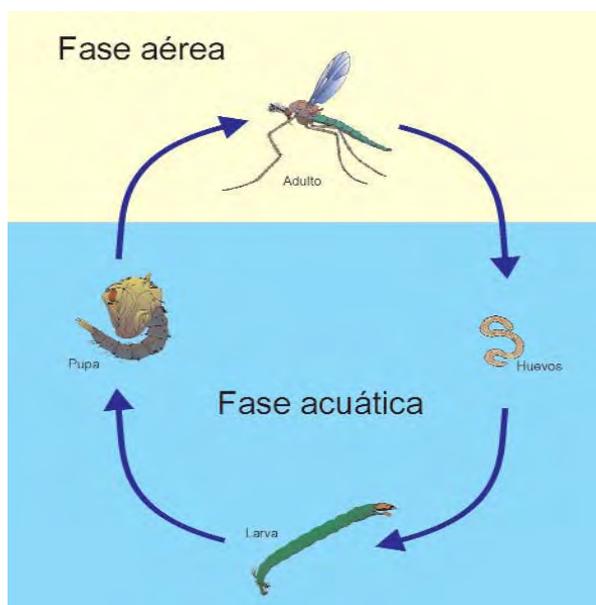


Figura 2. Ciclo vital de los quironómidos (Insecta:Diptera).

ha sido descrito detalladamente por Walker (1987, 1995). Hay varias razones por las que la familia de los quironómidos se emplean en paleolimnología (Brooks, 1996):

- Es una familia muy ubicua. Sus larvas aparecen en prácticamente todos los ecosistemas acuáticos, desde el trópico a las regiones polares.
- Son muy abundantes. En ecosistemas de aguas quietas suelen aparecer entre centenares y miles de individuos por metro cuadrado.
- Es un grupo muy diverso. Suelen coexistir en un mismo lago varias decenas de especies distintas.
- Muchas especies de quironómidos muestran una gran fidelidad a determinados hábitats o condiciones del medio (estenotípicas estrictas), por lo que son excelentes indicadores de esas condiciones concretas.
- Las larvas son relativamente fáciles de identificar por medio de la cápsula cefálica, al menos hasta el nivel de género.
- Aportan información complementaria a otros grupos cuyos restos quedan almacenados en el sedimento, tales como las diatomeas o los cladóceros.
- La mayoría de las especies completan al menos un ciclo vital al año. Por ello, junto con su capacidad de dispersión en la fase adulta, responden rápidamente a los cambios ambientales.
- Reflejan inequívocamente las condiciones del lago, ya que es seguro que las cápsulas cefálicas corresponden a individuos desarrollados en él.

En septiembre de 1996 se extrajo de la laguna Cimera un testigo de sedimento de 17 cm de longitud, que una vez datado recogía los cambios acaecidos en los últimos 200 años. Este testigo se laminó en intervalos de 3 mm, extrayéndose de algunos de estos niveles las cápsulas cefálicas de los quironómidos subfósiles.

La Figura 4 muestra la abundancia relativa de las distintas especies encontradas en el perfil de sedimento obtenido. Este tipo de gráficos, con diversas varia-

ciones, es el que se emplea habitualmente para presentar datos paleolimnológicos o palinológicos. En la parte izquierda del gráfico aparece la edad estimada por medio de la datación con ^{210}Pb para los distintos niveles de sedimento, así como el peso seco de estos niveles (DW) y una estimación de su contenido en materia orgánica (LOI). En la parte central del gráfico se muestra el porcentaje de la abundancia relativa de las especies de quironómidos subfósiles encontrados en cada uno de los niveles, así como el número total de especies encontrado en cada uno de ellos. Este modo de presentar los datos permite identificar rápidamente los cambios en el tiempo de la abundancia relativa de las distintas especies. No obstante, también es importante conocer una estimación de la densidad de especies en un momento dado, referido al número de cápsulas cefálicas acumuladas en el sedimento cada año. Estos datos se presentan a la derecha del gráfico, junto con una clasificación estadística de estos niveles, realizada para separar zonas relativamente homogéneas en la estratigrafía del sedimento.

Como puede verse en la Figura 4, se analizaron 20 submuestras pertenecientes a los 17 primeros centímetros del sedimento de la laguna Cimera, lo que representa aproximadamente los últimos 200 años de historia de la laguna. En estas submuestras se encontraron un total de 3.857 cápsulas cefálicas, pertenecientes a 24 taxones distintos de quironómidos. Por cada gramo de peso seco analizado se encontró entre 59 y 338 cápsulas cefálicas, lo que se sitúa en el rango medio-alto de las concentraciones habituales en los lagos (Walker, 1987). Los taxones más abundantes fueron *Chironomus* sp. y *Micropsectra* spp. (siendo *M. contracta* la especie más abundante de este último grupo). Ambas especies representan entre el 52% y el 76% (media del 64%) de las cápsulas cefálicas encontradas en cada nivel examinado. La figura muestra también los cambios en la abundancia relativa de otra veintena de especies, aunque por el momento nos centraremos en la abundancia relativa de *Chironomus* sp.

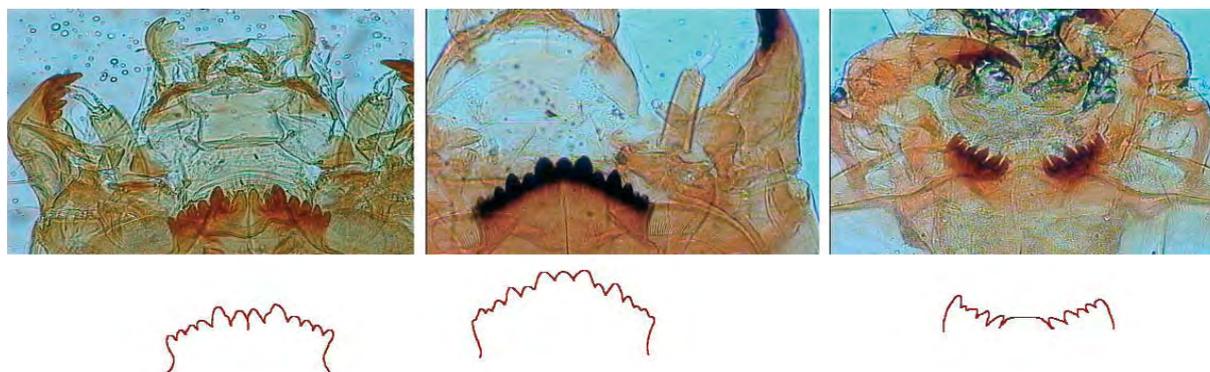


Figura 3. Visión al microscopio óptico de tres especies de quironómidos (*Microtendipes* sp., *Dicotendipes* sp. y *Cryptochironomus* sp.). Como ejemplo de los caracteres empleados en la determinación, se ha remarcado debajo de cada imagen el perfil del mentum, para señalar las diferencias entre distintas especies.



Laguna Cimera

Core cim4/96

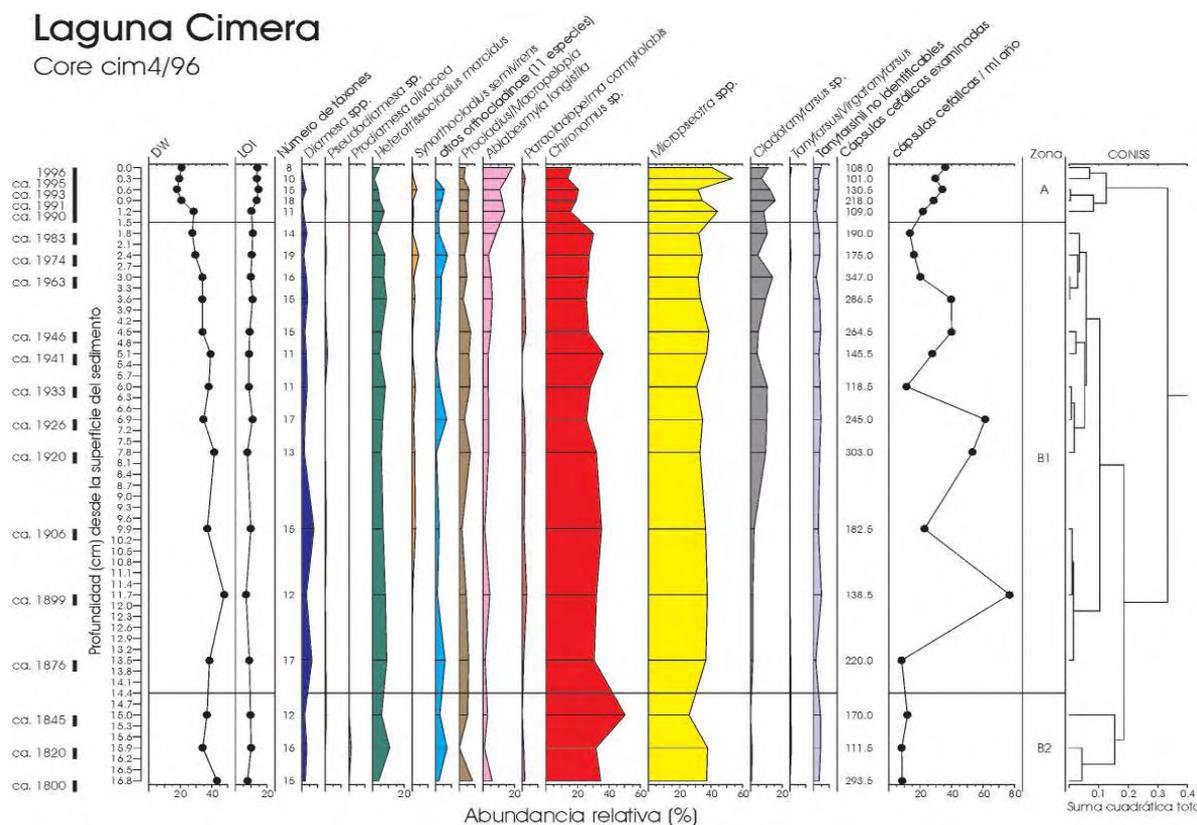


Figura 4. Perfil estratigráfico de la abundancia relativa de cápsulas cefálicas de quironómidos en el testigo de sedimento Cim4/96 (laguna Cimera).

La presencia de *Chironomus* sp., como una de las especies más importantes de la fauna quiromidológica de la laguna Cimera, plantea un interesante problema en cuanto a la clasificación trófica de esta laguna. Prácticamente desde el inicio de la limnología como ciencia, los sistemas acuáticos se han clasificado en función de su productividad, siendo las categorías más aceptadas actualmente ultraoligotrofia, oligotrofia, mesotrofia, eutrofia e hipereutrofia. Para esta clasificación se emplean determinadas características físico-

químicas (concentración de nutrientes y de clorofila *a*, transparencia del agua), o la presencia de determinadas especies indicadoras. De acuerdo a sus características físico-químicas la laguna Cimera se clasifica como una laguna claramente oligotrófica, es decir, caracterizada por una baja concentración de nutrientes y aguas muy transparentes debido a la baja densidad de especies fitoplanctónicas. Por el contrario, *Chironomus* es un género típico de sistemas eutróficos (Johnson *et al.* 1990; Walker, 1993; Prat, 1993; Meriläinen y Hamina, 1993; Brodersen y Lindegaard, 1997), por lo que sorprende encontrarlo en un sistema oligotrófico (Figura 5). Para resolver esta aparente contradicción, es necesario conocer con mayor detalle el funcionamiento ecológico de esta laguna a lo largo de un ciclo anual.



Figura 5. La clasificación trófica de los lagos en general, desde el rango de la ultraoligotrofia a la hipereutrofia, puede realizarse a partir de sus características físico-químicas o a partir de los macroinvertebrados bentónicos. No obstante, la laguna Cimera presenta características físico-químicas propias de un ambiente oligotrófico y una fauna bentónica similar a la de ambiente eutróficos.

La Figura 6 muestra la evolución de la temperatura de la columna de agua desde julio de 1996 a julio de 1998. Como puede apreciarse, bajo la cubierta de hielo se desarrolla una estratificación térmica invernal. Sin embargo, la laguna presenta una profundidad relativamente somera que dificulta su estratificación en verano, sobre todo si se tienen en cuenta los fuertes vientos que caracterizan a esta cadena montañosa.

La Figura 7 muestra la evolución de la concentración de oxígeno disuelto durante el mismo período de tiempo. Bajo la cubierta de hielo se produce un acusado



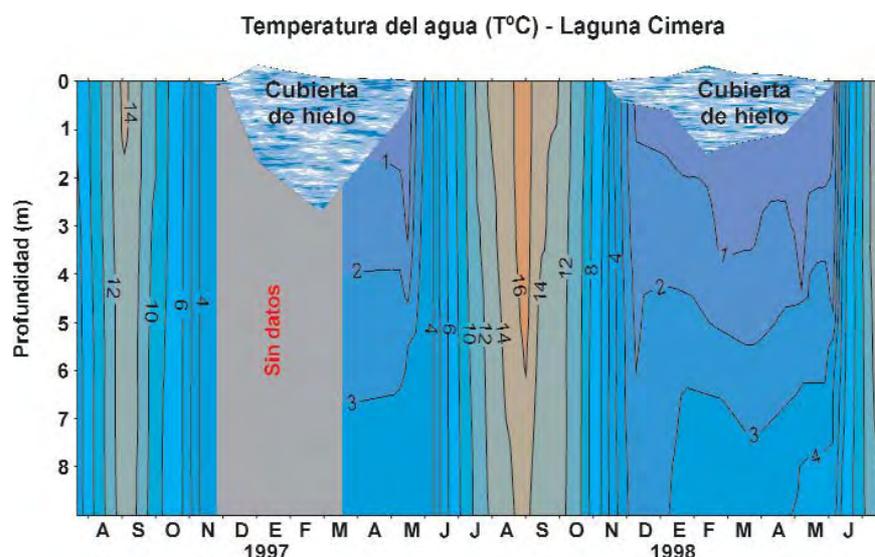


Figura 6. Variación estacional de la temperatura del agua de la laguna Cimera.

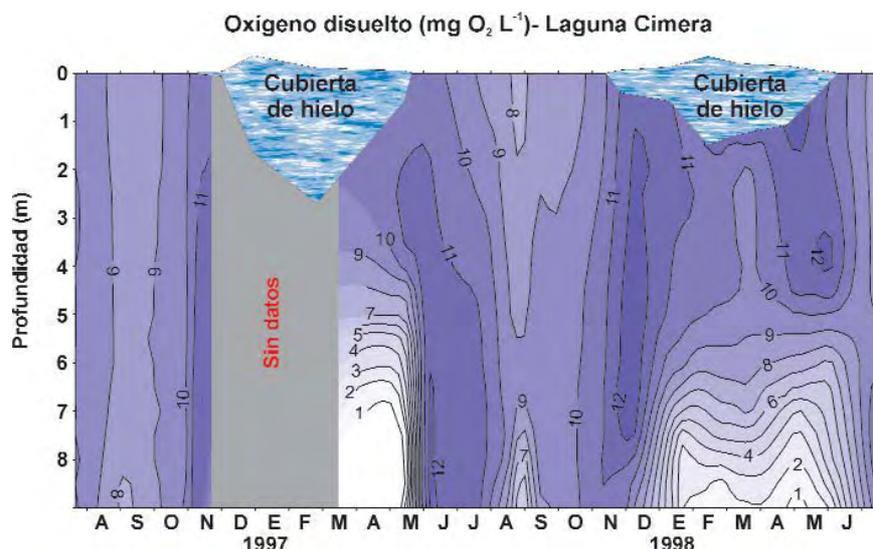


Figura 7. Variación estacional del oxígeno disuelto en el agua de la laguna Cimera.

descenso del oxígeno disuelto, como consecuencia de la degradación heterotrófica de la materia orgánica sedimentada. Este proceso ocurre en una situación en la que la estabilidad de la columna de agua es máxima (los valores mínimos de turbulencia), y ni la luz ni los gases atmosféricos pueden alcanzarla debido a la presencia de una potente cubierta de hielo. De esta manera, la concentración de oxígeno presenta un fuerte gradiente entre la capas de agua próximas al sedimento y las cercanas a la superficie helada. Es decir, la formación de una potente cubierta de hielo origina cambios en el ecosistema acuático comparables a los que ocurren en el hipolimnion de los lagos eutróficos (Capblancq y Laville, 1983). La concentración de oxígeno disuelto a finales del período con cubierta de hielo de 1996-1997 fue tan sólo de 0,1 mg L⁻¹, lo que equivale al 1% de la capacidad de disolución del oxígeno en el agua a esa temperatura.

Este proceso explicaría la presencia de *Chironomus* sp., una especie típica de lagos eutróficos, en un lago oligotrófico. Dada la fuerte reducción de oxígeno en fondo durante la época con cubierta de hielo, *Chironomus* sp. se ve favorecido por su adaptación a estas condiciones de baja concentración de oxígeno. Capblancq y Laville (1983) también han encontrado *Chironomus* sp. en un lago de alta montaña de los Pirineos sometido a un fuerte descenso del oxígeno durante el invierno. Estos autores comentan que la fauna típicamente oligotrófica se ve reemplazada en esta situación por una fauna más euritérmica y eurioxibionte. Por el contrario, en aquellos lagos de alta montaña en que la reducción del oxígeno no es tan intensa, la presencia de *Chironomus* sp. es muy limitada o inexistente (Toro y Granados, 1997; Schnell, 1998).

La intensidad del consumo de oxígeno en el fondo de la laguna está directamente relacionada con la duración de la cubierta de hielo (Toro y Granados, 1997, 2001), la cual depende asimismo de la temperatura del aire. Así, durante los años más cálidos la duración de la cubierta de hielo tiende a ser menor (así como mayor la temperatura máxima del agua durante el período libre de hielo).

De este modo, podemos pensar que la presencia de *Chironomus* sp. en la laguna Cimera está relacionada con la variabilidad climática, mediante la relación entre la duración de la cubierta de hielo (o lo que es lo mismo, la intensidad de la reducción de la concentración de oxígeno) y la temperatura ambiental. La Figura 8 muestra la regresión lineal entre la abundancia relativa de *Chironomus* sp. y la temperatura reconstruida por Agusti-Panareda y Thompson (2002). Dado que cada submuestra de sedimento analizado para determinar los quironómidos subfósiles comprende diferentes interva-



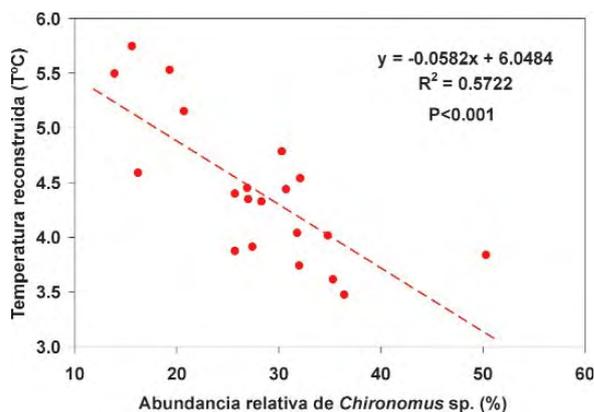


Figura 8. Relación entre la abundancia de *Chironomus* sp. en 20 niveles del testigo de sedimento y las temperaturas ambientales reconstruidas por Agusti-Panareda y Thompson (2002) para los años comprendidos por dichos niveles.

los temporales, la reconstrucción de temperatura ha sido recalculada como la media de las temperaturas de los años que comprende cada una de las submuestras. Como puede verse en la Figura 8, hay una correlación significativa entre ambas variables ($n = 20$, $r = -0,75$, $p < 0,001$). Esto quiere decir que, tal como se apuntaba anteriormente, la abundancia de relativa de *Chironomus* sp. tiende efectivamente a ser menor durante los períodos más cálidos.

De este modo, el perfil de *Chironomus* sp. subfósiles (Figura 4), indicaría un aumento de las temperaturas ambientales en los últimos años, ya que en este período se encuentra la menor abundancia relativa de *Chironomus* sp. de los últimos 200 años de la historia de la laguna.

No obstante, los lagos son sistemas complejos regulados por múltiples variables, por lo que debemos desconfiar de las conclusiones extraídas del comportamiento de una sola especie. Es decir, las abundancias relativas de las otras especies presentes en el registro subfósil no deben contradecir esta hipótesis de un calentamiento reciente, y de hecho no lo hacen. Por ejemplo, especies estenotermas frías como *Heterotrissocladius marcidus* (Walker, 1993; Saether, 1975) y *Diamesa* spp. (Rossaro, 1991), también disminuyen ligeramente su abundancia relativa en los últimos años, como consecuencia de una mayor temperatura del agua en estos años más cálidos. Por el contrario, especies que no requieren temperaturas tan bajas para su desarrollo, como *Micropsectra* sp. y *Ablabesmyia longistyla*, aumentan su abundancia relativa en este mismo período.

En una aproximación más cuantitativa, se puede realizar una clasificación jerárquica de la estratigrafía del sedimento, con objeto de identificar zonas más o menos homogéneas en cuanto a las abundancias relativas de los quironómidos subfósiles. Esta clasificación

se muestra a la derecha de la Figura 4, obteniéndose tres zonas estratigráficas:

- La zona A comprende los 1,5 cm superficiales, correspondientes aproximadamente a la década de los 90. Como se comentaba anteriormente, esta zona está caracterizada por una baja abundancia relativa de *Chironomus* sp. y *H. marcidus*, mientras que se produce un incremento de la de *A. longistyla* y *Micropsectra* sp. Esta zona tiene una riqueza taxonómica menor que las otras zonas, aunque muestra un progresivo aumento de la concentración de cápsulas cefálicas por año.
- La zona B1 es la más amplia (y por tanto la de mayor duración), abarcando desde los 1,5 cm hasta cerca de los 14,4 cm. Corresponde desde mediados del siglo XIX a finales de los años 80 del siglo XX. En esta zona la composición de especies es relativamente constante, aunque en la parte superior puede apreciarse un notable incremento de la abundancia relativa de *Cladotanytarsus* sp., mientras que la parte inferior es especialmente rica en *Diamesa* spp y relativamente pobre en ortocladinos. La concentración de cápsulas cefálicas por año fluctúa a lo largo de esta zona.
- La zona B2 se reconoce por el máximo de la abundancia relativa de *Chironomus* sp. y el mínimo de *Micropsectra* spp. La concentración de cápsulas cefálicas por año es muy pequeña en toda esta zona.

Así pues, la zona A correspondería a un periodo progresivamente más cálido, mientras que probablemente la zona inferior (B2) indicaría una época especialmente fría.

Afortunadamente, el desarrollo de la paleolimnología en los últimos años ha permitido desarrollar aproximaciones cuantitativas a la reconstrucción de variables ambientales (ej. Davis, 1989; Birks, 1992; Charles y Smol, 1994). De esta manera se puede demostrar cuantitativamente la intensidad de los cambios reflejados por la comunidad de quironómidos subfósiles. El desarrollo de estos modelos está basado en tres pasos secuenciales: 1) obtener una base de datos de calibración, es decir, generar un conjunto de datos climáticos y limnológicos para un conjunto lo más amplio posible de lagos, junto con la composición de quironómidos subfósiles presentes en el sedimento superficial de esos lagos; 2) analizar estadísticamente dicha base de datos, para determinar qué variables ambientales son responsables de la variabilidad observada en la comunidad subfósil del sedimento superficial; 3) generar unas funciones de transferencia entre la abundancia relativa de una especie y el valor de la variable ambiental identificada en el paso anterior.



Los quironómidos subfósiles han sido utilizados por diversos autores para desarrollar modelos de reconstrucción de temperaturas (Walker *et al.* 1991; Lotter *et al.* 1997, Olander *et al.* 1997), aunque ninguno de ellos es específico para la Península Ibérica. En cualquier caso, hemos utilizado el desarrollado por Lotter *et al.* (1997) para estimar la temperatura media de verano (junio, julio y agosto) en los Alpes, dado que es la región geográfica más cercana con uno de estos modelos y que la composición de especies usadas en su desarrollo es muy similar a la encontrada en el Sistema Central. Previamente, se ha armonizado la taxonomía de las especies encontradas en la laguna Cimera con la taxonomía empleada en el desarrollo del modelo, con objeto de evitar incoherencias en su aplicación a la Península Ibérica.

La Figura 9 muestra la temperatura media de verano reconstruida por medio de las funciones de transferencia de los quironómidos subfósiles (Lotter, com. pers.) y la temperatura media de verano reconstruida utilizando largas series climáticas (Agusti-Panareda y Thompson, 2002). De nuevo, la reconstrucción climática ha sido recalculada como la media de la temperatura de los años que comprende cada submuestra de sedimento analizado. De esta manera, ambas curvas son comparables ya que cada punto sintetiza una escala de tiempo similar.

Comparando ambas curvas, lo primero que se observa es que la reconstrucción de temperatura con quironómidos subfósiles subestima en cerca de tres grados la reconstrucción basada en series climáticas. Este hecho probablemente se deba a que el modelo de los quironómidos subfósiles ha sido desarrollado para una región geográfica diferente. Sin embargo, este hecho no afecta a las tendencias observadas, a pesar de que debemos desconfiar de los valores absolutos de temperatura calculados. Así, es notable la coincidencia de ambas reconstrucciones, observándose una tendencia a un calentamiento reciente. Esta coincidencia es estadísticamente significativa, mostrando una correlación ambas reconstrucciones ($n = 20$, $r = 0,45$, $p < 0,01$). Como puede apreciarse, la reconstrucción basada en series meteorológicas muestra 4 periodos de enfriamiento en torno a 1993, 1974, 1941 y 1926. Estos periodos son fácilmente reconocibles igualmente en la reconstrucción basada en quironómidos subfósiles, aunque los quironómidos no parecen reflejar la amplitud completa de estos episodios. Sin embargo, antes de 1925 ambas curvas no son tan similares. De hecho, si consideramos únicamente los datos posteriores a este año, la correlación es notablemente mejor ($n = 13$, $r = 0,75$, $p < 0,01$). Hay dos razones que pueden explicar el hecho de que los modelos encajen mejor en los últimos años: 1) hay menos muestras analizadas en la parte más profunda del testigo de sedimento, por lo que es más difícil encontrar tendencias detalladas; y 2) la datación

de estas muestras profundas presenta más incertidumbres que en las muestras más superficiales. Por ejemplo, cerca de 1820 la temperatura reconstruida con quironómidos subfósiles presenta el valor mínimo de toda la reconstrucción, mientras que la reconstrucción climática no muestra este episodio de enfriamiento. Sin embargo, precisamente esos años corresponden a un período cálido entre dos periodos fríos. Dado que la incertidumbre de la datación con ^{210}Pb de este período es mayor de ± 16 años, el mínimo de temperatura calculado a partir de los quironómidos subfósiles podría reflejar de hecho el periodo más frío anterior o posterior al pico cálido de 1817.

En resumen, los resultados muestran dos modelos diferentes e independientes que sugieren la existencia de un calentamiento ambiental en las montañas del Sistema Central durante los últimos años. Hay una cierta incertidumbre en cuanto a la intensidad de este calentamiento, pero con seguridad ha sido mayor de $1,5^\circ\text{C}$ en la temperatura media de verano desde mediados de la década de los 80.

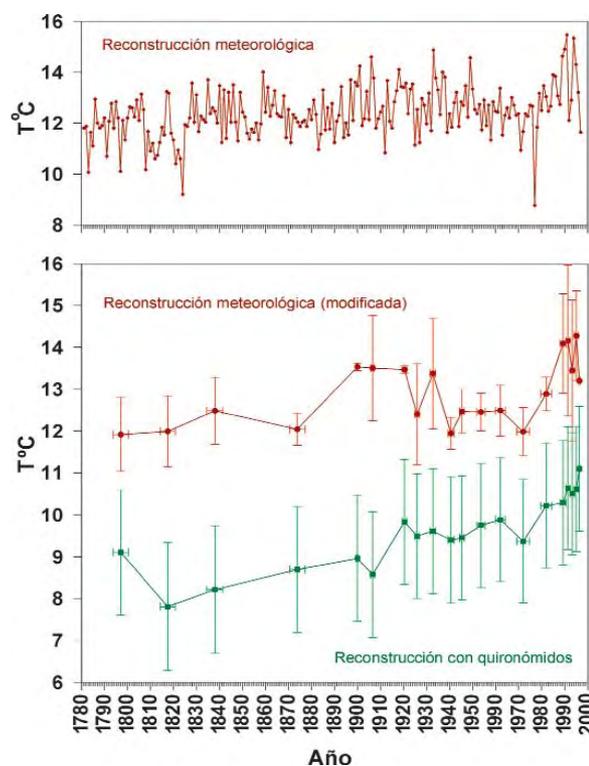


Figura 9. Arriba: Reconstrucción de las temperaturas ambientales medias de verano (Agusti-Panareda y Thompson, 2002). Abajo: Reconstrucción de las temperaturas ambientales medias de verano por medio del modelo de calibración de quironómidos y por medio del modelo climático (ver el texto). Esta última reconstrucción ha sido modificada utilizando la media de los años comprendidos en cada uno de los niveles analizados para la obtención de las cápsulas cefálicas de los quironómidos.



ENDOSPORAS DE *CLOSTRIDIUM* EN EL ESTUDIO DE LA CONTAMINACIÓN FECAL (LAGUNA GRANDE DE GREDOS)

Uno de los mayores problemas de los ecosistemas acuáticos de alta montaña es su utilización como espacios turísticos y recreativos, sobre todo teniendo en cuenta la fragilidad que les caracteriza. La masificación de determinadas lagunas puede desencadenar episodios de eutrofización y erosión, degradando su calidad ambiental. A la hora de gestionar esta actividad turística, se hace imprescindible conocer el grado de presión que este uso supone en la actualidad, pero también la evolución reciente de la demanda turística y su relación con las posibles alteraciones detectadas en el funcionamiento del ecosistema. Actualmente se puede evaluar dicha presión turística por medio de conteo directo de los visitantes, pero para trazar la evolución histórica se debe recurrir nuevamente a las técnicas paleolimnológicas. En este ejemplo, se han empleado las bacterias sulfito-reductoras del género *Clostridium* como indicador de contaminación fecal, un factor estrechamente relacionado con la presión turística.

Las bacterias sulfito-reductoras del género *Clostridium* están presentes en el tracto digestivo de muchos mamíferos, incluyendo los humanos. Cuando estas bacterias no se encuentran en condiciones ambientales óptimas se convierten en endosporas, es decir, una forma extremadamente resistente y longeva en la que pueden sobrevivir hasta que nuevamente encuentran las condiciones óptimas de crecimiento. Concretamente, las endosporas de *Clostridium* no pueden germinar en temperaturas por debajo de 20°C ni en presencia de oxígeno, aunque fuera de las condiciones óptimas pueden sobrevivir como endospora miles de años. Dado que en los sedimentos de las lagunas de alta montaña nunca se dan las condiciones adecuadas para su desarrollo, ésta las convierte en un excelente indicador de la contaminación fecal ocurrida en un periodo muy amplio de tiempo. En síntesis, la contaminación fecal de la masa de agua conduce a la deposición de endosporas en la superficie del sedimento, cuyo número será más alto cuanto mayor sea esta contaminación fecal. Según transcurre el tiempo, las endosporas son enterradas por la acumulación de nuevo sedimento, de modo que las más profundas corresponden a periodos deposicionales más antiguos. Así, estudiando la distribución vertical de esta bacteria en el sedimento, se puede trazar la historia de la contaminación fecal.

En diciembre de 1997 se extrajo un testigo de sedimento de la laguna Grande de Gredos para el análisis de endosporas de *Clostridium*. En esta ocasión, la laminación del testigo y la manipulación del sedimento se realizó en condiciones estériles para evitar la contaminación de las muestras. La metodología empleada

(Robles *et al.*, 2000) se resume básicamente en los siguientes pasos: 1) sonicación de una submuestra de sedimento, con objeto de romper los posibles agregados de sedimento y dispersar las endosporas; 2) pasteurización de la submuestra, para eliminar otros microorganismos no deseables; y 3) filtración de la muestra e incubación del filtro en un medio específico para bacterias sulfitorreductoras anaeróbicas. De este modo, cada endospora da lugar a una colonia, que aparecen en la placa de incubación como puntos negros fácilmente cuantificables. Finalmente, el número de endosporas se calcula corrigiendo las colonias obtenidas con el peso seco del sedimento empleado en el análisis.

El perfil de endosporas de *Clostridium* encontrado en el sedimento de la laguna Grande de Gredos se muestra en la Figura 10. Obsérvese que se ha empleado una escala logarítmica, por lo que el número de endosporas encontradas varía en cuatro órdenes de magnitud. Como puede verse, se diferencian tres fases de acuerdo al número de endosporas presentes en el sedimento. La primera comprendería desde mediados de los años 40 hasta principios de los años 70. Durante este período, el número de *Clostridium* es más o menos constante, sin sobrepasar el millar de endosporas por gramo de peso seco. La siguiente fase alcanzaría hasta mediados de los años 90, presentando marcadas fluctuaciones pero con una clara tendencia al alza en las capas más recientes. Finalmente el sedimento superficial (aproximadamente de 1994 a 1997) se caracteriza por un fuerte incremento del número de endosporas, hasta alcanzar los centenares de miles por gramo de peso seco en el sedimento más superficial.

Este perfil de acumulación de endosporas se corresponde perfectamente con la historia conocida de los usos e impactos ocurridos en la cuenca. Hasta los años 70 eran escasos los visitantes de esta laguna, y producían una contaminación fecal de origen disperso y difuso en toda la cuenca. Por ello el número de endosporas del sedimento correspondiente a esta época es muy

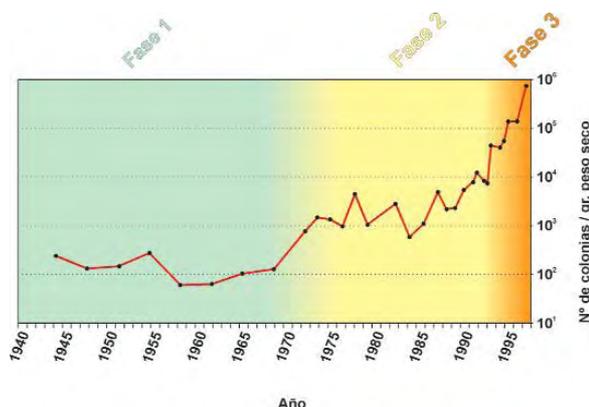


Figura 10. Endosporas de *Clostridium* en el sedimento de la laguna Grande de Gredos desde mediados del siglo XX.



bajo. En el año 1972 se construyó el Refugio Elola, situado en las inmediaciones del arroyo de entrada a la laguna, y cuyas aguas residuales eran vertidas hasta 1995 en una pequeña charca situada entre el refugio y la laguna. Esto supuso, junto con un creciente interés por las actividades en la naturaleza, un aumento paulatino de los visitantes, además de una mayor concentración de la contaminación fecal en las cercanías de la cubeta sur de la laguna. Este proceso ha quedado reflejado en la clara tendencia al incremento del número de endosporas de la década de los 80 y primera mitad de los 90. Finalmente, el espectacular aumento de *Clostridium* en el sedimento más superficial refleja los problemas ocurridos con el sistema de depuración de aguas residuales del Refugio Elola, construido en 1995. Al menos desde el verano de 1996, el tanque de depuración presentaba una fisura, que originaba un vertido directo de aguas negras al arroyo de entrada de la laguna. En 1997, durante los trabajos de reparación de dicho tanque, se vertieron unos 6.000 litros de aguas residuales en las inmediaciones de la instalación, lo que explica los centenares de miles de endosporas de *Clostridium* por gramo de peso seco en el sedimento correspondiente a esta fecha.

De este modo, la paleolimnología permite corroborar la hipótesis propuesta por Toro y colaboradores (1993) acerca de una reciente degradación de este ecosistema como consecuencia de un uso turístico creciente en las últimas décadas.

LA TASA DE SEDIMENTACIÓN EN EL ESTUDIO DE LA EROSIÓN (LAGUNA DE PEÑALARA)

La evolución de los problemas de erosión en el entorno de una laguna también se puede reconstruir con técnicas paleolimnológicas. En este caso se estudia la tasa de sedimentación, como un indicador de la tasa de erosión en la cuenca. Para ello, el testigo de sedimento se analiza para determinar como cambia su densidad en profundidad, y se data por técnicas radiométricas (Appleby *et al.*, 1986) con el fin de obtener una tasa de sedimentación (en gramos por año) y una tasa de acumulación (en centímetros por año). Esta técnica se ha empleado en el estudio de la erosión de los márgenes de la laguna de Peñalara, ya que en los primeros estudios limnológicos realizados (Toro y Montes, 1993) se observó la existencia de fuertes procesos erosivos. La morrena que cierra esta laguna presentaba un suelo totalmente decapitado y compactado por el continuo pisoteo de los visitantes. La comparación de fotos antiguas con el estado en 1993, permite estimar una pérdida de suelo entre los 20 y 50 centímetros, llegando en algunos sitios a un metro. En la Figura 11a, realizada en 1993 también es observable esta pérdida de suelo gracias a la ausencia de líquenes en la zona basal



Figura 11. Estado de la morrena que cierra la laguna de Peñalara en 1993 (arriba) y 2000 (abajo).

de las piedras de dicha morrena. Las zonas erosionadas han sido cartografiadas por Toro y Granados (1999).

En la Figura 12 se muestra la evolución de la tasa de sedimentación desde principios del siglo XX en la laguna de Peñalara. Se aprecia un período de mayor acumulación desde la década de los 70 en adelante. Esta década marca el inicio de un progresivo aumento de visitantes a la laguna, gracias entre otras razones a la construcción de la estación de esquí de Valcotos (Granados y Toro, 2000a). De este modo coincidía un aumento de los visitantes de la Sierra con una mayor facilidad de acceso a la laguna gracias a los remotes de dicha estación, que funcionaban también en épocas libres de nieve.

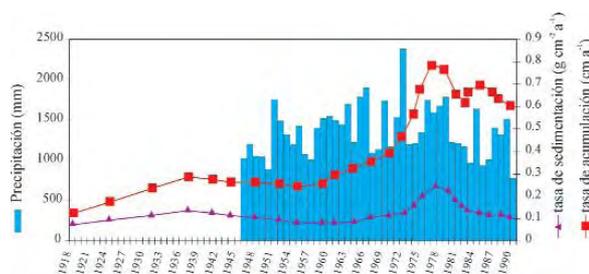


Figura 12. Perfil de sedimentación y acumulación en la laguna de Peñalara desde principios del siglo XX, junto con la serie disponible de precipitación anual en la cercana estación del puerto de Navacerrada.



Los años 70 marcan un punto de inflexión en la relación entre la tasa de sedimentación y la precipitación anual. Como puede verse en la Figura 13, con anterioridad a 1970 la tasa de sedimentación está inversamente correlacionada con la precipitación anual. Sin embargo, después de esta fecha se inicia una correlación positiva entre ambas variables.

La Figura 14 muestra un modelo teórico que explica este comportamiento. La precipitación en la cuenca ocasiona la erosión de materiales que son arrastrados hacia la laguna. Parte de estos materiales abandonan la laguna suspendidos en el agua del arroyo de salida (exportación) y otra parte se termina acumulando en el fondo (sedimentación). El porcentaje de material erosionado que es exportado o sedimentado depende en gran medida de la tasa de renovación del agua, que a su vez depende del volumen de precipitación. Es decir, un menor tiempo de residencia del agua en la laguna (mayor precipitación) implica que sedimentará una menor proporción de material. Antes de 1970 (cuadros 1 y 2, Figura 14), los márgenes de la laguna estaban protegidos por una cubierta vegetal que protegía el suelo de la erosión. Al aumentar la precipitación, a pesar de ser algo mayor la cantidad de material erosionado en la cuenca, domina la exportación sobre la sedimentación. De este modo, se produce la relación inversa entre precipitación anual y la acumulación de material sedimentado (Figura 13). A partir de 1970 (cuadros 3 y 4, Figura 14), esta cubierta vegetal desaparece progresivamente por efecto del pisoteo de los visitantes. Así, la erosión del suelo se incrementa espectacularmente y una cantidad mucho mayor de material es arrastrada hacia la laguna. Obsérvese que, en la Figura 13, los valores de material sedimentado son casi siempre mayores después de 1970 que antes de esta fecha, independientemente de la precipitación registrada. Además, en estas condiciones de suelo desnudo, los años con mayores precipitaciones originan un arrastre

de materiales mucho mayor que los de menor precipitación. De este modo, aunque en estos años de intensas precipitaciones siga dominando proporcionalmente la exportación sobre la sedimentación, el aporte neto de sedimento es mayor en años lluviosos que en años secos. Es decir, se obtiene una correlación positiva entre sedimentación y precipitación (Figura 13).

Toro y Granados (1999) describen las medidas que se tomaron para controlar el proceso de erosión. Básicamente, se restringió temporalmente el acceso de los visitantes a las zonas más erosionadas y se protegió el suelo desnudo con mantas de fibra vegetal. Como puede verse en la Figura 11b, la recuperación de la cubierta vegetal en estas zonas se encuentra muy avanzada. Paralelamente a estas medidas de control, se inició el seguimiento mensual de la tasa de sedimentación como un indicador del grado de erosión en la cuenca (Dearing, 1986). Para ello se emplazaron unas trampas de sedimento en el punto de máxima profundidad de la laguna, conforme a la metodología descrita por Wathne y Hansen (1997).

La Figura 15 muestra la evolución de dicha tasa de sedimentación obtenida con las trampas de sedimento. La tasa de sedimentación sigue claramente un patrón anual. Durante los meses en que la laguna permanece cubierta de hielo, los valores de sedimentación son muy bajos, dado que prácticamente no se produce entrada de materiales procedentes de la cuenca. Durante el deshielo hasta la entrada del verano los valores de sedimentación continúan siendo bajos, como consecuencia de la fuerte renovación del agua. En este período, aunque la energía disponible para transportar las partículas (erosión) es más alta que en otros meses, la resistencia del suelo a ser erosionado (erodabilidad) es mayor debido a su mayor contenido en agua y el desarrollo del pastizal durante la primavera. En los meses estivales (julio, agosto y septiembre),

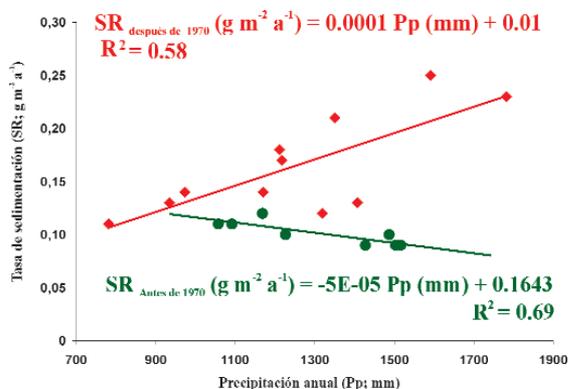


Figura 13. Relación entre la tasa de sedimentación y la precipitación anual, antes y después del inicio de la presión turística sobre la laguna de Peñalara (1970).

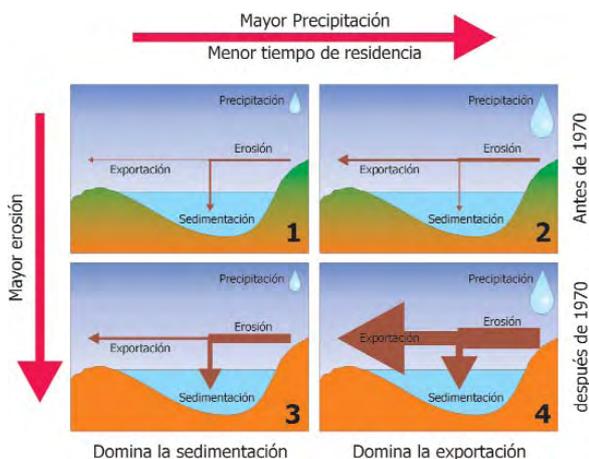


Figura 14. Modelo teórico de la relación entre sedimentación-exportación en relación con la precipitación anual. Ver descripción en el texto.



cuando se produce una mayor estabilidad de la columna de agua, domina el proceso de sedimentación y se alcanzan los máximos valores anuales. El suelo y la vegetación están secos, presentando el sustrato una mayor vulnerabilidad a la erosión hídrica y eólica. Son características de este periodo las fuertes tormentas de verano, que presentan las mayores intensidad de precipitación de todo el año. Con la llegada del otoño, la tasa de renovación del agua vuelve a aumentar y la sedimentación se ve nuevamente reducida.

Este comportamiento anual puede observarse igualmente en la Figura 16, que muestra la acumulación total de sedimento en cada uno de los años estudiados. Como puede verse, la tasa de sedimentación aumenta (mayor pendiente) en torno a los meses estivales. Además, la Figura 16 también muestra como la tasa de sedimentación claramente ha disminuido desde la implantación de las medidas de control de la erosión en la cuenca. De los 1,9 Kg m⁻² de 1997, se paso a 0,83 Kg m⁻² en 1998 y entre 0,41 y 0,56 Kg m⁻² durante el período de 1999 a 2001.

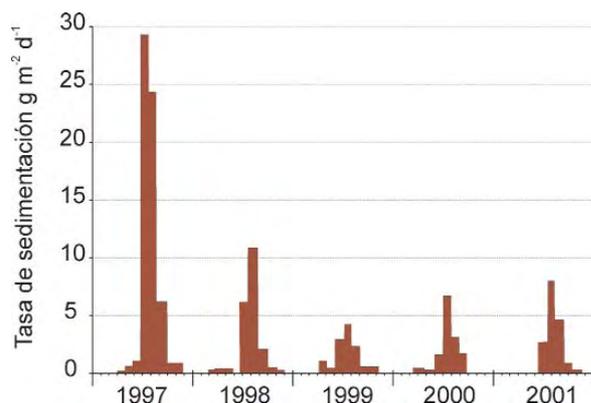


Figura 15. Tasa de sedimentación obtenida con las trampas de sedimento instaladas en la laguna de Peñalara.

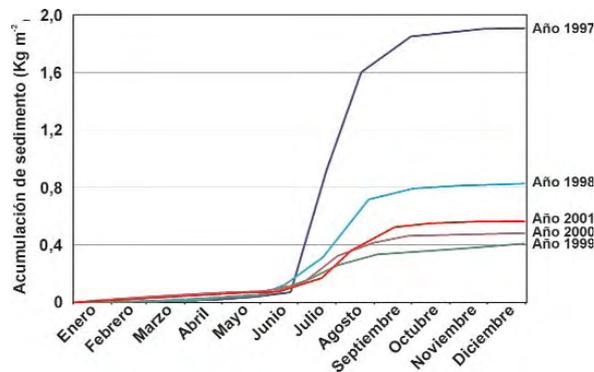


Figura 16. Acumulación anual de sedimento en la laguna de Peñalara, estimada por medio de trampas de sedimento.

De acuerdo a los datos obtenidos en el estudio paleolimnológico (Figura 12), en el período entre 1918 y 1970 se alcanzó un máximo de acumulación anual de 1,4 Kg m⁻² a⁻¹, con una media para este período de 1,06 Kg m⁻² a⁻¹. A partir de 1970, con el inicio de los procesos de erosión por impacto turístico, el máximo de acumulación se situó en 2,5 Kg m⁻² a⁻¹, con una media entre 1970 y 1991 de 1,59 Kg m⁻² a⁻¹. Aunque los datos obtenidos con trampas de sedimentación y con técnicas paleolimnológicas no son directamente comparables, podemos observar que ambas técnicas arrojan resultados en el mismo orden de magnitud. Las trampas de sedimento por un lado sobreestiman la cantidad sedimentada, al contener mayor cantidad de materia orgánica que los sedimentos más consolidados, en los que parte de esta materia ya ha sido degradada. Pero por otro lado, subestiman la cantidad sedimentada ya que no recogen el sedimento que alcanza el fondo de la laguna por medio de movimientos laterales realizados por debajo de la altura de la entrada a la trampa (Håkanson, 1977; Crusius y Anderson, 1995). En cualquier caso, y suponiendo una cierta compensación entre ambos factores, el valor obtenido en 1997 con las trampas de sedimento (1,9 Kg m⁻²) sería comparable a la media de los años en los que la erosión por impacto turístico era más intensa. Mientras tanto, los valores obtenidos entre 1999 y 2001 (entre 0,41 y 0,56 Kg m⁻²) serían comparables con los valores medios de los años anteriores al impacto turístico calculados con técnicas paleolimnológicas.

CONCLUSIONES GENERALES

En este artículo hemos presentado tres ejemplos de la utilidad de las técnicas paleolimnológicas para obtener datos ambientales del pasado reciente. En el caso de la laguna Cimera, se ha podido demostrar el proceso de calentamiento global de las últimas décadas, que sin duda afectará al funcionamiento ecológico de los ecosistemas de alta montaña del Sistema Central. Como ejemplo, se ha demostrado que la variabilidad climática es un factor clave en la determinación de la reducción de oxígeno durante el período con cubierta de hielo, a través del control de la duración de ésta y la fecha de comienzo del período de deshielo. Así, las lagunas de alta montaña se constatan como una importante fuente de información de procesos de larga duración (incluso miles de años) y que afectan a escalas regionales amplias.

Por otra parte, y en un sentido más aplicado a la gestión de humedales, la paleolimnología permite definir las causas, duración e intensidad de ciertos impactos que en la actualidad se observan en ciertos humedales. Es el caso de la laguna Grande de Gredos y de la laguna de Peñalara, en las que se ha constatado un progre-



sivo impacto turístico a partir de la década de los años 70, plasmado en el aumento de la contaminación fecal en el primer caso y en el desencadenamiento de intensos procesos erosivos en el segundo. Además, en el caso de la laguna de Peñalara, el análisis del material recogido en trampas de sedimento ha permitido por un lado conocer en detalle el proceso de erosión-sedimentación, y por otro evaluar las medidas correctoras aplicadas al control de la erosión.

Todo ello pone de manifiesto que las técnicas paleolimnológicas constituyen una herramienta básica en la comprensión, protección y restauración de los procesos ecológicos de los humedales, claramente aplicables a la gestión.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no habría sido posible sin la ayuda de numerosos compañeros del Departamento de Ecología de la Universidad Autónoma de Madrid, así como otros montañeros que nos han acompañado en los muestreos. La junta de Castilla y León ha financiado el estudio de la laguna Grande de Gredos, la Comunidad de Madrid el estudio de la laguna de Peñalara, y la Unión Europea (proyecto MOLAR, ENV4-CT95-0007) el estudio de la laguna Cimera.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUSTI-PANAREDA, A. y R. THOMPSON. 2002. Reconstructing air temperature at eleven remote alpine and arctic lakes in Europe from 1781-1997 AD. *J. Paleolimnol.* 28:1 7-23
- APPLEBY, P.G., P. NOLAN, D.W.GIFFORD, M.J. GODFREY, F. OLDFIELD, N.J. ANDERSON, y R.W. BATTARBEE. 1986, ²¹⁰Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia* 141, 21--27.
- BIRKS, H. J., 1992. Some reflections on the application of numerical methods in Quaternary palaeoecology. *Publications of Karelian Institute* 102: 7-20.
- BOAVIDA, M.J. 2000. Os Lagos da Serra da Estrela (Portugal). En: *Conservación de los lagos y humedales de alta montaña de la Península Ibérica*. I. Granados y M. Toro (Eds.). Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid. 274 pp.
- BRODERSEN, K.P. y C. LINDEGAARD. 1997. Significance of subfossil chironomid remains in classification of shallow lakes. *Hydrobiologia* 342: 125-132.
- BROOKS, S.J. 1996. Three thousand years of environmental history in a Cairngorms Locham revealed by analysis on non-biting midges (Insecta: Diptera: Chironomidae). *Bot.J.Scottl.* 48(1): 89-98.
- CAPBLANCQ, J. 1973. Phytobenthos et productivité primaire d'un lac de haute montagne dans les Pyrénées centrales. *Annls.limnol.* 9(3), 193-230.
- CAPBLANCQ, J y H. LAVILLE. 1983: Le Lac de Port-Bielh (Pyrénées): exemple de fonctionnement d'un écosystème lacustre de haute montagne; En *Problèmes d'Ecologie: Structure et fonctionnement des écosystèmes limniques*. M. Lamotte y F. Bourlre (eds) pp 51-80. Masson. Paris.
- CHARLES, D. F. y J. P. SMOL, 1994. Long-term chemical changes in lakes: Quantitative inferences from biotic remains in the sediment record. En: L. Baker (ed), *Environmental chemistry of lakes and reservoirs*. American Chemical Society, Washington D.C.: 2-31.
- CRUSIUS, J. y R.F. ANDERSON. 1995. Sediment focusing in six small lakes inferred from radionuclide profiles. *J. Paleolim.* 13, 143--155.
- DAVIS, R. B., 1989. The scope of quaternary paleolimnology., *J. Paleolimnol* 2: 263-284
- DEARING, J.: 1986, Core correlation and total sediment influx, En: B.E. Berglund (ed.), *Handbook of Holocene Palaeoecology and Palaeohydrology*, J. Wiley & Sons, Chichester, pp. 247-272.
- GRANADOS, I. y M. TORO. 2000a. Limnología en el Parque Natural de Peñalara: Nuevas aportaciones y perspectivas de futuro. En: *Actas de los Segundos Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle del Páular*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 127 pp



- GRANADOS, I. y M. TORO, 2000b. Recent warming in a high mountain lake (Laguna Cimera, Central Spain) inferred by means of fossil Chironomids. *Journal of Limnology* 59 (Suppl. 1) 109-119.
- HÅKANSON, L. 1977. The influence of wind, fetch and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. *Can. J. Earth Sci.* 14, 397--412.
- JOHNSON, M.G., J.R.M. KELSO, O.C. MCNEILL y W.B. MORTON. 1990. Fossil midge associations and the historical status of fish in acidified lakes. *J. Paleolimnol* 3: 113-127.
- LOTTER, A.F., H.J.B. BIRKS, W. HOFMANN y A. MARCHETTO. 1997. Modern diatom, cladocera, chironomid, and chrysophyte cyst assemblages as quantitative indicators for the reconstruction of past environmental conditions in the Alps .1. Climate. *J. Paleolimnol* 18: 395-420.
- MERILÄINEN, J.J. y V. HAMINA. 1993. Recent environmental history of a large, originally oligotrophic lake in Finland: a palaeolimnological study of chironomid remains. *J. Paleolimnol* 9: 129-140.
- OLANDER, H., A. KORHOLA y T. BLOM. 1997. Surface Sediment Chironomidae (Insecta:Diptera) Distribution along an ecotonal transect in subarctic Fennoscandia: Developing a tool for palaeotemperature reconstructions. *J. Paleolimnol* 18: 45-59.
- PASCUAL, M.L.; RODRÍGUEZ, A.; HIDALGO, J.; BORJA, F.; DÍAZ, F. y MONTES, C. 2000. Distribución y caracterización morfológica y morfo-métrica de los lagos y lagunas de alta montaña de la España Peninsular. En: *Conservación de los lagos y humedales de alta montaña de la Península Ibérica*. I. Granados y M. Toro (Eds.). Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid. 274 pp.
- PRAT, N. 1993. El zoobentos de los lagos y embalses españoles. *Actas VI Congreso Español de Limnología*: 11-22.
- ROBLES, S., J.M. RODRIGUEZ, I. GRANADOS y M.C. GUERRERO. 2000. Bacterial endospores (Sulphite-reducing Clostridium) in the sediment of a spanish high mountain lake (Laguna Grande; Sierra de Gredos) as indicator of past faecal pollution. *International Microbiology* 3:187-191
- ROSSARO, B. 1991. Chironomids and water temperature. *Aquat.Ins.* 13: 87-98.
- SAETHER, O.A. 1975. Nearctic and palearctic *Heterotrissocladius* (Diptera:chironomidae). *Bull.Fish.Res.Board.Can.* 193: 1-67.
- SCHNELL, O. 1998. Guidelines for the Identification of Chironomid Larvae in the MOLAR Project. NIVA Report SNO 3710-97.
- TORO, M. y C. MONTES. 1993, *Bases limnológicas para la gestión del sistema lagunar del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*, Informe Técnico para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, Madrid, 216 pp.
- TORO, M., R. J. FLOWER, N. ROSE y A. C. STEVENSON, 1993. The sedimentary record of the recent history in a high mountain lake in central Spain., *Verh.Internat.Verein.Limnol.* 25: 1108-1112.
- TORO M. e I. GRANADOS. 1997. *Laguna de Peñalara. Seguimiento Limnológico y Control de las Medidas Adoptadas en la Gestión del Parque Natural (Julio1995-Diciembre1996)*. Informe para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 130pp
- TORO, M. e I. GRANADOS. 1999. Los Humedales del Parque Natural de Peñalara. En: *Actas de los Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y Valle del Paular*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. 226 pp
- TORO, M. e I. GRANADOS (eds). 2001. *Las lagunas de la Sierra de Gredos*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- TORO, M. e I. GRANADOS, (2002). Restoration of a small high mountain lake after recent tourist impact: The importance of limnological monitoring and paleolimnology. *Water, Air & Soil Pollution: Focus*, 2: 295-310.
- WALKER, I. 1987. Chironomidae (Diptera) in palaeoecology. *Quaternary Science Reviews* 6: 29-40.



- WALKER, I. 1993. Paleolimnological biomonitoring using freshwater benthic macroinvertebrates; En: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. D.M. Rossenberg y V.H. Resh. Routledge (eds). Chapman & Hall, Inc. pp 306-343.
- WALKER, I. 1995. Chironomids as indicators of past environmental change; En: P.D.Armitage, P.S.Craston, L.C.Pinder (eds): *The chironomidae: Biology and ecology of non-biting midges*. Chapman & Hall, pp 405-422.
- WALKER, I., J.P. SMOL, D.R. ENGSTROM y H.J.B. BIRKS. 1991. An assessment of chironomidae as quantitative indicators of past climatic change. *Can.J.Fisheries.Aqua.Sci.* 48: 975-987.
- WATHNE, B. M. y H. H. HANSEN. 1997. *MOLAR. Measuring and modelling the dynamic response of remote mountain lake ecosystem to environmental change: A program of Mountain lake Research*. MOLAR Project Manual. NIVA Report 0-96061, Oslo.



ANFIBIOS DE LA SIERRA DEL GUADARRAMA: SINGULARIDAD Y CONSERVACIÓN

MARIO GARCÍA-PARÍS, IÑIGO MARTÍNEZ-SOLANO Y JAIME BOSCH

Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC
José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid, España

INTRODUCCIÓN

La fauna de anfibios de la Sierra del Guadarrama está constituida por 17 especies, una cifra relativamente elevada si la comparamos con la de otros sistemas montañosos tanto ibéricos como europeos. La ubicación de la Sierra y su constitución geológica son factores que influyen en esta composición. Por un lado, al estar constituida predominantemente por terrenos graníticos, el agua se retiene en superficie con relativa facilidad, lo que da lugar a la formación de charcos, arroyos y lagunillas con una duración anual variable, de forma que existen ambientes favorables para la reproducción de un número elevado de especies (figura 1). La ubicación de la Sierra entre las dos mesetas, conectada a través de la Sierra de Ayllón con los macizos calizos del Sistema Ibérico, favorece el que la Sierra de Guadarrama constituya el límite centro-orien-

tal para la distribución de muchas especies, como *Triturus boscai* (figura 2), *Rana iberica* y *Salamandra salamandra*, que no llegan a colonizar la Sierra de Ayllón ni el Sistema Ibérico. Por otra parte, la diversidad de pisos bioclimáticos, de formaciones vegetales y de microclimas particularmente templados favorece la existencia tanto de especies de zonas típicamente bajas que presentan en la Sierra sus límites altitudinales superiores como de especies típicamente montanas.

En los últimos años esta diversidad batracológica está sufriendo un claro retroceso coincidente con el declive mundial que experimentan los anfibios y también con una expansión urbanística sin precedentes.

Cuando las causas de la desaparición de los organismos son tan poco tangibles como un cambio climático general o la existencia de un declive generalizado cau-



Figura 1. Presa del Tobar, en el Puerto de Malagón (Santa María de la Alameda). En este lugar y sus alrededores se reproducen 9 especies de anfibios: *Salamandra salamandra*, *Pleurodeles waltl*, *Triturus boscai*, *Triturus pygmaeus*, *Discoglossus galganoi*, *Bufo bufo*, *Bufo calamita*, *Rana iberica* y *Rana perezi*.



Figura 2. Macho de *Triturus boscai*. Pelayos de la Presa.





Figura 3. Macho de *Alytes cisternasii* portando la puesta. Valdemanco.



Figura 4. Laguna de los Pájaros, en el Parque Natural de Peñalara, punto de reproducción de *Alytes obstetricans*, *Salamandra salamandra* y *Bufo bufo*.

sado por la combinación de factores múltiples y que culmina con la actuación de agentes patógenos como virus, bacterias y hongos que exterminan poblaciones enteras en dos o tres años poco se puede hacer a nivel individual. Si además tenemos en cuenta que a estos procesos se añade una destrucción generalizada de puntos de reproducción a nivel local, entonces la situación adquiere proporciones dramáticas, y la supervivencia de un grupo zoológico completo se ve amenazada en su totalidad. Desgraciadamente cada vez es más tarde para empezar a llevar a cabo actuaciones, y Madrid y en particular la Sierra de Guadarrama se acercan cada vez más a una situación crítica, lo que resulta especialmente desafortunado porque la Sierra posee precisamente una diversidad poco común en otras áreas. Además muchas de las especies de anfibios presentes en la Sierra poseen una distribución geográfica reducida (en muchos casos son endemismos ibéricos como *Alytes cisternasii* -figura 3-, *Triturus pygmaeus* y *Triturus boscai*) o sus poblaciones son genéticamente diferentes del resto de las poblaciones madrileñas (*Salamandra salamandra* y *Alytes obstetricans*).

En los párrafos que siguen vamos a tratar de señalar las principales amenazas a nivel local y sus posibles soluciones de forma que al menos una parte de la responsabilidad de la conservación de cada una de estas especies dependa de todos.

AMENAZAS, ESTADO DE CONSERVACIÓN Y MEDIDAS CORRECTORA

Las zonas altas: 1800-2430 m (figura 4)

La fauna de anfibios de esta zona es sin duda una de las más diversas de Europa. La diversidad de los ambientes acuáticos, que permite la reproducción constante de al menos 8 especies (*Salamandra salamandra*, *Triturus alpestris*, *Triturus marmoratus*, *Alytes obstetricans*, *Bufo bufo*, *Bufo calamita*, *Rana iberica*, *Rana perezi*) y puntualmente de otras dos (*Discoglossus galganoi*, *Hyla arborea*), se concentra fundamentalmente en el Parque de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara (figura 5), pero también mantiene enclaves importantes en la cuerda de Cabezas de Hierro - La



Figura 5. Laguna de Peñalara, donde se reproduce *Bufo bufo*.



Figura 6. Prados encharcados en el Circo del Nevero, donde aún se mantiene una población de *Alytes obstetricans*.

Maliciosa (Ventisquero de la Condesa) o en otros puntos de la Cuerda Peñalara - Somosierra (Pico del Nevero, por ejemplo, figura 6). Además, en esta zona se localizan los nacimientos de la mayor parte de los arroyos que discurren por zonas medias y bajas, de forma que cualquier alteración aquí puede tener repercusiones inmediatas a niveles inferiores.

La gestión del Parque de Peñalara, enfocada al mantenimiento de la diversidad biológica del Parque, inició desde su creación labores de restauración y conservación de biotopos de reproducción de los anfibios, incluyendo la protección de lagunas y turberas (figura 7). Sin embargo, y a pesar de dichos esfuerzos, se ha detectado la casi total desaparición de los efectivos de *Alytes obstetricans*, una de las especies anteriormente más abundantes en el Parque, y una disminución en las poblaciones de *Bufo calamita* y *Salamandra salamandra*. En el caso de *Alytes* la causa de la mortalidad masiva registrada se identificó como una quitridiomycosis, enfermedad que, como se comenta en otros artículos de este volumen ha afectado a poblaciones de anfibios en áreas bien conservadas de otras zonas del Planeta (Australia, Panamá ...). Las causas que afectan a *B. calamita* y *S. salamandra* no han sido identificadas, aunque se han documentado alteraciones locales en el pH del agua de algunas surgencias y lagunillas. Por otra parte, se ha observado una clara expansión de *Rana perezi*, una especie que no suele ocupar zonas de alta montaña, coincidente con un aumento de las temperaturas medias en los últimos años, de forma que esta especie podría actuar como indicadora de un posible cambio climático.

Desde que se detectó la mortalidad de sapos parteros en 1998, las actuaciones del Parque de Peñalara se han encaminado hacia una conservación activa de las poblaciones de anfibios, creando nuevas áreas de reproducción, facilitando corredores que favorezcan la recolonización, tratando de eliminar las especies introducidas de peces, impidiendo el acceso de visitantes a

zonas frágiles, adecuando zonas de reproducción de *Alytes* en áreas no afectadas por quitridios y señalizando convenientemente áreas de protección para anfibios (figura 8). Se trata por lo tanto de una iniciativa pionera en España para la conservación de anfibios. Desde 1999 estamos realizando un inventario y seguimiento de las especies del Parque, que se comenta en otros artículos de este volumen.

En cuanto a las actuaciones individuales que pueden mejorar la situación de los anfibios de las zonas altas se recomienda:

- no liberar ejemplares procedentes de otras zonas o que hayan permanecido en cautividad (de anfibios ni de otros grupos), ya que pueden ser portadores de hongos, virus o bacterias no patógenas en otras zonas o para las que los ejemplares son resistentes.
- procurar no utilizar el mismo calzado, o desinfectarlo, cuando se use en montañas de otros continentes, ya que también podría ser portador de agentes patógenos.
- lavar con desinfectantes las mangas y aparatos de medida que se usan en estudios de fauna o análisis de agua cuando se visiten otros sistemas lacustres o turberas.
- no alterar los lugares de reproducción procurando pisar lo menos posible las zonas encharcadas y sus alrededores.

Las zonas medias: 1000-1800 m (figura 9)

La fauna de anfibios de las fresnedas, melojares, sabinars y pinares del pie y faldas de la Sierra es extraordinariamente rica, e incluye todas las especies de anfibios presentes tanto en Madrid como en Segovia, con la excepción de *Discoglossus jeanneae*



Figura 7. Zonas higroturbosas. Charca Larga y de las Piedras, Peñalara.



Figura 8. Área de protección especial de anfibios en el Parque Natural de Peñalara.



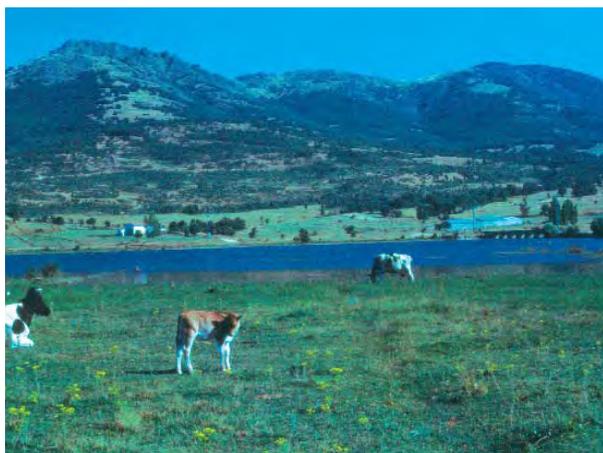


Figura 9. Prados junto al embalse de Pinilla. Pinilla del Valle.



Figura 10. *Discoglossus jeanneae*. Hembra.



Figura 11. Charca empleada como escombrera en Torrelozón, una imagen habitual en el resto de Madrid.



Figura 12. La expansión urbanística es un grave problema para los anfibios por la eliminación directa de puntos de reproducción, además de agudizar el problema del aislamiento entre poblaciones. Brunete.



Figura 13. Abrevaderos en estado de progresivo abandono en Cenicientos, una de las pocas localidades donde coexisten cuatro especies de urodelos en Madrid.



Figura 14. *Triturus pygmaeus*. Juvenil. Collado Villaba.



Figura 15. Charca temporal en Valdemanco, donde se reproducen 9 especies de anfibios, una de las mayores concentraciones de especies del centro peninsular.



Figura 16. Charca en una cantera abandonada en Manzanares el Real, donde se reproducen *Pleurodeles waltl* y *Triturus pygmaeus*.

(figura 10), especie gemela de *Discoglossus galganoi*, sobre la que todavía no poseemos datos suficientes.

Los biotopos de reproducción son también muy variados, lo que permite la coexistencia de un mosaico de especies. Sin embargo, un sostenido afán por rellenar de escombros cualquier depresión del terreno (figura 11), la moda de la introducción de peces, cangrejos y galápagos exóticos en todas partes, la expansión urbanística (figura 12), la mayor presión viaria con un aumento considerable de tráfico en carreteras de la red secundaria, el aumento de la contaminación en ríos y arroyos, el entubado y canalización de fuentes, manantiales y arroyos, y la destrucción por abandono de los lavaderos, abrevaderos, pilones y albercas (figura 13), ya sin ninguna utilidad práctica en nuestros días, están dando la puntilla a unas poblaciones ya diezgadas por los cambios ambientales.

En esta zona las medidas correctoras a gran escala son de difícil aplicación. La presión urbanística es cada día mayor y la protección de grandes áreas fuera de los parques es casi imposible. Sin embargo los anfibios no necesitan áreas del tamaño que requieren las grandes especies de aves y mamíferos: su mantenimiento y conservación únicamente precisa del establecimiento de una red de puntos de reproducción interconectados por corredores de hábitat favorable, el mantenimiento de pequeñas áreas de protección de juveniles y de adultos, y sobre todo el establecimiento de microrreservas de cierta entidad que al menos garanticen la supervivencia de poblaciones de las especies más amenazadas (*Triturus boscai*, *Triturus pygmaeus* -figura 14-, *Salamandra salamandra*, *Hyla arborea*, *Bufo bufo* y *Rana iberica*). Esta red, mantenida con la colaboración de los ayuntamientos y de los vecinos, permitiría la supervivencia de muchas especies ya que la mayoría de los anfibios ibéricos son muy tolerantes con la presencia humana. Además muchos de estos espacios, incluyendo todo tipo de charcas y fuentes son compatibles

con el disfrute humano, y en ciertos casos son lugares habituales de ocio.

Entre las medidas correctoras proponemos a nivel de la Comunidad de Madrid y de los Ayuntamientos:

- creación de una red de microrreservas que incluyan biotopos favorables para la reproducción de anfibios.
- protección inmediata para las charcas naturales de carácter temporal, de alto valor (como la de la carretera de Valdemanco a La Cabrera -figura 15- o las de Zarzalejo).
- mantenimiento de las charcas, aunque sean de origen artificial y lagunillas formadas en canteras abandonadas (como las de Alpedrete, Collado Villalba, Manzanares... -figura 16-).
- extirpación de las especies foráneas (peces, cangrejos y galápagos) introducidas en cualquier masa de agua. Los anfibios llevan millones y millones de años viviendo en medios que los peces no son capaces de colonizar por sí solos. Y precisamente esa es una de las claves por las cuales han sobrevivido.
- revisión y regulación de la contaminación de arroyos de poca entidad, ya que éstos son los más utilizados por las especies de anfibios.
- restauración de los pilones, abrevaderos y fuentes, ya que además de ser utilizados por anfibios son en muchos casos parte del patrimonio histórico de los municipios (figura 17). A la hora de restaurar pilones o crear otros nuevos es importante tener en cuenta la accesibilidad que ofrecen a los anfibios y eliminar barreras arquitectónicas (por ejemplo, paredes inclinadas o demasiado altas). También es recomendable dejar que se formen encharcamientos





Figura 17. Pílon medieval. El Cubillo de Uceda (Guadalajara).



Figura 18. Los encharcamientos que se forman junto a los pilones son aprovechados por muchas especies de anfibios para reproducirse. En este, en Soto del Real, se encuentran: *Pleurodeles waltli*, *Discoglossus galganoi*, *Bufo calamita*, *Hyla arborea*, *Pelobates cultripes* y *Rana perezi*.

cerca de los pilones ya que hay especies que aunque no puedan trepar al pílon sí utilizan esos encharcamientos adyacentes (figura 18).

- creación de charcas en zonas donde se hayan eliminado otras. Es muy importante que existan charcas donde NO se mantenga agua todo el año, ya que estas charcas temporales mantienen la mayor diversidad de anfibios.
- establecimiento de túneles y pasos bajo las carreteras en puntos de cruce de anfibios.
- obligatoriedad del mantenimiento de corredores entre charcas, pilones y arroyos (por ejemplo zonas de 2 ó 3 m de ancho entre edificios cubiertas por zarzales o con piedras).
- seguimiento de las poblaciones a largo plazo, que puede llevarse a cabo a dos niveles, a nivel científico (estudio de la viabilidad de las poblaciones, análisis del flujo génico entre charcas) como a nivel de centros educativos locales (presencia de reproducción anual y detección de especies).

A nivel individual de nuevo recordamos la necesidad de evitar la suelta de ejemplares de especies foráneas (de cualquier tipo) en el medio natural. También debe evitarse la translocación de ejemplares de unas charcas a otras (a no ser que estén muy próximas), ya que podemos contribuir a la alteración genética de las poblaciones existentes. A este respecto cabe señalar que, por ejemplo las poblaciones de sapo partero de la Sierra son genéticamente distintas de las del Sureste de Madrid, y que a pesar de que los tritones jaspeados del Valle del Lozoya y de la Sierra de la Cabrera

(*Triturus marmoratus*) son una especie diferente de los del resto de Madrid (*Triturus pygmaeus*) podrían hibridar entre sí.

Como otras medidas se sugieren:

- evitar convertir en basureros o escombreras las charcas. Estos son precisamente los lugares donde la basura y los escombros hacen más daño.
- señalar en carreteras próximas a charcas y arroyos los puntos de cruce de los anfibios y circular con precaución en estos tramos, especialmente en noches de lluvia. No circular con vehículos todoterreno por encharcamientos y zonas húmedas.
- no ahondar las charcas para que mantengan agua todo el año. Precisamente su temporalidad favorece a la mayoría de los anfibios
- crear charcas y estanques (sin peces, ni cangrejos, ni galápagos) en jardines y parcelas. Los anfibios los colonizarán sin nuestra ayuda en poco tiempo.
- fomentar el conocimiento de los anfibios desde la etapa escolar: creemos que es importante que los niños jueguen con los renacuajos y las ranas de las charcas artificiales y de las fuentes. El daño que puedan causar (muerte accidental de algún individuo) es irrelevante para el mantenimiento de la población y seguro que serán los mayores defensores de la población en el futuro.

Las zonas bajas: 500-1000 m (figura 19)

Aunque esta zona es faunísticamente más pobre que la anterior, mantiene poblaciones de gran interés, especialmente en la región occidental, donde se encuentran poblaciones de baja altitud de *Salamandra salamandra*, *Triturus boscai*, *Triturus pygmaeus*, *Hyla arborea* y las únicas poblaciones conocidas en Madrid de *Hyla meridionalis* (figura 20). Además en esta zona se mantiene el núcleo principal de las poblaciones de *Alytes cisternasii*, *Pleurodeles waltl* y *Pelobates cultripipes* (figura 21).

La zona basal de la Sierra es la más afectada por la expansión y el crecimiento urbanístico y la contaminación resultante. En muchas áreas los anfibios han desaparecido por completo y en otras sólo se mantienen especies muy resistentes como *Rana perezi*. En estos casos poco podemos hacer por recuperar las poblaciones desaparecidas pero al menos se pueden restaurar los pilones y abrevaderos aún existentes y acondicionar sus alrededores para que alguna especie pueda utilizarlos. Aunque no corresponda al ámbito serrano, la restauración de las fuentes, estanques y pilones y la adecuación de jardines y huertas en sus alrededores, ha

permitido que en Colmenar de Oreja se mantenga una de las mejores poblaciones de la raza meridional de posiblemente la especie más amenazada de Madrid, el sapo partero común *Alytes obstetricans* (figura 22).

Todas las medidas propuestas en el epígrafe anterior deben aplicarse en esta zona, aunque aquí el énfasis ha de centrarse en la creación de microrreservas en los pocos lugares donde aún se mantienen poblaciones saludables. En esta zona la actuación de los ayuntamientos es decisiva para el mantenimiento de reductos con poblaciones estables.

FUTURO DE LOS ANFIBIOS EN LA SIERRA DEL GUADARRAMA

El abuso de los recursos naturales y la expansión urbanística conllevan un empobrecimiento acusado en la diversidad de los sistemas. Las especies más sensibles a los cambios del medio suelen ser las primeras en desaparecer y desafortunadamente los anfibios, que requieren del medio acuático para la reproducción y el desarrollo, y del medio terrestre para su vida adulta sufren los problemas tanto de un medio como del otro.



Figura 19. Pilon junto a un sembrado en Cenicientos.



Figura 20. Macho de *Hyla meridionalis*.



Figura 21. Hembra de *Pelobates cultripipes*. Valdemanco.

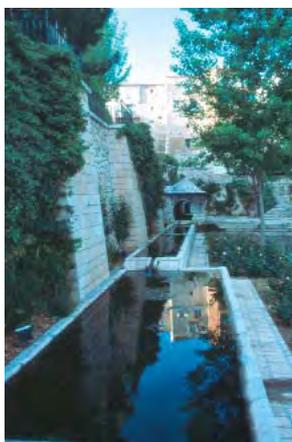


Figura 22. Jardines y fuentes de Colmenar de Oreja, donde se reproduce una importante población de *Alytes obstetricans*.



Los cambios ambientales son tan rápidos en los últimos años que los anfibios no tienen tiempo para adecuarse a ellos, a pesar de que como grupo eran extraordinariamente compatibles con las actividades humanas tradicionales. De hecho en muchas zonas de substrato calizo las únicas poblaciones que existen medran al amparo de fuentes y balsas de riego de construcción humana, al haber desaparecido los cauces de agua naturales por el descenso en los niveles freáticos (figura 23). En la Sierra la disponibilidad de agua superficial no ha sido un problema para los anfibios, que además se han beneficiado de la formación de charcas en canteras y de las extracciones de arena.

Pero la situación actual no es la misma que hace 15 años cuando realizamos el "Atlas provisional de la distribución de anfibios y reptiles de Madrid"; ahora muchas de las poblaciones han desaparecido, y otras se encuentran aisladas, convertidas en enclaves cuya supervivencia depende del tiempo que tardan en llenarse de escombros. El principal problema de las poblaciones de anfibios en muchas regiones, incluida la Sierra, es que se estructuran en forma de metapoblaciones, es decir, un sistema de poblaciones interconectadas en las que la tasa de extinción local es muy alta pero la tasa de recolonización también es alta, de forma que las extinciones locales se compensan al año siguiente por colonizaciones de migrantes. Cuando los puntos de reproducción quedan aislados, ya no hay recolonización y la población persiste hasta que se extingue definitivamente por cualquier alteración puntual.

Además, y a diferencia de otros vertebrados mucho más móviles, la unidad de conservación para anfibios no es el individuo. Una charca en una cantera puede albergar cientos de parejas reproductoras de una especie, pero si se cubre la charca y no hay otra cerca, todas esas parejas acabarán muriéndose al cabo de los años

tratando de reproducirse sin éxito en una charca que no existe, y los anfibios no pueden irse volando a buscar otro sitio. En muchas ocasiones nos comentan que ¿cómo es posible que los anfibios estén amenazados si en esa charca hay cientos de ranas? y la respuesta es que ¿dónde está la charca más cercana a esa?. Es decir, hablando de anfibios la unidad de conservación es el punto de reproducción. Una especie se mantiene en buenas condiciones cuando dispone de muchos lugares donde reproducirse y además puede pasar de uno a otro en caso de alteración local. No se trata del número de parejas reproductoras, ya que la población completa desaparecerá si se encuentra ligada a un único punto de reproducción aislado, y éste se destruye. Antes los arroyos podían actuar como corredores pero hoy están en tal mal estado que ni eso es posible.

También al contrario que otros vertebrados más móviles, las especies de anfibios suelen estar muy fragmentadas genéticamente, y poblaciones relativamente cercanas pueden presentar numerosas diferencias a nivel genético. Cada vez que perdemos una población de las especies menos móviles de anfibios, estamos perdiendo diversidad genética. Esta diversidad genética no sólo es importante para la especie, sino que también lo es a efectos de conservación de la biodiversidad. Así por ejemplo hay mucha más divergencia genética (medible incluso en órdenes de magnitud) entre algunas poblaciones de la misma especie de sapo partero común que entre especies de anátidas. De forma que perder una de esas poblaciones de sapo partero común es equivalente, a nivel genético, a perder varias especies de patos, con un inconveniente añadido y es que además esas poblaciones, o incluso especies completas de sapos, viven exclusivamente aquí y la responsabilidad de su conservación a nivel mundial recae totalmente sobre nosotros. Se ha incidido muy poco sobre el problema de la responsabilidad de la conservación de las especies, pero desde luego, en el caso de



Figura 23. En muchas zonas los medios artificiales como pilones y albercas son los únicos que pueden emplear los anfibios para reproducirse. El Vellón.



Figura 24. Arroyo temporal en Quijorna, un ejemplo de un lugar de interés para los anfibios para los que no existe figura de protección legal.

las especies endémicas de un país o dos, como es el caso de muchas de las especies de anfibios ibéricas, su conservación recae exclusivamente sobre nosotros. Así, mientras que la responsabilidad de la conservación del oso pardo a nivel mundial es más bien difusa, ya que tiene una distribución geográfica amplísima, la conservación del sapo partero bético o del sapillo pintojo meridional es exclusivamente tarea nuestra, y la del tritón ibérico, el tritón pigmeo, o el sapo partero ibérico es española y portuguesa únicamente. Y por lo tanto, cada uno de nosotros es también responsable de su conservación.

Afortunadamente los parques de Peñalara, de la Cuenca Alta del Manzanares y del Curso Medio del Guadarrama cubren una parte del territorio. Esto tiene una importancia clave, ya que las charcas temporales y cunetas encharcadas no se consideran zonas húmedas importantes a efectos de conservación (figura 24) y por tanto, el estar incluidas dentro de un área protegida constituye la única manera de asegurar su conservación de manera oficial. Por otro lado, cada vez existe una

mayor concienciación del problema entre la población, incluidos los propios gestores. Además, la mayor parte de las especies de anfibios responden muy bien a la toma de medidas a escala local. Por todo ello pensamos que aunando los esfuerzos de la administración creando parques y reservas, junto a los individuales protegiendo enclaves y presionando para la conservación de charcas, aún estamos a tiempo de conservar una gran parte de nuestro patrimonio batracológico.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos la inestimable colaboración del Parque Natural de Peñalara, y en especial de J. Vielva. Gracias a C. Martín, J. Dorda, M. Esteban, I. Esteban, A. Múgica e I. De la Riva por sus opiniones y comentarios sobre la conservación de anfibios. Igualmente queremos agradecer también el interés que muchos municipios e individuos tienen en la conservación de anfibios. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de la Comunidad de Madrid 07M/0109/0



EL DECLIVE DEL SAPO PARTERO COMÚN (*ALYTES OBSTETRICANS*) EN PEÑALARA: UN EJEMPLO DE DECLIVE DE ANFIBIOS EN ÁREAS BIEN CONSERVADAS

JAIME BOSCH, IÑIGO MARTÍNEZ-SOLANO Y MARIO GARCÍA-PARÍS

*Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC
José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid, España*

RESUMEN

En los últimos años la preocupación por la desaparición de poblaciones de anfibios a nivel global está impulsando multitud de estudios dirigidos a esclarecer sus causas. La clave parece estar en la interacción de distintos factores cuya importancia relativa empieza a conocerse. Aunque suele asociarse a los declives con la alteración o desaparición de los medios de reproducción, en muchos casos los escenarios de la extinción de poblaciones enteras son medios bien conservados, sin alteraciones apreciables. Uno de los casos más claros lo constituyen las epidemias fúngicas de quitridios. Estos hongos son especialmente sensibles a la contaminación, por lo que son empleados como bioindicadores de buena calidad de las aguas, y, por tanto, son relativamente abundantes en áreas bien conservadas. Recientemente se ha descrito una especie patógena para anfibios (*Batrachochytrium dendrobatidis*), relacionada con la desaparición de poblaciones de anfibios en diversas partes del mundo, con especial virulencia en Australia y Centroamérica. En este trabajo comentamos el primer caso de quitridiomycosis conocido en Europa, que afecta al sapo partero común (*Alytes obstetricans*) en el Parque Natural de Peñalara. La epidemia ha reducido en un 86% el número de charcas en las que se reproducía la especie en el Parque. A pesar del fuerte impacto que han tenido en la población sucesivos episodios de mortalidad en masa, en la actualidad existen indicios que apuntan a una posible recuperación de la especie. Desde la Consejería de Medio Ambiente, a través de la Dirección del Parque se pretende favorecer esta recuperación, tanto mediante la construcción de nuevas estructuras (o restauración de otras previamente existentes) que puedan ser aprovechadas para la reproducción de ésta y otras especies, como mediante la cría de ejemplares en condiciones de semi-libertad para su posterior suelta.

INTRODUCCIÓN

En las dos últimas décadas se han sucedido reiterados episodios de declive de poblaciones de anfibios sin que existan evidencias claras de alteraciones en sus hábitats naturales. Así, a las cada vez más frecuentes agresiones del hombre al medio natural, se han sumado estos extraños episodios de mortalidad en masa o simplemente de desaparición de especies de anfibios en zonas bien conservadas y muchas veces protegidas tales como parques nacionales (Bradford 1991; Carey 1993; Richards *et al.*, 1993; Lips 1998).

Cuando la alarma sobre el declive de los anfibios saltó (Blaustein y Wake 1990; Wake 1991), algunas voces apuntaron a que en realidad no se disponía de datos poblacionales suficientes para afirmar científicamente que el declive de los anfibios era un fenómeno

global. Desde ese momento hasta la actualidad se han sucedido multitud de estudios sobre el tema que han confirmado tendencias negativas en muchas poblaciones. Sin embargo, este tipo de estudios presenta serias dificultades que hacen difícil obtener resultados consistentes. Por un lado, el período de estudio debe ser necesariamente largo, lo que implica un alto esfuerzo de muestreo, o bien es necesario disponer de datos sobre densidades poblacionales del pasado que puedan usarse para comparar con datos actuales. Por otro lado, las características intrínsecas de la biología de los anfibios, como su estructura poblacional en grupos más o menos grandes conectados por procesos de migración (metapoblaciones), y las fuertes oscilaciones naturales en el número de efectivos, dificultan en gran medida la obtención de resultados claros, siendo difícil distinguir los procesos naturales normales de los declives (Pechmann *et al.* 1991). Sin embargo, y por primera



vez, en un trabajo reciente (Houlahan *et al.*, 2000) en el que se analizan series de densidades poblacionales de hasta 30 años de antigüedad, se ha podido constatar que el declive de los anfibios es un fenómeno real y global, y, sorprendentemente, que se remonta a la década de los 50, mucho antes de que la comunidad científica llamara la atención sobre el fenómeno.

Una vez que el declive de los anfibios puede ser asumido científicamente, resulta relativamente sencillo separar los casos de declive de poblaciones de anfibios causados por intervención directa del hombre, que responden en su mayoría a alteraciones o destrucciones del hábitat, de aquellos en los que las causas directas son menos evidentes. Entre estos últimos casos, podemos distinguir a su vez entre declives relacionados con agentes abióticos, entre los que se incluyen el calentamiento global, la lluvia ácida, o el uso indiscriminado de pesticidas, de los declives producidos por agentes bióticos. Existen varios organismos que amenazan a los anfibios y que pueden provocar extinciones locales (poblaciones) e incluso a gran escala (especies). Entre estos organismos se incluyen especies introducidas por el hombre, tales como cangrejos de río o peces, o incluso otras especies de anfibios tales como la rana toro americana (*Rana catesbeiana*) o el sapo de la caña (*Bufo marinus*), que hoy día constituyen plagas en algunas zonas de Europa o Australia.

Sin embargo, las mayores amenazas bióticas para los anfibios proceden de microorganismos tales como bacterias, hongos y virus. Algunas enfermedades bacterianas, como la llamada “pata roja”, que se produce por la infección de *Aeromonas hydrophila*, se conocen desde hace décadas y fueron señaladas en un principio como una amenaza preocupante por su llamativa sintomatología (graves hemorragias internas acompañadas de inflamaciones generalizadas que producen la muerte de larvas y adultos). Recientemente se ha sugerido que estos episodios de mortalidad en masa, que pueden reducir drásticamente las poblaciones, no tienen su origen último en las enfermedades bacterianas sino que en realidad estas bacterias, presentes en el medio de forma natural, son oportunistas que proliferan cuando los individuos se encuentran debilitados o enfermos. En los últimos años se han descrito nuevos virus conocidos como “ranavirus” o “iridovirus” específicos de anfibios o que comparten hospedador con peces o reptiles (Drury *et al.* 1995; Cunningham *et al.* 1996; Mao *et al.* 1999; Smith *et al.* 1986; Zupanovic *et al.* 1998). Estos virus, aunque letales para varias especies de anfibios, no han podido ser relacionados hasta el momento con declives de poblaciones naturales. Sin embargo, otros organismos pertenecientes al grupo de los hongos, los quitridios, se han revelado como una amenaza muy importante que está provocando el declive y la extinción de especies de anfibios en todo el mundo.

Los quitridios son hongos microscópicos descritos desde hace décadas, aunque hasta muy recientemente no eran conocidos como parásitos de vertebrados. La especie que afecta a los anfibios (*Batrachochytrium dendrobatidis*) ha sido descrita en 1999 (Longcore *et al.* 1999). El hongo se desarrolla en el agua, y prefiere temperaturas frescas, siendo muy sensible a la contaminación. Se reproduce mediante zoosporas móviles que infectan larvas y adultos, aunque sólo resulta letal para los adultos o recién metamorfoseados. Es altamente específico del hospedador, aunque puede sobrevivir en el medio después de que éste haya desaparecido (Berger *et al.* 1999a). El hongo necesita la queratinización de la piel para su implantación, por lo que en las larvas sólo se instala en la zona bucal. Por ello, aunque éstas no se ven afectadas, actúan como vectores de transmisión. A medida que las larvas van desarrollándose y la queratina se extiende por todo el cuerpo, el hongo va implantándose por todo el cuerpo del animal. Así, cuando el animal infectado completa su metamorfosis, se produce una reacción de hiperqueratinización de la piel, que se erosiona y descama (Berger *et al.* 1999a). En la actualidad no se conocen las causas exactas que producen la muerte de los animales infectados, aunque la producción de sustancias químicas letales durante el desarrollo del hongo parece ser la causa más probable (L. Berger, com. pers.).

La quitridiomycosis es por tanto una enfermedad fatal para los anfibios, y la lista de especies de anfibios afectadas por el hongo crece constantemente, así como los lugares del mundo donde se ha constatado su presencia (Tabla 1). Originalmente, la quitridiomycosis fue descrita de modo simultáneo para Australia y Panamá (Berger *et al.* 1998) y relacionada con declives generalizados y extinciones masivas en zonas protegidas de ambos países. Hasta el momento la enfermedad ha aparecido en 10 países en condiciones naturales, y hasta su descubrimiento en el Parque Natural de Peñalara (Bosch *et al.* 2001), asociado con un fuerte declive del sapo partero común (*Alytes obstetricans*), no había sido citada en Europa. El caso de Peñalara sigue siendo el único conocido en Europa, donde los declives suelen ir asociados fundamentalmente a alteraciones o destrucciones del hábitat producidas por actuaciones humanas (ver, por ejemplo, Cooke 1972; Beebee 1977; Kuzmin 1994).

Los sapos parteros pertenecen a la familia Discoglossidae, una familia primitiva que incluye representantes fósiles del Jurásico morfológicamente muy similares a especies actuales. Hasta el momento se reconocen 4 especies de sapos parteros (género *Alytes*) con distribuciones generalmente muy reducidas, a excepción del sapo partero común, cuya distribución comprende desde Europa Central hasta el Rif marroquí (Figura 1). En la península ibérica, *A. obstetricans* se distribuye por el centro y norte de la Península, y ocupa





Figura 1. Distribución mundial del sapo partero común (*Alytes obstetricans*).

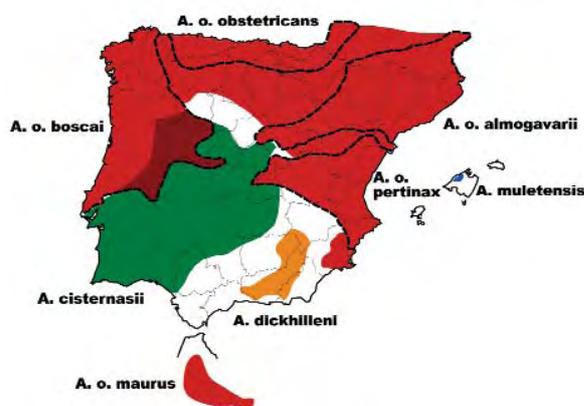


Figura 2. Distribución de las cuatro especies de sapo partero en España: *A. cisternasii* (en verde), *A. dickhilleni* (en naranja), *A. muletensis* (en azul) y *A. obstetricans* (en rojo). Los límites conocidos de las subespecies de *A. obstetricans* se muestran con líneas discontinuas.

gran diversidad de hábitats desde el nivel del mar hasta alturas superiores a los 2000 m. (Figura 2). La especie se encuentra fragmentada genéticamente y al menos se reconocen 4 subespecies ibéricas diferenciadas con distribuciones aún más reducidas, algunas de ellas amenazadas. Aunque esta especie resulta todavía común en muchas zonas en la actualidad, como muchas otras especies de anfibios en la Península se encuentra en franco retroceso debido a la alteración y destrucción del medio, así como por el abandono de los usos tradicionales del suelo.

Como el resto de especies de sapos parteros, *A. obstetricans* presenta una biología única. Los machos cantan en tierra, y tras el amplexo, fertilizan los huevos que deposita la hembra y los enrollan en sus patas traseras, donde permanecerán hasta que los embriones hayan alcanzado un grado de desarrollo suficiente para nadar libremente. En ese momento, los machos se acercan a las masas de agua en que se desarrollarán las larvas y, con movimientos rítmicos de sus patas traseras,

ayudan a la eclosión de las larvas. Las larvas de *A. obstetricans* presentan un desarrollo larvario prolongado, sobre todo en zonas altas de montaña como Peñalara, donde las larvas permanecen en ocasiones en el agua durante varios inviernos hasta completar su desarrollo en años posteriores.

En España sólo se conocía un caso de mortalidad en masa de individuos de esta especie (Márquez *et al.* 1995). En esa ocasión cientos de larvas en estadios avanzados e individuos recién metamorfoseados fueron encontrados muertos en un ibón del Pirineo oscense, un hábitat similar al que ocupa en Peñalara. Los ejemplares presentaban síntomas inequívocos de infección bacteriana (“pata roja”), y los análisis microbiológicos revelaron concentraciones anormales en sangre de la bacteria *Aeromonas hydrophila*. Los episodios de mortalidad se sucedieron durante dos veranos no consecutivos, lo que aparentemente no causó el declive de la población, en la que sólo algunos años más tarde se observaron ejemplares adultos reproduciéndose con normalidad (J. Bosch, obs. pers.).

En este trabajo se comenta la evolución y estado actual de las poblaciones de sapo partero común en el Parque Natural de Peñalara en los últimos años, y se discuten las causas posibles de la aparición de la epidemia fúngica. Finalmente, se comentan algunas recomendaciones para evitar la posible dispersión de la epidemia a otras zonas.

MATERIAL Y MÉTODOS

La presencia de larvas de *A. obstetricans* en masas de agua del Parque Natural de Peñalara fue recogida de forma ocasional con anterioridad a 1997, incluyendo datos acerca de su densidad en las distintas masas de agua muestreadas (un total de 73). Durante el verano de 1999, con objeto de la elaboración del inventario de especies de anfibios del Parque, muestreamos las más de 240 masas de agua catalogadas del Parque (Granados y Toro, 2000) un mínimo de 6 veces cada una. En el caso de *Alytes obstetricans*, los muestreos incluyeron tanto estimas de densidad larvaria como la búsqueda de ejemplares adultos, levantando piedras y otros refugios, así como realizando escuchas nocturnas en busca de actividad acústica.

Además, se recogieron algunos ejemplares recién metamorfoseados encontrados moribundos o muertos, pero en buenas condiciones de conservación, para analizar las posibles causas de su muerte. Varias muestras de epidermis de distintas zonas del cuerpo de estos ejemplares fueron tratadas con métodos histológicos convencionales, siguiendo las recomendaciones de Berger *et al.* (1999b), en busca de hongos quitridios. Con la misma finalidad, y para confirmar el diagnósti-

co, se tomaron varias secciones del cuerpo de dichos individuos que, una vez tratados con las técnicas usuales, fueron examinadas bajo el microscopio electrónico (procedimientos citados en Berger *et al.* 1998).

Además, con el objetivo de estudiar si se habían producido algunas alteraciones en la calidad de las charcas en las que se habían producido las mortalidades, se utilizaron los datos de un estudio limnológico (Granados y Toro 2000). Realizamos un análisis discriminante por pasos con un total de 25 variables químicas del agua, entre las que se encontraban pH, alcalinidad, conductividad y niveles de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , H^+ , NH_4^+ (ver Bosch *et al.*, 2001), de las charcas que aún mantenían larvas en 1999 y aquéllas que albergaban larvas en el pasado.

Posteriormente, 10 larvas procedentes del Parque Natural y preservadas en formol desde la década de los años 80 fueron analizadas mediante las mismas técnicas histológicas con el objetivo de estudiar si los hongos quitridios se encontraban ya presentes en la zona infectando a esta especie en el pasado.

RESULTADOS

Con anterioridad a 1997, *A. obstetricans* era una de las especies de anfibios más comunes en el Parque Natural de Peñalara, manteniendo poblaciones fuertes fundamentalmente ligadas a masas de agua permanentes (Fig. 3a). Las larvas ocupaban tanto charcos de reducidas dimensiones como las masas de agua de mayor extensión del Parque (la Laguna Grande y la de Los Pájaros, aunque no la Laguna de Claveles). Los ejemplares recién metamorfoseados eran muy abundantes bajo piedras y en el borde de las charcas a finales del verano, concentrándose en ocasiones decenas de ejemplares bajo una misma piedra. Altitudinalmente, *A. obstetricans* se encontraba distribuido desde las zonas más bajas del Parque (estación de Cotos y carretera hacia Valdesquí) hasta zonas por encima de los 2100 metros, como la Laguna de los Pájaros (2180 m). Los adultos podían ser observados con facilidad en sus desplazamientos nocturnos o bien levantando piedras durante el día. La actividad reproductora comenzaba con los primeros deshielos de la estación primaveral, siendo muy variable en función de la meteorología. A

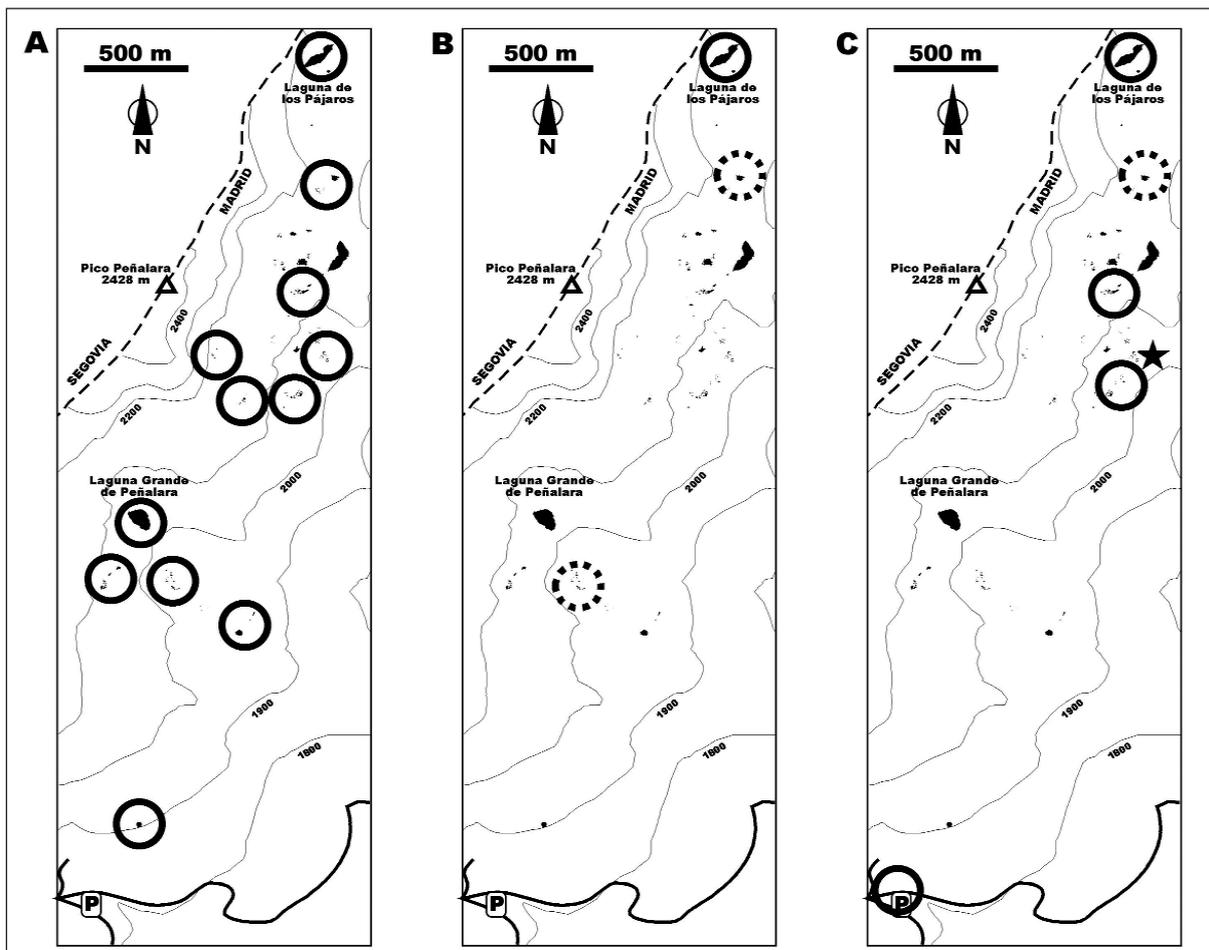


Figura 3. Evolución de la presencia de larvas de *A. obstetricans* en el Parque Natural de Peñalara. Los enclaves donde existe actividad reproductora aparecen señalados con círculos continuos, mientras que los que mantienen larvas de años anteriores pero donde actualmente no se ha detectado reproducción aparecen en línea discontinua. a) enclaves conocidos anteriores a 1997; b) enclaves donde se detectaron larvas tras varias temporadas de epidemias fúngicas (finales del verano de 1999); c) enclaves conocidos en el verano de 2000. La estrella indica la presencia de 2 machos cantando en el sector de Miraflores, donde no se detectó reproducción posteriormente.





Figura 4. Ejemplar recién metamorfoseado de *A. obstetricans* encontrado muerto por quitridiomycosis en el borde de una charca en Peñalara. Nótese la ausencia de síntomas externos evidentes.

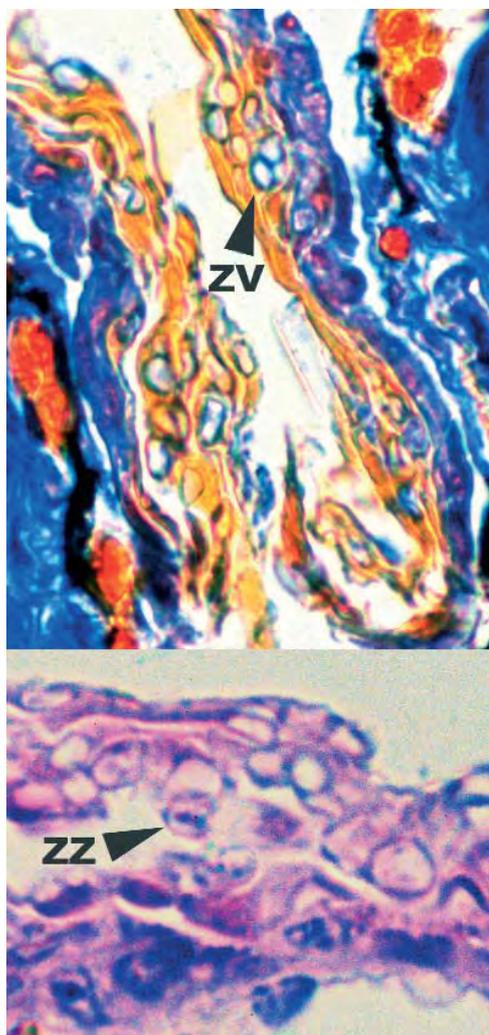


Figura 5. Corte histológico de la epidermis de un ejemplar recién metamorfoseado de *A. obstetricans* muerto por quitridiomycosis en la Laguna de los Pájaros. Los zoosporangios que aún contienen zoosporas (zz) aparecen como pequeñas vesículas en las que se pueden distinguir las zoosporas en su interior, mientras que los zoosporangios que ya han liberado sus esporas (zv) aparecen como vesículas vacías.

finales de abril, y sobre todo en los meses de mayo y junio, al atardecer y durante las primeras horas de la noche, los machos cantaban en pequeños grupos o de forma aislada desde grietas entre rocas o en el suelo, o incluso bajo grandes piedras cuando la temperatura no superaba los cero grados.

Durante los veranos de 1998 y 1999 aparecieron centenares de ejemplares recién metamorfoseados de *A. obstetricans* muertos flotando en las orillas de las charcas (Fig. 4). A principios del verano de 1999, las larvas habían desaparecido del 86% de los puntos conocidos con anterioridad, permaneciendo sólo en 5 enclaves en todo el parque. En 3 de éstos las densidades eran muy bajas (unas 10 larvas). Sólo la Laguna de los Pájaros y la Charca de la Mariposa, con aproximadamente 5000 y 300 larvas respectivamente, seguían manteniendo densidades comparables a años anteriores a la epidemia. Sin embargo, se recogieron más de 700 individuos muertos en la Laguna de los Pájaros durante el verano de 1999. Los ejemplares encontrados muertos (flotando en el agua o bajo piedras cercanas a las orillas de las charcas) correspondían a animales que habían completado su desarrollo en 1999 y por tanto habían permanecido en estado larvario al menos desde el verano de 1998, y no presentaban en ningún caso los síntomas habituales de enfermedades bacterianas. Junto con estos ejemplares se encontraron ejemplares recién metamorfoseados vivos, aunque algunos de ellos con síntomas de enfermedad (movilidad reducida).

El análisis discriminante realizado concluyó que con sólo 4 variables físico-químicas (niveles de Ca^{2+} , H^+ , Mg^{2+} y NO_3^-) era posible clasificar correctamente las 8 charcas analizadas en función de la presencia o ausencia de larvas. Bajos valores de Ca^{2+} y Mg^{2+} así como altos niveles de H^+ y NO_3^- caracterizaban las charcas que aún mantenían larvas en 1999.

Durante toda la estación de 1999, sólo encontramos larvas en estadios tempranos de desarrollo en 3 enclaves en todo el Parque y siempre en densidades muy bajas. Este hecho, unido a la total ausencia de actividad acústica y de individuos adultos bajo piedras o por la noche, indicaba que sólo quedaba en el Parque un grupo muy reducido de individuos adultos.

Las preparaciones histológicas (Fig. 5), así como las muestras analizadas por microscopía electrónica realizadas con tejidos de los individuos recogidos en el campo (Fig. 6), revelaron la presencia inequívoca de una infección severa de quitridios.

Simultáneamente, recogimos también algunos individuos muertos recién metamorfoseados de sapo común (*Bufo bufo*) en la Laguna de los Pájaros. Sin

embargo, los análisis histológicos no revelaron la presencia de quitridios en estos individuos.

Por último, el análisis de las larvas de sapo partero común capturadas en la década de los 80 no mostró indicios de la presencia de quitridios, sugiriendo que el patógeno no se encontraba presente en la población antes de que se desarrollara la epidemia.

Durante el verano del año 2000 no se sucedieron mortalidades masivas en el único enclave que aún mantenía larvas de *A. obstetricans*, la Laguna de los Pájaros. Por el contrario, observamos ciertos indicios de recuperación de la población. Por un lado, con el hallazgo de 3 machos cantando, 2 en el sector conoci-

do como “Charcas de Miraflores” y un macho más en la zona del aparcamiento. Estos machos parecían estar completamente sanos y se comportaban normalmente. Además, durante el verano del 2000, encontramos nuevas larvas de puestas recientes en 4 puntos más del parque, destacando la rápida recolonización de la charca artificial construida por las autoridades del Parque junto a Venta Marcelino y también del arroyo de Cotos, en el tramo recién restaurado que discurre junto al aparcamiento.

A finales de ese año se acondicionó otra charca artificial en las instalaciones del Parque Natural en el Puente del Perdón, en Rascafría, donde fueron liberadas algunas larvas sanas que habían sido capturadas antes de la epidemia y mantenidas en condiciones de semicautividad. El objetivo de esta medida es fundar una colonia reproductora que pueda aportar individuos sanos que sirvan para reintroducir la especie en el futuro en el Parque si ésta no consigue recuperarse de forma natural.

DISCUSIÓN

Sobre la base de los resultados obtenidos, y teniendo en cuenta los casos descritos en la literatura y las opiniones de patólogos especialistas (L. Berger, com. pers.) podemos concluir que los episodios de mortalidad acaecidos en el Parque Natural de Peñalara fueron motivados por una quitridiomycosis similar a las ocurridas en otras partes del mundo, y que sólo ha afectado de forma apreciable a *A. obstetricans*. Además, los resultados obtenidos sobre la evolución de las poblaciones durante los dos años de muestreo indican que las mortalidades en masa han producido con seguridad un declive severo de la especie y, dado el conocimiento que tenemos de la zona de estudio y de la especie afectada, se puede descartar con seguridad que el descenso poblacional observado pueda reflejar simplemente fluctuaciones naturales de la población.

El caso de Peñalara constituye uno de los raros ejemplos de declive de poblaciones de anfibios causados por quitridiomycosis que ha podido ser y está siendo seguido con detenimiento prácticamente desde su inicio, ya que normalmente sólo es posible constatar el descenso poblacional, sin tener acceso siquiera a los cadáveres de los individuos muertos por la epidemia.

Aunque no disponemos de datos precisos sobre el desarrollo espacial de la epidemia en Peñalara, ya que ésta no fue seguida durante los primeros años, parece probable que el foco se iniciase en la parte baja del Parque y fuera extendiéndose hacia las partes más altas.

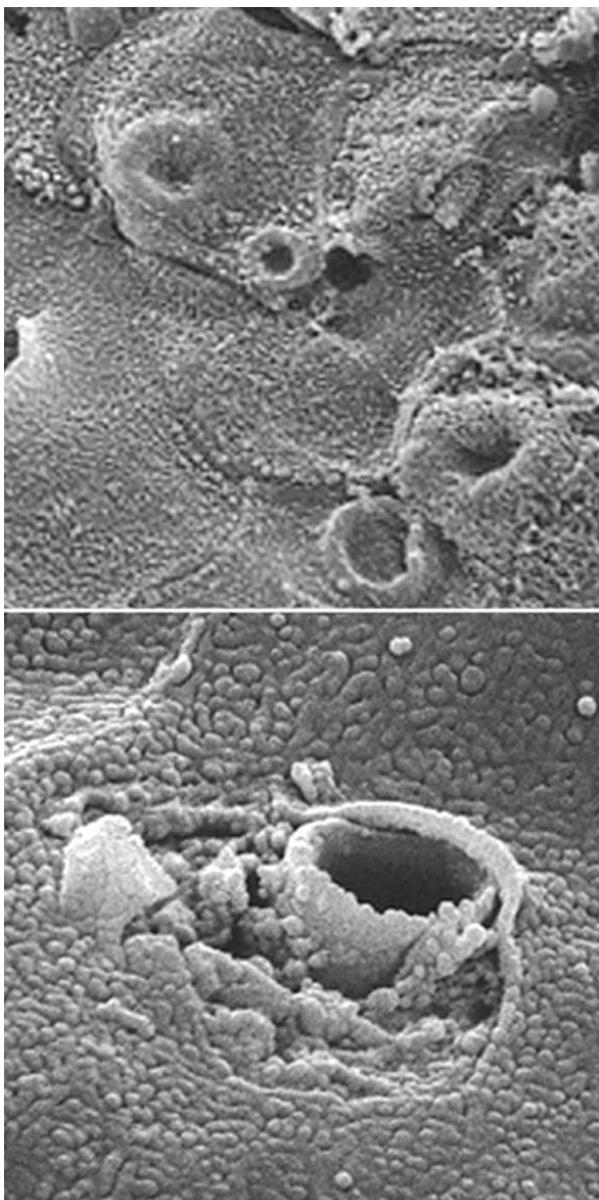


Figura 6. Superficie de la piel de individuos de *A. obstetricans* de Peñalara bajo el microscopio electrónico. Se pueden apreciar los tubos de descarga que desarrollan los zoosporangios para liberar las zoosporas maduras y que perforan la piel del animal.



Existen dos posibilidades, mutuamente excluyentes, que pueden explicar la aparición de la epidemia en Peñalara. Por un lado, el hongo podría haber estado presente en la zona desde hace tiempo, y un cambio reciente en el balance entre hospedador y patógeno habría motivado su proliferación o su efecto letal. Este cambio podría haberse producido bien en las condiciones ambientales, haciéndolas más favorables para el desarrollo del hongo, o bien en los niveles inmunológicos de los sapos, debilitándolos o haciéndolos más susceptibles al ataque del hongo. Con relación a esta hipótesis los datos son contradictorios. Por una parte, aunque en Peñalara no se han producido cambios ambientales notables en los últimos años, al menos en 1998 se detectó una subida del pH en algunas masas de agua del Parque (I. Granados, com. pers.). En el estudio químico de las charcas, el pH resultó ser uno de los factores que explicaban la persistencia o la ausencia de larvas, indicando que las larvas permanecían en las charcas que mantenían el nivel de acidez bajo (como corresponde a la zona). En otras partes del mundo se han relacionado explosiones de hongos quitridios, aunque diferentes a los que atacan a los anfibios, con cambios ambientales similares. Por otra parte, no existen datos que indiquen que cambios naturales de este tipo afecten a los niveles inmunológicos de los anfibios, descartándose en este caso factores como contaminación química dado el buen estado de conservación de la zona.

La otra causa que podría explicar la aparición de la epidemia es la introducción reciente del patógeno en la zona. Esta hipótesis estaría sustentada por la ausencia de quitridios en las muestras de tejido de las larvas recogidas en la década de los 80, aunque el bajo número de larvas analizado (10) no permite asegurar con rotundidad este punto. Suponiendo que el patógeno haya sido introducido recientemente, existen fundamentalmente dos posibles vectores: alguna especie animal y el propio ser humano. En otros países donde se han producido contagios de quitridios, como es el caso de Nueva Zelanda, los vectores de transmisión han sido ranas infectadas que fueron liberadas en zonas naturales (Waldman *et al.*, 2000). En el Parque Natural de Peñalara, marcamos y recapturamos durante los muestreos de 1999 un ejemplar de tritón verdinegro (*Triturus pygmaeus*), que presumiblemente habría sido introducido en la zona, ya que las condiciones que se dan en Peñalara no son favorables para esta especie. Además, no existen poblaciones cercanas de *T. pygmaeus* que pudieran hacer pensar en una colonización natural. Este hecho, unido al carácter introducido del tritón alpino (*Triturus alpestris*) en el Parque (Arano *et al.* 1991) parece indicar que la suelta de individuos de especies de anfibios procedentes de otras zonas geográficas de España podría haber sucedido al menos ocasionalmente. Es posible que estos indivi-

duos, aunque no mostrasen síntomas de estar infectados, llevaran consigo el hongo. El contacto del hongo patógeno con individuos que, como *A. obstetricans*, nunca habían estado expuestos al mismo, habría resultado fatal. Así, por ejemplo, en Australia una gran proporción de ejemplares de *Bufo marinus* son portadores asintomáticos del hongo actualmente, dispersándolo en sus desplazamientos.

Por otro lado, tampoco es difícil pensar en el hombre como vector de transmisión de la enfermedad. El Parque Natural de Peñalara recibe al año más de 100.000 visitantes, algunos de los cuales provienen de zonas alejadas donde el hongo está implantado. Se sabe que el hongo no es capaz de sobrevivir en condiciones de sequedad extrema, pero también se sabe que puede sobrevivir sin la presencia del hospedador y en cualquier porción de materia orgánica que conserve cierta humedad, como un simple pedazo de barro adosado en las botas.

Además, el hecho de que en los dos únicos casos conocidos en España de mortalidades masivas de anfibios sin que existan causas humanas evidentes la especie afectada haya sido la misma (*A. obstetricans*) podría indicar que esta especie es especialmente sensible a ciertos patógenos. El hecho de que sólo esta especie de las 10 que conviven en el Parque se haya visto afectada, indica probablemente también su vulnerabilidad. Normalmente, en las zonas donde se han producido episodios similares, el declive de las poblaciones también va asociado a ciertas especies, que parecen ser más sensibles que otras. El análisis realizado en Australia indica que las especies que se ven más afectadas por las epidemias de quitridiomycosis son aquellas con un tamaño de puesta reducido y de hábitos más acuáticos o que se encuentran siempre cerca del agua, lo que facilita el contacto con las zoosporas acuáticas del hongo. *A. obstetricans* presenta un tamaño de puesta muy reducido y además el prolongado periodo larvario de la especie en zonas altas como Peñalara aumentaría la probabilidad de infección a través de las zoosporas.

Episodios como el sucedido en Peñalara podrían explicar la ausencia de *A. obstetricans* en zonas con hábitats favorables que se encuentran dentro del rango de distribución de la especie. Este es el caso de la Sierra de Gredos, donde *A. obstetricans* se encuentra en las zonas bajas pero inexplicablemente no ocupa las zonas altas que presentan unas condiciones muy similares a las de Peñalara. Algunos estudios demuestran que los quitridios son muy sensibles a temperaturas elevadas, prefiriendo ocupar las zonas frescas y poco contaminadas, lo que se corresponde en la Península con las zonas altas de montaña.



La experiencia adquirida en Peñalara debe servir para poner en práctica medidas preventivas que limiten la entrada de patógenos a zonas protegidas y que contribuyan a no dispersar este tipo de epidemias. En este sentido, se hace especialmente importante esterilizar todo el material de muestreo empleado en el medio acuático antes de ser utilizado, y por supuesto todo aquél que haya entrado en contacto con el medio acuático de Peñalara. Un método eficaz de esterilización sería limpiar a conciencia todos los restos de materia orgánica del material de muestreo, dejar secar al sol y posteriormente aplicar alcohol etílico, glutaraldehído o lejía.

Por último, la sorprendente capacidad de recuperación que ha mostrado la especie en Peñalara durante el año 2000, y su conocida habilidad para explotar rápidamente cualquier medio humano favorable, tales como albercas o pilones, permiten el optimismo acerca de la supervivencia de esta fascinante especie en el Parque Natural de Peñalara.

AGRADECIMIENTOS

El Director Conservador del Parque Natural de Peñalara, Juan Vielva, mostró un interés excepcional ante el problema y nos prestó su apoyo en todo momento. Además, todo el personal del Parque, especialmente Deogracias Prieto y Luis Navalón, colaboró con nosotros facilitándonos enormemente el trabajo. Luz Boyero, Juan Pablo de Francisco, Belén Lorente y Juan Ramón Mayor nos ayudaron en el trabajo de campo. J. Bosch e I. Martínez-Solano son becarios de la Comunidad de Madrid. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de la Comunidad de Madrid 07M/0109/00.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARANO, B.; ARNTZEN, J. W.; HERRERO, P.; GARCÍA-PARÍS, M. 1991. Genetic differentiation among populations of the Alpine Newt, *Triturus alpestris*. *Amphibia-Reptilia*, 12 (4): 409-421.
- BEEBEE, T. J. 1977. Environmental change as a cause of Natterjack toad, *Bufo calamita* declines in Britain. *Biological Conservation*, 11: 87-102.
- BERGER, L.; SPEARE, R.; DASZAK, P.; GREEN, D. E.; CUNNINGHAM, A. A.; GOGGIN, C. L.; SLOCOMBE, R.; RAGAN, M. A.; HYATT, A. D.; Mc DONALD, K. R.; HINES, H. B.; LIPS, K. R.; MARANTELLI, G.; PARKES, H. 1998. Chytridiomycosis causes amphibian mortality associated with population declines in the rain forests of Australia and Central America. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, USA, 95: 9031-9036.
- BERGER, L.; SPEARE, R.; HYATT, A. 1999a. Chytrid fungi and amphibian declines: Overview, implications and future directions. En: Campbell, A. (Ed.), *Declines and Disappearances of Australian frogs*. Environment Australia, Canberra, pp. 21-31.
- BERGER, L.; SPEARE, R.; KENT, A. 1999b. Diagnosis of chytridiomycosis in amphibians by histologic examination. Disponible en: <http://www.jcu.edu.au/school/phtm/PHTM/frogs/histo/chhisto.htm>
- BLAUSTEIN, A. R.; WAKE, D. B. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Tree*, 5: 203-204.
- BOSCH, J.; MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of Central Spain. *Biological Conservation*, 97 (3): 331-337.
- BRADFORD, D. F. 1991. Mass mortality and extinction in a high elevation population of *Rana muscosa*. *Journal of Herpetology*, 25 (2): 174-177.
- CAREY, C. 1993. Hypothesis concerning the causes of the disappearance of boreal toads from the mountains of Colorado. *Conservation Biology*, 7 (2): 355-362.
- COOKE, A. S. 1972. Indications of recent changes in status in the British Isles of the frog (*Rana temporaria*) and the toad (*Bufo bufo*). *Journal of Zoology*, 167: 161-178.
- DRURY, S. E. N.; GOUGH, R. E.; CUNNINGHAM, A. A. 1995. Isolation of an iridovirus-like agent from common frogs (*Rana temporaria*). *Veterinary Record*, 137: 72-73.
- CUNNINGHAM, A. A.; LANGTON, T. E. S.; BENNETT, P. M.; LEWIN, J. F.; DRURY, S. E. N.; GOUGH, R. E.; MACGREGOR, S. K. 1996. Pathological and microbiological findings from incidents of unusual mortality of the common frog (*Rana temporaria*). *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*, 351:1539-1557.



- GRANADOS, I.; TORO, M. 2000. Limnología en el Parque Natural de Peñalara: nuevas aportaciones y perspectivas de futuro. En: Navalón, L.; Prieto, D. (Eds.), *Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Consejería de Medio Ambiente, Dirección General del Medio Natural, Madrid, pp. 55-72.
- HOULAHAN, J. E.; FINDLAY, C. S.; SCHMIDT, B. R.; MEYER, A. H.; KUZMIN, S. L. 2000. Quantitative evidence for global amphibian population declines. *Nature*, 404: 752-755.
- KUZMIN, S. 1994. The problem of declining amphibian populations in the Commonwealth of Independent States and adjacent territories. *Alytes*, 12: 123-134.
- LIPS, K. 1998. Decline of a tropical montane amphibian fauna. *Conservation Biology*, 12: 106-117.
- LONGCORE, J. E.; PESSIER, A. P.; NICHOLS, D. K. 1999. *Batrachochytrium dendrobatidis* gen. et sp. nov., a chytrid pathogenic to amphibians. *Mycologia*, 91: 219-227.
- MAO, J. H.; GREEN, D. E.; FELLERS, G.; CHINCHAR, V. G. 1999. Molecular characterization of iridoviruses isolated from sympatric amphibians and fish. *Virus Research*, 63: 45-52.
- MÁRQUEZ, R.; OLMO, J. L.; BOSCH, J. 1995. Recurrent mass mortality of larval midwife toads *Alytes obstetricans* in a lake in the Pyrenean mountains. *Herpetological Journal*, 5: 287-289.
- PECHMANN, J. H. K.; SCOTT, D. E.; SEMLISCH, R. D.; CALDWELL, J. P.; VITT, L. J.; GIBBONS, J. W. 1991. Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science*, 253: 892-895.
- RICHARDS, S. J.; MC DONALD, K. R.; ALFORD, R. A. 1993. Declines in populations of Australia's endemic tropical rainforest frogs. *Pacific Conservation Biology*, 1: 66-77.
- SMITH, A. W.; ANDERSON, M. P.; SKILLING, D. E.; BARLOUGH, J. E.; ENSLEY, P. K. 1986. First isolation of calicivirus from reptiles and amphibians. *American Journal of Veterinary Research*, 47(8): 1718-1721.
- WAKE, D. B. 1991. Declining amphibian populations. *Science*, 253: 860.
- WALDMAN, B.; ANDJIC, V.; BISHOP, P.; KLENA, J.; NORMAN, R. 2000. Discovery of chytridiomycosis in New Zealand. Resumen de comunicación presentada en el Congreso: *Getting the Jump! on Amphibian Disease*, Cairns, Australia, 26-29 Agosto de 2000. p.39.
- ZUPANOVIC, Z.; MUSSO, C.; LOPEZ, G.; LOURIERO, C. L.; HYATT, A. D.; HENGSTBERGER, S.; ROBINSON, A. J. 1998. Isolation and characterization of iridoviruses from the giant toad *Bufo marinus* in Venezuela. *Diseases of Aquatic Organisms*, 32: 1-8.



LOS ANFIBIOS DE PEÑALARA: EVALUACIÓN DE SU ESTADO DE CONSERVACIÓN Y BASES PARA SU GESTIÓN

IÑIGO MARTÍNEZ-SOLANO, MARIO GARCÍA-PARÍS Y JAIME BOSCH

Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC
José Gutiérrez Abascal 2. 28006 Madrid, España.

Resumen

En el Parque Natural de Peñalara se reproducen 10 especies de anfibios: salamandra común (*Salamandra salamandra*), tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*), tritón alpino (*T. alpestris*), sapo partero común (*Alytes obstetricans*), sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*), sapo corredor (*Bufo calamita*), sapo común (*B. bufo*), ranita de San Antonio (*Hyla arborea*), rana patilarga (*Rana iberica*) y rana común (*Rana perezi*). En este trabajo se ofrece información básica acerca de todas ellas, incluyendo las tendencias poblacionales que han experimentado en los últimos años. De acuerdo con las variaciones observadas en el número de charcas que cada especie ocupaba en el pasado en relación con las que ocupa en la actualidad podemos distinguir tres grupos de especies. Un primer grupo está constituido por las especies que han experimentado un declive significativo: *A. obstetricans*, *S. salamandra* y *B. calamita*. El segundo grupo lo integran *T. alpestris* y *R. perezi*, que se han expandido recientemente, mientras que las restantes especies se incluyen en el tercer grupo, para el que no se han detectado tendencias significativas. Finalmente, se discuten los factores que han podido afectar a las distintas especies en cada caso, así como las implicaciones para su conservación.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años se están llevando a cabo estudios en profundidad acerca de los anfibios del Parque Natural de Peñalara. Entre los motivos que se han señalado para destacar la fauna de este entorno se cuentan tanto la presencia de un número elevado de especies (10), más de la mitad de las especies de anfibios de la Comunidad de Madrid, como la identidad de éstas, entre las que se incluyen endemismos ibéricos con áreas de distribución más o menos restringidas y poblaciones genéticamente diferenciadas de otras especies más ampliamente repartidas.

La conservación de estas agrupaciones de especies es uno de los objetivos a tener en cuenta dentro de los planes de manejo a largo plazo del Parque. Para ello se requiere un conocimiento detallado de la situación concreta de cada especie en la actualidad y en relación con el pasado, punto este último que no siempre es posible desarrollar debido a la ausencia de registros históricos acerca de la abundancia relativa de las distintas especies. En el caso de los anfibios de Peñalara esta información estaba disponible, lo que nos ha permitido

obtener una aproximación a las tendencias poblacionales que ha experimentado cada especie en los últimos 15 años y en consecuencia, fundamentar las actuaciones a llevar a cabo para asegurar su supervivencia en el futuro. En este trabajo se presentan los resultados obtenidos tras comparar los datos recogidos entre 1982 y 1986 con los de los muestreos que se llevaron a cabo en 1999 para elaborar el Inventario de anfibios del Parque (Bosch *et al.*, 2000). Además, se comenta el estado de conservación de cada especie en el Parque y, según cada caso, se proponen actuaciones correctoras a llevar a cabo a corto plazo.

MATERIAL Y MÉTODOS

Como se comentó anteriormente, se disponía de datos acerca de la abundancia relativa de las 9 especies de anfibios que se conocían hace 15 años en Peñalara (García-París y Martín, 1987). En concreto, se disponía de datos de presencia / ausencia y abundancia larvaria de especies en 73 charcas durante el período 1982-1986. La elaboración del Inventario de masas de agua del Parque (Toro y Granados, 1999) proporcionó una



base sobre la cual referenciar tanto las observaciones efectuadas en el pasado como las que resultaron de los muestreos que se llevaron a cabo en 1999. Los datos de abundancia se basaron en el conteo directo de ejemplares cuando fue posible, recurriendo a estimas obtenidas por extrapolación del número de ejemplares observado en un área predeterminada al total de la masa de agua en los restantes casos. Los datos resultantes fueron incluidos en las siguientes categorías para su posterior análisis mediante técnicas estadísticas: 0; 1-10, 10-50, 50-100, 100-1000, >1000.

Con el fin de profundizar en las posibles relaciones entre el clima y los cambios observados en la ocupación de los medios de reproducción por cada especie con respecto al pasado, se obtuvieron una serie de variables climatológicas del periodo 1980-1999 de la estación meteorológica del Puerto de Navacerrada. De éstas variables se seleccionó TMAXME (media de las temperaturas máximas mensuales), por suponérsele una mayor relación con la actividad (incluyendo dispersión) de las especies de anfibios.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

No se detectaron cambios en el número de especies presentes en el Parque, a excepción de la presencia puntual de *Discoglossus galganoi*, aunque sí se observaron variaciones en cuanto a su abundancia relativa. También se observó un descenso significativo en el número de especies que se reproducen actualmente en cada charca (de 1.8 a 1.4 de media, $p=0.0126$)

Para detectar la contribución de cada especie a esta tendencia general, se realizaron análisis individualizados (test de la chi-cuadrado comparando los valores obtenidos frente los esperados de 0% -colonización de nuevas charcas- y 100% -permanencia en una charca-). En la Tabla 1 se muestra, para cada especie, la proporción de charcas en las que se reproducía en el pasado pero no en la actualidad, o se reproduce tanto en el

pasado como en la actualidad, o bien sólo se reproduce en la actualidad. La mitad de las especies analizadas no muestran tendencias significativas en cuanto al número de charcas en que se reproducen en Peñalara, si bien en dos casos hay especies en expansión (*R. perezii* y *T. alpestris*) y existen otras tres especies en declive (*A. obstetricans*, *B. calamita* y *S. salamandra*).

Los datos de densidad larvaria fueron también analizados. Excluyendo las especies que se reproducen en menos de tres charcas (*H. arborea*, *D. galganoi* y *B. bufo*), los resultados muestran estabilidad en cuatro especies y declive en dos (*A. obstetricans* y *S. salamandra*). Sólo una especie ha aumentado significativamente su presencia en términos de abundancia larvaria (*R. perezii*).

Se detectaron aumentos significativos ($p=0.0274$) en las medias anuales de TMAXME durante los meses de actividad de los anfibios (en Peñalara, de marzo a octubre) entre 1980 y 1999.

El caso más claro de declive, el de *A. obstetricans*, relacionado con una epidemia fúngica (Bosch *et al*, 2001), ya ha sido comentado en este mismo volumen. La situación de esta especie en el Parque es crítica. La escasez de información acerca de la biología y el papel de los quitridios en los ecosistemas hace que resulte difícil encontrar soluciones a este problema. Las actuaciones iniciales (construcción de una represa artificial en el arroyo de Cotos para favorecer la reproducción en las zonas de menor altitud y protección de la zona) han dado sus primeros resultados, ya que la especie ha colonizado casi inmediatamente dicha charca. Además, se ha iniciado un programa de cría en condiciones de semi-libertad de la especie con vistas a una futura reintroducción con ejemplares no afectados. A pesar de ello, la posibilidad de que se produzca una recuperación que lleve a esta especie a presentar densidades como las de hace 15 años parece remota, al menos a medio plazo.

Especie	n	Proporción de charcas donde la especie,			χ^2	p	Tendencia
		ha desaparecido	se mantiene	ha aparecido			
<i>S. salamandra</i>	67	40	57	3	12,5	0,0019	Negativa
<i>T. alpestris</i>	18	0	6	94	16,1	0,0003	Positiva
<i>T. marmoratus</i>	6	0	17	83	4,2	0,1245	-
<i>A. obstetricans</i>	33	91	9	0	27,3	0,0000	Negativa
<i>B. bufo</i>	3	0	33	67	1,3	0,5134	-
<i>B. calamita</i>	19	53	47	0	15,1	0,0005	Negativa
<i>R. iberica</i>	10	30	30	40	4,9	0,0863	-
<i>R. perezii</i>	17	0	6	94	15,1	0,0005	Positiva

Tabla 1 Tendencias poblacionales de las especies de anfibios en Peñalara. n = número de charcas en las que se encontró a cada especie en el periodo 1982-1986.



Los casos de los declives observados en *S. salamandra* y *B. calamita* son más difíciles de explicar, al no estar en principio relacionados con el mismo agente patógeno. En el caso de *B. calamita*, esto no está claro, ya que se encontró un único ejemplar adulto afectado por ulceraciones en la piel cuyo análisis reveló una infección por quitridios, siendo por el momento la única evidencia disponible acerca de la capacidad de estos hongos de afectar a otras especies en Peñalara. La explicación del menor impacto de estas infecciones sobre la población de *B. calamita* podría estar en el mayor tamaño de puesta (más de dos órdenes de magnitud) de esta especie frente al de *A. obstetricans*, así como en el menor tiempo que las larvas de *B. calamita* estarían en contacto con las esporas del patógeno, ya que completan su desarrollo en alrededor de un mes, mientras que las larvas de *A. obstetricans* pueden pasar años enteros antes de la metamorfosis (ver, por ejemplo, Barbadillo, 1987). Además, la preferencia de los adultos de *B. calamita* por hacer las puestas en medios acuáticos temporales, podría suponer una ventaja, al carecer los hongos de esporas resistentes a desecación (Longcore, 2000).

El estado de las poblaciones de *B. calamita* en Peñalara, no obstante, no es preocupante. Sigue siendo una especie abundante, tanto en el número de ejemplares adultos como en las densidades larvianas que alcanza. A pesar de ello, es recomendable un seguimiento durante los próximos años para determinar si la tendencia observada es tan sólo parte de una fluctuación natural o bien existe la posibilidad de un declive real.

En el caso de *S. salamandra* no hay evidencia de una posible relación de su declive con la epidemia de quitridios, algo en principio esperable debido a la escasez de casos citados de especies de urodelos afectados por estos hongos. De cualquier modo, *S. salamandra* sigue siendo relativamente frecuente en el Parque, manteniendo densidades larvianas altas en muchas charcas y lagunas. Sin embargo, existe un descenso significativo en el número de charcas en que se reproducen. Esto podría estar relacionado con el aumento en las temperaturas máximas detectado en los últimos años en la zona. Así, las charcas temporales empleadas por *S. salamandra* para reproducirse mantendrían agua durante menos tiempo, por debajo incluso del necesario para que las larvas de esta especie completen su desarrollo. Una observación que apoya esta hipótesis es el gran número de larvas de *Salamandra* que murieron al secarse las charcas en que se desarrollaban que fue observado durante los muestreos de 1999.

Como en el caso de *B. calamita*, la población de *S. salamandra* de Peñalara sigue siendo relativamente abundante, aunque los resultados obtenidos señalan la conveniencia de confrontar los datos con los que se obtengan en futuros muestreos.

En cuanto a las especies que han experimentado tendencias expansivas, el caso más llamativo es el de *R. perezi*. En la década de los 80 esta especie, que generalmente está ligada a zonas de baja o media altitud, estaba sólo presente en charcas localizadas en las zonas de menor altitud dentro del Parque (Hoya de Peñalara) (García-París y Martín, 1987). Actualmente se encuentran en densidades relativamente altas en sectores localizados muy por encima, alrededor de los 2200 metros. Nuestra hipótesis es que el aumento de las temperaturas comentado anteriormente ha podido tener un papel decisivo en el éxito dispersivo de esta especie, posiblemente de manera indirecta, favoreciendo una mayor supervivencia de los juveniles al primer invierno. La gran capacidad dispersiva de esta especie, combinada con una mayor tasa de supervivencia invernal de los juveniles, facilitaría la colonización de sectores situados a mayor altitud.

El otro caso de expansión es diferente. Como se comentó en la introducción, la presencia de *T. alpestris* en Peñalara se detectó recientemente, en 1985 (Lope y Cuadrado, 1985). Entonces se llamó la atención sobre la necesidad de proteger a los escasos ejemplares existentes, que se reproducían en un único sector dentro del Parque (García-París *et al.*, 1989). Actualmente, *T. alpestris* se ha expandido, ocupando los sectores inmediatamente adyacentes a donde fueron encontrados por primera vez. La existencia en Peñalara de condiciones similares a las que se dan en la Cordillera Cantábrica, núcleo principal de su distribución en la Península, ha facilitado esta expansión.

Si bien la situación es bastante favorable para *T. alpestris*, al tratarse de una especie introducida es recomendable un seguimiento de su población con el fin de determinar si se estabiliza o bien continúa su expansión, así como el posible efecto que esta expansión podría tener sobre otras especies.

De las restantes especies, en tres no se ha detectado ninguna tendencia: *H. arborea*, *R. iberica* y *B. bufo*. En los tres casos se trata de especies que, tanto en el pasado como en la actualidad, se reproducen en unas pocas zonas concretas dentro del Parque. Así, *H. arborea* se reproduce únicamente en el Humedal del Operante, aunque también se han observado ejemplares adultos aislados en otros sectores (J. Bosch, obs. pers.). Generalmente, esta especie suele estar presente a menor altitud, ocupando zonas por encima de 1800 m de manera puntual y variable de año en año (Astudillo, 1997), como ocurre en Peñalara. Este carácter irregular ha de ser tenido en cuenta a la hora de interpretar los datos que se obtengan en futuros muestreos.

Los casos de *Bufo bufo* y *R. iberica* son, en parte, parecidos: ambas son especies que, a pesar de ser localmente abundantes en algunas zonas, presentan unos



requerimientos relativamente estrictos en cuanto a la selección de los lugares de puesta que hacen que el número total de charcas en que se reproducen sea pequeño. También comparten problemas comunes, como la presencia de salmónidos introducidos en arroyos o lagunas favorables para su reproducción. De hecho, *R. iberica*, que se reproduce en arroyos de aguas limpias y bien oxigenadas, ha desaparecido en los últimos años de la Hoya de Peñalara, donde estaba presente años atrás. Además de la eliminación de estos peces introducidos, la recuperación de arroyos localizados a menor altitud, como el de Cotos, también podría contribuir a una situación más favorable de la población de *R. iberica* en Peñalara facilitando la conexión natural con las poblaciones localizadas a menor altitud.

En el caso de *Bufo bufo* hay un posible problema adicional: el posible efecto de los quitridios sobre su población. Se recogieron varias decenas de ejemplares recién metamorfoseados muertos en las orillas de la Laguna de los Pájaros durante el verano de 1999, aunque los análisis posteriores no revelaron evidencias de infección por quitridios. En cuanto a los lugares seleccionados para la reproducción, *B. bufo* prefiere charcas o lagunas de cierta extensión y profundidad o bien arroyos permanentes de corriente lenta (Barbadillo, 1987). Por el momento, *B. bufo* ocupa prácticamente todos los medios de estas características que existen en el Parque, pero al ser un número tan pequeño de medios reproductivos, la conservación de cada uno de ellos resulta de gran importancia para asegurar la

supervivencia de la especie. En el resto de la Comunidad de Madrid, las poblaciones de esta especie parecen estar sufriendo un fuerte retroceso en parte debido a la pérdida o alteración de sus medios de reproducción.

Aunque no se han detectado alteraciones importantes que pudieran afectar negativamente a los anfibios, estos resultados deben ser tenidos en cuenta con reservas hasta que futuros muestreos aclaren la situación de algunas especies, ya que por el momento se desconocen aún los detalles acerca de la epidemia de quitridiomycosis, incluidos aspectos tan importantes como la sensibilidad relativa y capacidad de recuperación de cada especie.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo no hubiera podido llevarse a cabo sin el apoyo constante de todo el personal que trabaja en el Parque. Queremos agradecer especialmente su colaboración a su director, Juan Vielva, así como a Deogracias Prieto y Luis Navalón, que pusieron a nuestra disposición todos los medios a su alcance para poder realizar nuestro trabajo de la mejor manera posible. Luz Boyero, Juan Pablo de Francisco, Belén Lorente y Juan Ramón Mayor nos ayudaron con el trabajo de campo. J. Bosch e I. Martínez-Solano son becarios de la Comunidad de Madrid. Este trabajo ha sido financiado por el proyecto de la Comunidad de Madrid 07M/0109/00.



APÉNDICE: ESPECIES DE ANFIBIOS PRESENTES EN PEÑALARA

En la siguiente introducción a los anfibios del Parque se señalan, además de los rasgos básicos acerca de la identificación, biología y distribución de cada especie, su abundancia relativa, así como su relevancia en términos de diferenciación genética con respecto a poblaciones circundantes.

Salamandra común (*Salamandra salamandra*) (Fig. 1)

La salamandra común resulta inconfundible por su coloración, formada por vistosas manchas amarillas, generalmente redondeadas sobre fondo negro. En los juveniles son frecuentes las manchas de tonalidades anaranjadas. Puede alcanzar gran tamaño (más de 15 cm de longitud total). Las salamandras de poblaciones madrileñas paren larvas en estado avanzado de desarrollo en el agua, donde éstas completan su desarrollo. Las larvas, de color pardo oscuro o gris, suelen presentar pequeñas manchas de color amarillo en la base de las patas. A medida que avanzan en su desarrollo, las manchas amarillas adquieren mayor dominancia. Poseen una cabeza ancha y grande y la cola finaliza en una punta redondeada. En Peñalara pueden pasar más de un año en el agua, metamorfoseándose con un tamaño muy superior al habitual.

En general, ocupa áreas con un elevado grado de humedad. En la Sierra del Guadarrama se encuentra en praderas de alta montaña, además de pinares y abedules de media altitud, en las proximidades de pequeños cursos de agua, zonas encharcadas y lagunas que utiliza para la suelta de larvas.

Su actividad es principalmente nocturna. Presentan un periodo más o menos prolongado de reposo invernal, forzado por las duras condiciones de alta montaña, mientras que durante casi todo el verano se suelen mantener activas. El periodo reproductor puede abarcar casi todo el periodo de actividad. Se alimentan de pequeños invertebrados terrestres (los adultos) o acuáticos (las larvas).

En la Península Ibérica está presente en las regiones más húmedas del norte y en los principales sistemas montañosos del centro y sur. Falta en amplias extensiones del sureste ibérico. En la Comunidad de Madrid hay dos grupos de poblaciones: las de alta y media montaña de la Sierra del Guadarrama, entre las que se incluyen las de Peñalara, y las poblaciones de zonas bajas del suroeste (valles del Alberche y Tiétar), existiendo un cierto grado de diferenciación genética entre ambos grupos (Alcobendas *et al.*, 1994).

Es uno de los anfibios más abundantes en el Parque. Aparece prácticamente en todos los sectores, reproduciéndose tanto en arroyos como en charcas (temporales y permanentes). En ocasiones se observan altas densidades de ejemplares en estado larvario.

Tritón alpino (*Triturus alpestris*) (Fig. 2)

El tritón alpino tiene un tamaño comprendido entre 7 y 12 cm. La coloración general de los machos varía dependiendo del momento del año. Durante la época de celo presentan dos bandas laterales: una blanca con puntos negros y, bajo ésta, otra de color azul celeste, en contacto con la parte ventral, sobre un color de fondo azulado. A lo largo de toda la región dorsal desarrollan una pequeña cresta blanquecina o amarillenta con puntos oscuros. Ventralmente son de color anaranjado brillante. En la cola destacan manchas longitudinales aisladas de color azul claro. La cloaca de los machos está muy abultada durante el periodo reproductor. Las hembras presentan coloraciones dorsales menos vistosas en general. En la región ventral presentan también un color anaranjado brillante, que en la zona de la garganta se aclara, destacándose pequeños puntos oscuros. Durante la fase terrestre, la coloración dorsal es oscura y más apagada. En esta fase los caracteres sexuales secundarios que caracterizan a machos y hembras en la época de celo son poco patentes o están ausentes. Las hembras depositan los huevos, de color amarillento o rosado en la vegetación acuática. Las larvas son de color pardo, sin manchas claras en la base de las patas y con un tamaño y anchura de la cabeza inferior al de las larvas de salamandra. Además, aunque el final de la cola es redondeado, acaba en una pequeña punta. El desarrollo de las larvas se completa en unos 3 meses. Los individuos recién metamorfoseados presentan un tamaño de unos 3-4 cm y tienen una coloración dorsal similar a la de los adultos en fase terrestre, aunque la coloración ventral es por lo general más apagada.

Aunque en periodo reproductor es frecuente observar individuos adultos durante el día, la actividad es predominantemente crepuscular y nocturna. El periodo de actividad es similar al de las salamandras, aunque el periodo de reproducción es menos prolongado. Las poblaciones madrileñas parecen tener un ciclo reproductor anual. Los adultos pueden encontrarse en el agua probablemente desde abril, dependiendo de las condiciones particulares de cada año, y permanen hasta finales de verano. Se alimentan de invertebrados terrestres y acuáticos.

Hay dos grupos de poblaciones relictas de tritón alpino en el sur de Europa. Uno de ellos se encuentra en la Península Ibérica (subespecie *T. alpestris cyreni*). La población de Peñalara fue descubierta en 1985 (Lope y Cuadrado, 1985). Si bien inicialmente se especuló con el posible carácter relictico de estas poblacio-



nes, interpretadas como las últimas supervivientes de una distribución pretérita de la especie por el Sistema Central, más tarde, gracias al empleo de técnicas moleculares, se constató su origen introducido (Arano *et al.*, 1991).

Tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*) (Fig. 3)

Estos tritones pueden alcanzar un tamaño máximo que supera los 15 cm. La coloración de fondo es verde, y sobre ella se disponen manchas negras amplias e interconectadas. De nuevo el aspecto es muy distinto dependiendo de la época del año. Los individuos en fase terrestre presentan coloraciones jaspeadas con tonos verdes, muy brillantes y llamativas, además de una línea mediodorsal de color rojo o interrumpida con franjas negras. Los machos desarrollan en la época de celo una vistosa cresta dorsal, en la que alternan bandas transversales claras y oscuras, y que continúa en la cola, así como una banda lateral blanca a lo largo de ésta. Durante la época de celo, los machos presentan la cloaca muy abultada. Las hembras no presentan cresta y mantienen la línea vertebral roja. La coloración ventral de machos y hembras es oscura con numerosos puntos claros. Los individuos recién metamorfoseados tienen un tamaño de unos 6-7 cm y son similares en coloración a los adultos en fase terrestre. Los huevos, de color amarillento o blanco-verdoso, también son adheridos a la vegetación acuática por las hembras. Las larvas son de color claro, con la cola terminada en punta y una cresta dorsocaudal muy alta, con manchas oscuras características y unos dedos desproporcionadamente largos. El periodo larvario suele completarse en unos 3-4 meses.

Como la mayoría de tritones, su actividad es fundamentalmente crepuscular y nocturna, y permanecen durante el día ocultos entre la vegetación sumergida. El periodo reproductor suele abarcar los meses de febrero a junio, aunque en las poblaciones de alta montaña se reduce considerablemente. Durante la fase terrestre se suelen encontrar en refugios como piedras, troncos...

Se distribuye por la mitad norte de la Península Ibérica. En la Comunidad de Madrid está limitada al valle del Lozoya y a la zona de La Cabrera - El Berrueco. Hasta el momento no se ha detectado ningún área de simpatria en la zona oriental del Sistema Central con su especie hermana *Triturus pygmaeus* (hasta muy recientemente considerada subespecie de *T. marmoratus*).

Especie localizada generalmente a menor altitud, en Peñalara mantiene pequeños núcleos de población, observándose generalmente individuos adultos aislados.

Sapo partero común (*Alytes obstetricans*) (Fig. 4)

Pequeño sapo (hasta 6 cm) de aspecto rechoncho, cabeza grande y patas cortas. La piel es generalmente lisa, con coloración general de fondo clara sobre la que se disponen algunas manchas oscuras dispersas. Suelen presentar hileras de pequeños tubérculos de color rojizo en los flancos. La pupila es vertical, y el iris, de color dorado. Las glándulas parotídeas son poco llamativas. Es difícil diferenciar machos y hembras.

El canto consiste en una única nota aflautada y de corta duración, repetida a intervalos relativamente constantes. Los machos, que, al contrario que las otras especies de anuros presentes en el Parque, cantan en tierra, se agrupan en coros que pueden llegar a ser moderadamente numerosos.

El desarrollo larvario es muy prolongado, y los renacuajos pueden alcanzar grandes tamaños. Es frecuente que pasen el invierno siguiente a la puesta en el agua, metamorfoseándose durante la temporada siguiente. Las larvas pueden distinguirse de otras semejantes por el gran tamaño relativo de la boca y su coloración pardo-grisácea, generalmente con manchas de color pardo oscuro. Además, el espiráculo se sitúa en la línea medioventral del cuerpo.

Las poblaciones de la Sierra se encuentran en praderas de alta montaña, pinares, laderas pedregosas y ocasionalmente en canteras abandonadas, utilizando generalmente para la reproducción aguas permanentes, debido a su prolongado periodo larvario.

El periodo de actividad está interrumpido por un amplio periodo de reposo invernal, que podría extenderse al menos durante los meses de noviembre a abril. Durante el día puede encontrarse bajo piedras. Al atardecer puede escucharse el canto de los machos, parecido al de un autillo, muchas veces emitido desde el propio refugio. En noches lluviosas es más fácil observar adultos fuera de sus refugios. El cortejo tiene lugar en tierra: tras el amplexus o abrazo nupcial, la hembra suelta los huevos mientras el macho los va enrollando en sus patas traseras, donde los transporta hasta el momento de la eclosión (entre 3 y 7 semanas después). Cuando se acerca este momento el macho libera a las larvas en el agua. El periodo de puesta comienza hacia el mes de mayo y puede prolongarse hasta septiembre.

Ocupa casi la totalidad del norte y este de la Península Ibérica. En la Comunidad de Madrid existen dos grupos bien diferenciados: las poblaciones asentadas en áreas calizas de baja altitud del sureste, y las de la Sierra del Guadarrama (García-París *et al.*, 1989). Ambos grupos, bien caracterizados por diferencias genéticas (García-París, 1995), presentan poblaciones



muy localizadas y seriamente amenazadas (García-París *et al.*, 2000).

Posiblemente fuera la especie más abundante de Peñalara en el pasado. Los episodios de mortalidad en masa de ejemplares recién metamorfoseados detectados en los últimos años han reducido drásticamente sus efectivos poblacionales (ver Bosch *et al.*, en este volumen), y afrontan serios riesgos de extinción a nivel regional a medio plazo.

Sapillo pintojo ibérico (*Discoglossus galganoi*) (Fig. 5)

Este sapillo puede alcanzar tamaños de hasta 8 cm, y su aspecto general es más parecido al de una rana que al de un sapo, ya que tienen costumbres fundamentalmente acuáticas y una piel lisa, sin las rugosidades características de los sapos típicos, todo lo más con pequeñas verrugas dorsales que se disponen longitudinalmente. Los machos alcanzan mayores tamaños que las hembras y presentan las extremidades anteriores más robustas, además de, en la época de celo, desarrollar callosidades de color oscuro en la cara interna de los dos primeros dedos. La coloración dorsal es muy variable, predominando tonos pardos, en ocasiones verdosos, con diseños tanto rayados como manchados. La pupila es típicamente acorazonada.

Emiten un canto a muy baja intensidad, prácticamente inaudible en el campo, que consiste en una serie de chirridos y rugidos graves. Los machos cantan sumergidos en las charcas someras donde se reproducen y no presentan sacos vocales.

Las puestas se caracterizan por estar formadas por huevos aislados unos de otros, sin formar cordones como los sapos o masas de huevos, como las ranas. Las larvas son de color oscuro y pequeño tamaño, por lo que pueden ser confundidas con las del sapo corredor, que suele escoger lugares de puesta similares, de escasa profundidad. Pueden diferenciarse por la posición del espiráculo, que se localiza en la línea media del vientre en el sapillo pintojo y en el lateral izquierdo en el caso del sapo corredor.

Pueden ocupar gran diversidad de medios, incluido el urbano, en general en zonas encharcadas o próximas a pequeñas corrientes de agua con abundante vegetación. Generalmente se encuentra a baja o media altitud (hasta 1600 m en el Sistema Central). Para la reproducción emplean aguas temporales de escasa profundidad.

Su actividad es más o menos continua a lo largo del año, y pueden ser observados activos tanto de día, especialmente los subadultos, como de noche, sobre todo a partir del atardecer. Se alimentan de invertebra-

dos terrestres y practican el canibalismo. El periodo reproductor comprende los meses de marzo a junio, aunque se han citado casos de puestas en otoño.

Endemismo ibérico cuyo rango de distribución está siendo en la actualidad reevaluado, tras recientes estudios moleculares que han ampliado considerablemente el límite septentrional del área de distribución de *Discoglossus jeanneae* (García-París y Jockusch, 1999). Por el momento, la mayor parte de las poblaciones madrileñas, incluidas las de Peñalara, se han asignado tentativamente a la especie *Discoglossus galganoi*.

Su presencia puntual (tan sólo ha aparecido en un sector localizado a menor altitud dentro del Parque) y costumbres discretas han hecho que pasara desapercibido hasta fechas recientes, si bien parece mantener un pequeño núcleo de población estable en Peñalara.

Sapo común (*Bufo bufo*) (Fig. 6)

Aspecto de sapo típico, con piel rugosa y grandes glándulas parotídeas dispuestas oblicuamente. Inconfundible por su gran tamaño (algunas hembras superan los 20 cm), y ojos con el iris rojizo. La coloración general es variable: desde amarillenta a casi negra, pasando por tonalidades pardas, rojizas o verdosas. El diseño puede ser uniforme o estar formado por jaspeados pardos con manchas blancas sobre la coloración uniforme de fondo. Las hembras alcanzan mayor tamaño que los machos, y éstos, en la época de celo, presentan callosidades negras en la cara interna de los dos primeros dedos.

Los machos suelen cantar medio sumergidos flotando en masas de agua de considerable profundidad, sin formar coros numerosos. Presentan sacos vocales de pequeño tamaño.

Las puestas forman grandes cordones con miles de huevos dispuestos en dos a cuatro filas. Durante el amplexus, varios machos pueden pugnar por la misma hembra, que en ocasiones puede morir ahogada. Las larvas son de pequeño tamaño y color oscuro, con el espiráculo situado en el lateral izquierdo del cuerpo. El desarrollo larvario dura unos 4 meses.

Está ligado a corrientes de agua o charcas de cierta profundidad y preferentemente permanentes en la época de reproducción. Puede encontrarse en zonas de alta montaña, en bosques, zonas abiertas con escasa humedad, zonas áridas al nivel del mar...

Su actividad es básicamente nocturna. Presenta un período de hibernación. El periodo reproductor abarca



desde el mes de marzo al mes de julio. Se alimentan de insectos.

Especie de amplísima distribución euroasiática. En la Península Ibérica se distribuye de forma continua, así como en la Comunidad de Madrid, donde ocupa zonas tanto altas como de baja altitud (entre 480 y 2110 m). En años recientes se ha venido observando un retroceso en muchas de sus poblaciones.

Junto con *B. calamita*, es quizá la especie de anuro más frecuente en Peñalara. A pesar de ello, *B. bufo* tan sólo emplea para reproducirse unas pocas lagunas en el Parque, por lo que es especialmente sensible a posibles alteraciones en este tipo de medios.

Sapo corredor (*Bufo calamita*) (Fig. 7)

También con aspecto de sapo típico, con piel rugosa. En este caso alcanza menor tamaño (hasta unos 9 cm). La coloración dorsal es más variable que en el sapo común, predominando tonos verdosos, con manchas rojizas ocasionales de pequeño tamaño más frecuentes en individuos subadultos. Generalmente aparece una línea vertebral de color blanquecino o amarillento. Sobre la coloración clara de fondo se disponen manchas de límites irregulares, aunque es frecuente encontrar ejemplares con diseños muy uniformes. Las glándulas parotídeas se disponen paralelamente al eje del cuerpo. El iris es de color verdoso, y la pupila, horizontal, como en el sapo común. Los machos de sapo corredor poseen un saco vocal llamativo.

El canto consiste en una sucesión larga de pulsos bastante agudos emitidos a considerable volumen, y repetido frecuentemente. Los machos cantan en charcas temporales de escasa profundidad. Aunque pueden observarse individuos cantando aislados, también son frecuentes los coros de gran número de individuos que pueden ser escuchados a considerable distancia.

Las puestas y las larvas son muy similares también a las del sapo común, diferenciándose en la menor anchura de la boca en las larvas del sapo corredor. El desarrollo larvario es breve (5 ó 6 semanas), pudiendo acortarse significativamente (y metamorfosearse en sólo 20 días) en caso de riesgo de secarse totalmente la charca en que se encuentran.

Tampoco presenta preferencias claras por ningún tipo de substrato o vegetación, pudiendo encontrarse en zonas muy áridas, con escasa cobertura vegetal y alejadas de los puntos de agua. Para reproducirse suele emplear aguas temporales generalmente de escasa profundidad.

Como en el caso anterior, su actividad es fundamentalmente nocturna. El periodo reproductor se extiende de enero a junio, aunque en zonas altas comienza más tarde. Se alimenta de pequeños invertebrados.

En la Península Ibérica se encuentra distribuido de forma casi continua, exceptuando algunas zonas de la costa cantábrica. En la Comunidad de Madrid también está presente de forma continua, con un amplio rango altitudinal: desde zonas bajas hasta más de 2000 m en la Sierra del Guadarrama.

Como se ha comentado antes, es una especie muy abundante en Peñalara, ocupando además prácticamente cualquier masa de agua de carácter temporal para reproducirse desde las zonas de menor altitud a las más altas.

Ranita de San Antonio (*Hyla arborea*) (Fig. 8)

La ranita de San Antonio es una rana de costumbres trepadoras, de pequeño tamaño (hasta 5 cm) y aspecto esbelto, con una coloración verde brillante sobre la que destaca una línea lateral oscura bordeada de blanco por su parte superior que se extiende desde las narinas al punto de inserción de las patas posteriores. Dependiendo de las condiciones del medio la coloración general puede variar, adoptando tonalidades más oscuras. La pupila es horizontal y el iris de color dorado. Presentan discos adhesivos en los extremos de los dedos de las extremidades anteriores que les ayudan a sujetarse en sus desplazamientos sobre ramas y hojas, o trepar por superficies verticales.

El canto es una sucesión rápida de pulsos de baja frecuencia emitidos entre largos intervalos de silencio. Los machos presentan un saco vocal grande, y cantan flotando en el agua agarrados a la vegetación. Generalmente se agrupan en coros numerosos, que pueden escucharse a kilómetros de distancia, sin embargo, en el Parque al ser muy baja la densidad de esta especie generalmente se observan únicamente machos aislados.

Las larvas son de tamaño medio en relación con otras especies de anuros, y se caracterizan por la posesión de una cola muy alta que tiene su inicio a la altura de los ojos. Completan su desarrollo en unos 3 meses.

Suele encontrarse asociada a charcas con abundante vegetación en las orillas, entre la cual pasa desapercibida. Puede encontrarse desde el nivel del mar hasta altitudes considerables (cerca de 2000 m).

Aunque desarrolla su actividad principalmente a partir del atardecer y durante la noche, es frecuente



observarlas durante el día en la vegetación de ribera de las charcas en que se encuentran. Presenta un periodo de reposo desde el otoño a la primavera siguiente. El periodo de reproducción comienza en febrero y se suele extender hasta mayo o junio. Se alimenta principalmente de insectos.

En la Península Ibérica está presente en la mayor parte del norte, centro y oeste. En la Comunidad de Madrid se distribuye por las proximidades de la Sierra del Guadarrama, en general a altitudes medias, aunque en el macizo de Peñalara puede llegar a alcanzar 2100 m.

Su presencia en áreas de alta montaña, como ocurre en Peñalara, es puntual, variando incluso de año en año, dependiendo de las condiciones climáticas.

Rana común (*Rana perezi*) (Fig. 9)

Aspecto de rana típica, con la piel lisa y brillante. El tamaño de algunas hembras puede llegar a superar los 10 cm. Los machos suelen ser de menor tamaño. La coloración y diseño dorsal son muy variables: en algunos ejemplares es patente una línea mediodorsal de color verde, amarillo o blanquecino, mientras que en otros no aparece. Respecto al color, predominan tonos pardos y verdosos, con manchas oscuras más o menos abundantes por todo el dorso, pero hay múltiples variaciones. El iris es dorado, y la pupila ovalada. El tímpano es muy conspicuo. Los machos en celo tienen callosidades oscuras en el primer dedo de los miembros anteriores, y sacos vocales laterales, en la comisura de la boca.

Canto muy complejo de gran riqueza. Los machos presentan dos sacos vocales pequeños de color azulado a ambos lados de la cabeza, y cantan flotando en el agua, asidos a la vegetación o en el borde de las charcas. Los cantos se emiten a considerable volumen y generalmente los machos se agrupan en coros más o menos numerosos formando un sonido complejo.

Las puestas forman grandes masas de huevos de color amarillento de los que salen larvas que pueden alcanzar gran tamaño (hasta 6 cm, excepcionalmente más). El espiráculo se sitúa en el lateral izquierdo del cuerpo. El color general es pardusco, a veces verdoso, destacando con frecuencia manchas oscuras, así como, en ejemplares en avanzado estado de desarrollo, una línea vertebral clara.

Es la especie de anfibio más frecuente en Madrid, ocupando prácticamente cualquier punto de agua, temporal o permanente, en ocasiones soportando duras condiciones de contaminación o salinidad. Aunque es más abundante en zonas bajas, puede superar los 2000

metros en la Sierra. Para la reproducción emplea aguas permanentes, ya que su desarrollo larvario es largo en relación con otras especies (unos 4 meses). En ocasiones pasan el invierno en el agua y se metamorfosean al año siguiente.

La actividad, más o menos constante incluso en las épocas más frías del año, es predominantemente diurna, aunque es muy frecuente observarlas y escuchar los cantos de los machos a partir del atardecer y durante buena parte de la noche. El periodo reproductor comienza en junio en las zonas más altas, en marzo o abril o incluso a lo largo de todo el año en otras zonas.

La única parte del área de distribución de esta especie fuera de la Península Ibérica incluye algunas zonas al sur de Francia. En la Península está presente de forma continua por todo su territorio, así como en la Comunidad de Madrid. En ambos casos presenta un amplio rango altitudinal, encontrándose en zonas bajas y hasta más de 2000 m en el macizo de Peñalara.

Especie de alta capacidad dispersiva, que ocupa prácticamente cualquier tipo de masa de agua a su alcance (Llorente y Arano, 1997). En Peñalara estaba, hasta los últimos años, limitada a zonas localizadas a menor altitud dentro del Parque.

Rana patilarga (*Rana iberica*) (Fig. 10)

De coloración general parda y aspecto grácil, destacan sus largas patas, de las que deriva su nombre común. Pequeño tamaño: las hembras alcanzan 6 cm. Presentan unas características manchas oscuras laterales en la cabeza, que nacen en la parte anterior del morro, atraviesan los orificios nasales y se ensanchan a partir de los ojos, en la región temporal. El tímpano queda englobado en esta mancha. Asimismo, es patente una línea clara entre la mandíbula superior y la citada mancha oscura. La pupila es circular o acorazonada y el iris dorado. Los machos suelen tener los miembros anteriores engrosados con respecto a las hembras.

El canto se emite a muy baja intensidad y resulta muy difícil de escuchar en el campo. Consiste en una sucesión de notas graves de corta duración. Los machos cantan de forma aislada, sin agruparse en coros. Sin sacos vocales evidentes.

Las puestas son grandes masas de huevos, y las larvas son fácilmente reconocibles por su color pardo sobre el que destacan numerosas manchas doradas. Pueden alcanzar hasta 5 cm y completan su desarrollo en unos 3 meses.

Especie ligada a arroyos de alta montaña, en aguas limpias y bien oxigenadas. Asimismo puede encontrar-



se en zonas encharcadas y turberas, generalmente en zonas de altitud media a elevada. Las poblaciones de menor altitud se encuentran en arroyos que discurren entre pinares, robledales o castañares, mientras que en las zonas más altas se encuentran en zonas despejadas, en orillas de arroyos cubiertas de musgos.

La actividad puede ser tanto diurna como nocturna y está influida por las condiciones del medio. En las zonas altas de la Sierra del Guadarrama se pueden ver de día con facilidad. No se alejan demasiado del agua. Presentan un corto periodo de reposo durante los días más calurosos del verano. El periodo reproductor comienza muy pronto, pudiendo observarse amplexus desde noviembre, y puede extenderse hasta mayo o junio.

Endemismo ibérico distribuido por la región noroccidental de la Península. En la Comunidad de Madrid las poblaciones, cada vez más localizadas, se distribuyen por las zonas más altas de la Sierra del Guadarrama, existiendo poblaciones en las estribaciones del macizo de Gredos en la provincia de Ávila muy próximas a territorio madrileño.

Presente en Peñalara de manera localizada, siendo localmente abundante sólo en enclaves especialmente favorables para la especie, sobre todo arroyos de aguas limpias y bien oxigenadas. La sensibilidad que muestra esta especie frente a cualquier tipo de alteración en sus medios de reproducción la ha llevado a una situación de riesgo, especialmente en las poblaciones de áreas de montaña (Esteban, 1997).



Figura 1. Salamandra salamandra. Ejemplar juvenil.



Figura 2. Triturus alpestris. Macho en celo.



Figura 3. Triturus marmoratus. Macho en celo.



Figura 4. Alytes obstetricans. Macho adulto encontrado en el "Sector X" (Charcas de Miraflores) el verano de 2000.



Figura 5. *Discoglossus galganoi*. Ejemplar adulto.



Figura 6. *Bufo bufo*. Amplexus.



Figura 7. *Bufo calamita*. Macho adulto.



Figura 8. *Hyla arborea*. Macho adulto.



Figura 9. *Rana perezi*. Macho adulto.



Figura 10. *Rana iberica*. Adulto.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCOBENDAS, M; DOPAZO, H.; ALBERCH, P. 1994. Genetic structure and differentiation in *Salamandra salamandra* populations from the Northern Iberian Peninsula. *Mertensiella*, 4: 7-23.
- ARANO, B.; ARNTZEN, J. W.; HERRERO, P.; GARCÍA-PARÍS, M. 1991. Genetic differentiation among Iberian populations of the Alpine newt, *Triturus alpestris*. *Amph-Rep.*, 12:409-421.
- ASTUDILLO, G. 1997. *Hyla arborea* (Linnaeus, 1758). En: Pleguezuelos (Ed.) (1997): *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. AHE-Universidad de Granada, Granada. 542 p.
- BARBADILLO, L. J. 1987. *La Guía de Incafo de los Anfibios y Reptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias*. Incafo, Madrid. 694 p.
- BOSCH, J.; MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M. 2000. *Inventario, estado de conservación y medidas correctoras para la conservación de los anfibios del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Informe interno (no publicado).
- BOSCH, J., MARTÍNEZ-SOLANO, I.; GARCÍA-PARÍS, M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the midwife toad in protected areas of Central Spain (Anura: Discoglossidae). *Biological Conservation* 97 (3): 331-337.
- ESTEBAN, M. 1997. *Rana iberica* (Boulenger, 1879). En: Pleguezuelos (Ed.) (1997): *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. AHE-Universidad de Granada, Granada. 542 p.
- GARCÍA-PARÍS, M.; JOCKUSCH, E. L. 1999. A mitochondrial DNA perspective on the evolution of Iberian *Discoglossus* (Amphibia: Anura). *Journal of Zoology, London*, 248: 209-218.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍN, C. 1987. Amphibians of the Sierra del Guadarrama. (1800-2400m altitude). En J. J. Van Gelder & H. Strijbosch (eds.), *Proceedings Fourth Ordinary General Meeting S. E. H.*, Nijmegen. Faculty of Sciences Nijmegen Univ.: 135-138.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTÍN, C.; DORDA, J.; ESTEBAN, M. 1989. *Los Anfibios y Reptiles de Madrid*. Servicio de Extensión Agraria, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 243 p.
- GARCÍA-PARÍS, M. 1995. Variabilidad genética y distribución geográfica de *Alytes obstetricans almogavarii* en España. *Revista Española de Herpetología*, 9: 133-138.
- GARCÍA-PARÍS, M.; MARTINEZ-SOLANO, I.; GARCÍA ROMÁN, L. 2000. Situación crítica del sapo partero común en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 174: 50-51.
- LONGCORE, J. E. 2000. *Batrachochytrium dendrobatidis*, the "frog chytrid". En R. Speare, (Ed.), *Proceedings of Getting the Jump! on Amphibian Disease*, Cairns, Australia: 21.
- LOPE, M. J.; CUADRADO, J.A. 1985. Nota sobre la presencia del Tritón alpino (*Triturus alpestris*) en el centro de la Península Ibérica. *Doñana, Acta Vert.*, 12 (2): 317-318.
- LLORENTE, G. A.; ARANO, B. 1997. *Rana perezi* (Seoane, 1885). En: Pleguezuelos (Ed.) (1997): *Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal*. AHE-Universidad de Granada, Granada. 542 p.
- TORO, M.; GRANADOS, I. 1999. *Inventario, cartografiado y caracterización de las charcas y lagunas del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Informe interno (no publicado).



IMPACTO DE LA CONTAMINACIÓN AMBIENTAL EN LOS ANFIBIOS: ENFOQUE APLICADO A ESPACIOS PROTEGIDOS DE MONTAÑA

ADOLFO MARCO

*Estación Biológica de Doñana,
Consejo Superior de Investigaciones Científicas,
Apartado 1056, E-41080 Sevilla, España.
amarco@cica.es*

RESUMEN

Se ha observado el declive o la extinción de algunas especies de anfibios en hábitats de montaña aparentemente inalterados. Se han propuesto diversas causas que actuando solas o en combinación podrían explicar este declive. Por ejemplo, la exposición a la radiación ultravioleta, la depredación por salmónidos introducidos o la infección por agentes patógenos agresivos que colonizan estas zonas. Cada vez tenemos más evidencias de que diferentes sustancias químicas pueden contaminar estos hábitats acuáticos, causando severos daños a los ecosistemas. Destacan sustancias nitrogenadas como nitrato, nitrito o amoníaco, xenobióticos vertidos directamente en zonas de montaña o transportados por el aire desde zonas alejadas, así como contaminantes ácidos que pueden reducir sensiblemente el pH del agua de estos ecosistemas. Un caso generalizado de contaminación es la adición artificial de nitrógeno en la naturaleza, fenómeno que ya se considera un nuevo cambio ambiental global de consecuencias imprevisibles. Algunas actividades humanas están doblando la cantidad de nitrógeno que cada año se incorpora a los ciclos biológicos en la Tierra. Las fuentes principales de nitrógeno en lagunas o charcas de montaña suelen ser la precipitación o deposición ácida, aguas residuales de ganado o visitantes y lixiviados de nutrientes nitrogenados procedentes de laderas erosionadas, deforestadas o quemadas. Aunque no es una práctica muy extendida, la fertilización química de praderas o bosques puede provocar la contaminación de zonas húmedas en la montaña. Un exceso de nitrógeno causa problemas serios de salud en humanos y en la fauna (meta-hemoglobinemia, carcinogénesis) y puede estar contribuyendo decisivamente en la crisis de biodiversidad de los anfibios. Adicionalmente, se han detectado cantidades importantes de xenobióticos en ecosistemas acuáticos de montaña, en concentraciones que pueden ser altamente tóxicas para larvas y anfibios adultos. Algunas de estas sustancias (PAHs) pueden experimentar una fotoinducción de su toxicidad por las elevadas dosis de radiación UV en zonas elevadas. La acidificación de lagunas o charcas también puede provocar diversos efectos negativos sobre anfibios, tanto directos como indirectos al sensibilizar la epidermis de estos vertebrados a infecciones, o favorecer la disolución y biodisponibilidad de metales pesados de origen mineral. También se ha detectado una potenciación de los efectos negativos de pH ácido, radiación UV y nitratos sobre anfibios cuando actúan conjuntamente.

INTRODUCCIÓN

Con la revolución industrial y la mecanización de la agricultura se inició una crisis de biodiversidad que continúa agravándose en la actualidad. Según diversos informes recientes la mayor pérdida de biodiversidad en las últimas tres décadas la han sufrido ecosistemas de agua dulce en los que se ha detectado un descenso del 50% en la riqueza y abundancia de especies. Los descensos más serios han acontecido en zonas templadas y tropicales del Sur. Sólo en Europa, especies animales de agua dulce han sufrido una pérdida de diversidad del 40%. En este contexto, los anfibios y los peces de agua dulce son vertebrados especialmente sensibles a las alteraciones ambientales graves.

Las perturbaciones sobre medios acuáticos son múltiples y, en muchos casos, globalizadas. Las lagunas de montaña, incluso en espacios protegidos, no son una excepción a este fenómeno. El declive de peces y anfibios en estas zonas se atribuye fundamentalmente a la destrucción o modificación drástica de hábitats acuáticos, a la introducción de especies invasoras y, por supuesto, a la alteración de la calidad del agua. Específicamente, la contaminación del agua en ríos, lagos, charcas o cualquier otro tipo de zona húmeda suele tener efectos tóxicos irreversibles sobre la fauna.

Los anfibios son especialmente sensibles a la presencia de sustancias tóxicas en el agua. Todos los anfibios dependen en mayor o menor grado de la respira-



ción cutánea y de la absorción de agua por la piel. Su piel desnuda es muy permeable a líquidos y gases, incluyendo cualquier contaminante presente en su medio. También pueden ingerir contaminantes con la dieta. En la mayoría de las especies de anfibios cada individuo vive tanto en agua como en tierra. Este ciclo vital complejo requiere condiciones favorables en ambos hábitats, como en la transición del agua a la tierra. En muchos casos, en la superficie del agua, barrera que los anfibios transpasan con mucha frecuencia, se acumulan concentraciones significativas de contaminantes hidrófobos, generalmente muy tóxicos. Adicionalmente, la metamorfosis de los anfibios, es un período de una drástica reorganización morfológica, donde las larvas experimentan una pérdida de la actividad locomotora y son más vulnerables a la depredación, infección o parasitación.

A continuación, se hace una valoración de la sensibilidad de los anfibios a la contaminación del agua y se hace referencia más concreta al impacto de tres tipos de contaminación que pueden tener una especial incidencia en ecosistemas acuáticos en zonas de montaña.

EFFECTO DE LA CONTAMINACIÓN SOBRE ANFIBIOS

En el campo se liberan muchas sustancias químicas relacionadas con actividades agrícolas, industriales o urbanas, que acaban incorporándose a los ciclos biológicos. Algunas de estas sustancias pueden ser liberadas en concentraciones suficientemente altas como para provocar daños para la fauna (O.E.C.D., 1986; U.S.E.P.A., 1986). Muchos de los hábitats acuáticos, cruciales para la reproducción y la supervivencia de los anfibios, son receptores de diversos tipos de contaminación. Como consecuencia de la alteración de la calidad ambiental de estos ecosistemas, se ha encontrado en algunas zonas una relación negativa entre la actividad humana y la diversidad y salud de los anfibios (Bishop *et al.*, 1999).

El uso de insecticidas, fungicidas, herbicidas y fertilizantes tanto en cultivos herbáceos como leñosos, así como la acidificación o salinización del suelo, suponen un riesgo importante para la supervivencia de los anfibios (Berrill *et al.*, 1994; Frisbie & Wyman, 1991; Devillers & Exbrayat, 1992). El impacto puede ser directo sobre individuos adultos en vida terrestre, tras la aplicación de las sustancias químicas en el campo, en forma sólida, líquida o gaseosa. Alteraciones como la lluvia ácida o la contaminación atmosférica provocada por actividades industriales y urbanas o la combustión de derivados del petróleo también pueden tener un impacto sobre anfibios en fase terrestre (Bradford *et al.*, 1992; Corn & Vetucci, 1992).

Se ha comprobado la sensibilidad de anfibios a diferentes tipos de sustancias químicas, como pesticidas (Hall & Henry, 1992; Berrill *et al.*, 1994), herbicidas (Anderson & Prahlad, 1976; Cooke, 1977; Mann & Bidwell, 1999), fertilizantes químicos (Oldham *et al.*, 1997; Marco *et al.*, 1999), amoníaco (Hecnar, 1995; Jofre & Karsov, 1999), metales pesados (Freda, 1991; Lefcort *et al.*, 1998; Horne & Dunson, 1995), disruptores hormonales (Pickford & Morris, 1999) o derivados del petróleo (Lefcort *et al.*, 1997; De Zwart & Slooff, 1987).

Existen numerosos estudios que analizan los efectos y la relación dosis-efecto de diversas sustancias químicas en diferentes especies de anfibios (rev: Devillers & Exbrayat, 1992; Environment Canada, 2000). Cuando los anfibios son expuestos a contaminantes pueden morir o sufrir diferentes efectos subletales como alteraciones conductuales o de desarrollo, alteraciones de la pigmentación e incluso deformidades (Bantle *et al.*, 1991; Devillers & Exbrayat, 1992). En muchos casos, se produce la acumulación de sustancias químicas en diversos órganos o tejidos y se producen alteraciones funcionales o fisiológicas que pueden provocar daños en los individuos (Canton & Slooff, 1982; Hall, 1990; Hall & Kolbe, 1980; Nebeker *et al.*, 1995). Muchos anfibios son componentes cuantitativamente importantes en ecosistemas de agua dulce y, por tanto, la presencia de sustancias tóxicas en anfibios puede provocar a medio plazo la acumulación y bioconcentración de los contaminantes en sus depredadores (Fleming *et al.*, 1982).

La sensibilidad a contaminantes suele variar entre especies. Hay que tener prudencia a la hora de extrapolar resultados de sensibilidad de una especie concreta al género o grupo filogenético al que pertenece, pues el comportamiento de especies similares de anfibios u otros grupos animales ante determinados contaminantes puede ser muy diferente (Marco *et al.*, 1999). En muchos casos, se seleccionan como especies diana para ensayos toxicológicos, animales muy abundantes o con distribuciones muy amplias. No hay que olvidar que una de las posibles razones de su éxito podría ser una elevada tolerancia a la contaminación. La realización de estudios ecotoxicológicos con especies amenazadas debe controlarse y reducirse al máximo, pero en muchos casos, puede ser la única vía para evaluar y corregir las posibles causas del declive de esa especie. Hay que asumir la gran variabilidad que hay entre especies y, por lo tanto, la dificultad de establecer umbrales críticos generales de tolerancia para determinadas sustancias.

En algunos estudios se observan diferencias substanciales durante la ontogenia de los anfibios en la sensibilidad a contaminantes. Las etapas embrionaria y larvaria de la mayoría de los anfibios viven exclusiva-



mente en el medio acuático, por lo que no pueden eludir el contacto directo con los contaminantes presentes en el agua, y son susceptibles de ingerir o absorber por la piel muchos productos tóxicos. Además, la etapa larvaria suele ser mucho más sensible que los embriones a la contaminación del agua (Berrill *et al.*, 1994; Marco, observaciones personales). La matriz gelatinosa que envuelve los huevos de la mayoría de los anfibios, además de proteger a los embriones frente a diferentes riesgos naturales (Waldman & Ryan, 1983; Ward & Sexton, 1981; Marco & Blaustein, 1998), podría estar evitando la entrada de contaminantes dentro de la membrana perivitelina. Hay evidencias de la alta sensibilidad de larvas de anfibios a multitud de sustancias químicas que contaminan hábitats acuáticos, así como a alteraciones de la calidad del agua como la acidificación o eutrofización (Freda, 1986; Pierce, 1985).

CONTAMINACIÓN POR NITRÓGENO Y ANFIBIOS

La contaminación por sustancias nitrogenadas es un fenómeno grave y de carácter global. Sin embargo, el conocimiento del impacto de la alteración del ciclo del nitrógeno en anfibios es muy limitado. Escasos y recientes estudios muestran que el incremento en la concentración de fertilizantes químicos, residuos ganaderos y otras fuentes de contaminantes derivados del nitrógeno, tanto en medios terrestres como en el agua, puede causar daños en vertebrados acuáticos (Russo & Thurston, 1977; Bogardi *et al.*, 1991; Lewis & Morris, 1986; O.E.C.D., 1986; Oldham & Hilton-Brown, 1992; Williams & Eddy, 1989; Watt & Oldham, 1995).

Muchos anfibios se reproducen en zonas susceptibles de ser fertilizadas o recibir fertilizantes por escorrentía superficial desde parcelas agrícolas (Halliday, 2000). La asociación entre contaminación por fertilizantes químicos y el declive de anfibios fue apuntado inicialmente por Berger (1989). Desde entonces varios estudios han confirmado en Europa y Norteamérica que un exceso de fertilizantes químicos en el agua puede estar contribuyendo decisivamente en el declive de varias especies de anfibios (Baker & Waights, 1993, 1994; Hecnar, 1995; Oldham *et al.*, 1997; Marco *et al.*, 1999). Las sustancias nitrogenadas más comunes en fertilizantes químicos son nitratos, nitritos, amoníaco y urea. El exceso de amoníaco y nitrito procedente de residuos ganaderos o aguas fecales también es un problema ambiental serio que ha sido relacionado con el declive de anfibios (Wright & Wright, 1996; Dejours *et al.*, 1989a, 1989b; Jofre & Karsov, 1999). La contaminación por sustancias nitrogenadas puede estar contribuyendo al declive de especies en zonas con un alto grado de humanización o industrialización, o con actividades agrícolas, ganaderas o forestales intensivas. En áreas de montaña, las fuentes principales de nitrógeno

suelen ser la precipitación o deposición ácida, aguas residuales de ganado o visitantes y lixiviados de nutrientes nitrogenados procedentes de laderas erosionadas, deforestadas o quemadas. El incremento de actividades turísticas y ganaderas en la proximidad de lagunas de montaña, charcas o praderas inundadas puede suponer en determinadas circunstancias, un aporte importante de nitrato, nitrito y amoníaco al agua. Concentraciones pico de estos iones pueden provocar procesos graves de eutrofización o intoxicación en la fauna acuática. Aunque no es una práctica muy extendida, la fertilización química de bosques de coníferas o de praderas o pastizales en zonas elevadas, para la mejora de la productividad de herbáceas y su consumo por ganado o especies cinegéticas puede provocar también la contaminación por sustancias nitrogenadas de zonas húmedas en la montaña.

a) Efectos en embriones:

Los embriones de algunas especies de rana son muy sensibles al amoníaco tanto cuando actúa de forma aislada (Jofre & Karsov, 1999) como cuando se encuentra formando parte de fertilizantes químicos (Boyer & Grue, 1995; Schuytema & Nebeker, 1999). Estos estudios indican que el amoníaco podría ser más tóxico que el nitrato para los embriones. La gelatina o las membranas del huevo podrían ser más permeables al amoníaco. Sin embargo, los embriones cuando están protegidos por sus membranas y matrices gelatinosas suelen ser más resistentes al amoníaco que las larvas tras la emergencia de la puesta (Schuytema & Nebeker, 1999). La gelatina de las puestas de muchas especies de anfibios, además de aportar diferentes tipos de beneficios para los embriones (Marco & Blaustein, 1998), podrían estar protegiéndolos parcialmente del efecto nocivo de contaminantes.

b) Efectos en larvas:

La presencia de nitrito y nitrato en el agua, produce en larvas de anfibios un descenso e inhibición en el consumo de alimento (Watt & Oldham, 1995). Además las larvas nadan con dificultades, muestran falta de equilibrio y parálisis, sufren anomalías y edemas y eventualmente mueren (Baker & Waights, 1993, 1994; Marco *et al.*, 1999). Estos efectos se incrementan con la concentración de la sustancia contaminante y con el tiempo.

Se han detectado además, diferencias significativas en sensibilidad entre especies y entre individuos. Hay especies en las que todos los individuos muestran una tolerancia similar al nitrato y por tanto cuando se supera un determinado umbral de concentración, todos los individuos sufren el efecto o mueren. Estas especies podrían desaparecer si la zona en la que habitan registra con frecuencia niveles de concentración próximos o



por encima del umbral de tolerancia. Sin embargo, hay especies que muestran variabilidad entre individuos, de forma que algunos individuos son sensibles a concentraciones bajas del contaminante o a exposiciones agudas, mientras que otros ejemplares son muy resistentes, bien a concentraciones más altas o a exposiciones más prolongadas. Como un ejemplo de este modelo, se puede indicar la sensibilidad a nitrito de dos especies de anfibios de Norteamérica (Marco *et al.*, 1999). En el primer supuesto, de elevada sensibilidad pero escasa variabilidad en la sensibilidad entre individuos se encontraría la rana moteada de Oregon (*Rana pretiosa*), mientras que la salamandra noroccidental (*Ambystoma gracile*) mostraría una alta variabilidad entre individuos en la sensibilidad a nitritos. La primera especie ha desaparecido de amplias zonas agrícolas (el 90 % de su rango de distribución hace 40 años), mientras que la segunda especie sobrevive en zonas con una actividad agrícola intensiva (Nussbaum *et al.*, 1983; Leonard *et al.*, 1993).

c) Efectos en la metamorfosis:

La sensibilidad a contaminantes nitrogenados suele decrecer con la edad de las larvas de anfibios, al igual que ocurre en humanos u otros grupos animales (Marco, in prep.). Sin embargo, niveles subletales de contaminantes nitrogenados pueden también afectar negativamente la metamorfosis de los anfibios. La metamorfosis es un período de una drástica y extensiva reorganización morfológica (Werner, 1986; Duellman & Trueb, 1994). Durante este proceso, las larvas experimentan una reducción de sus habilidades locomotoras y son más vulnerables a la depredación (Wassersug & Sperry, 1977; Brodie & Formanowicz, 1983; Devito *et al.*, 1998).

La exposición a concentraciones bajas de fertilizantes durante la metamorfosis provoca alteraciones conductuales y morfológicas, modifica el uso del hábitat en las larvas y, además, las larvas emergen a la vida terrestre en etapas poco avanzadas de metamorfosis (Marco & Blaustein, 1999). Al no estar totalmente adaptados a la vida terrestre, estos individuos podrían ser mucho más sensibles a la depredación o el ataque de parásitos o patógenos.

d) Efectos en adultos:

La adición de fertilizantes químicos o la acumulación de residuos ganaderos en el terreno también pueden afectar a anfibios adultos en fase terrestre. Se ha comprobado que inmediatamente tras la fertilización de campos agrícolas con nitrato amónico, la rana común (*Rana temporaria*) que atraviesa esos campos puede sufrir intoxicación (Oldham *et al.*, 1997). Al tratarse de un fertilizante muy soluble, el riesgo para individuos adultos en fase terrestre duraría pocas horas tras

la fertilización, dependiendo de la humedad y la precipitación. El empleo de urea como fertilizante en bosques también puede tener un impacto serio en anfibios que habitan ecosistemas forestales. La urea es un fertilizante de liberación más lenta y, por tanto, puede permanecer más tiempo sobre el sustrato. Este fertilizante tiene un efecto tóxico muy agudo para salamandras terrestres (Marco *et al.*, 2001). La sensibilidad fue mayor cuanto menor fue el grado de desarrollo pulmonar y mayor la importancia de la respiración cutánea. Los fertilizantes químicos en anfibios terrestres podrían provocar un estrés osmótico o bien tener un efecto tóxico a través del amoníaco. El uso indiscriminado de fertilizantes químicos en bosques o praderas en zonas húmedas o de montaña podría causar la mortalidad masiva de salamandras terrestres y otros anfibios.

TOXICIDAD DE XENOBIÓTICOS SOBRE ANFIBIOS

La detección de xenobióticos en zonas húmedas de montaña es cada vez más frecuente. Una fuente directa de este tipo de contaminación es la aplicación de pesticidas en zonas forestales de coníferas o el control de diversos tipos de insectos en la proximidad de áreas turísticas de montaña. La combustión de derivados del petróleo en vehículos o otro tipo de máquinas, o los vertidos de aceites industriales también pueden contaminar el agua con hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs). También se han detectado concentraciones significativas de determinados organoclorados en zonas muy distantes del lugar de aplicación o vertido. La explicación a este fenómeno es la alta volatilidad de algunas sustancias, su transporte en corrientes atmosféricas a largas distancias y su deposición en cuerpos de agua de montaña. El origen de este tipo de sustancias puede ser tanto agrícola como industrial.

Se ha comprobado la sensibilidad de anfibios a concentraciones relativamente bajas de diferentes tipos de xenobióticos (Hall & Henry, 1992; Berrill *et al.*, 1994; Anderson & Prahlad, 1976; Cooke, 1977; Mann & Bidwell, 1999). En muchos casos, la sensibilidad de los anfibios es similar a la detectada en salmónidos y en algunos casos incluso mayor.

Un fenómeno muy significativo, y especialmente importante en zonas de montaña por la elevada insolación y la gran transparencia del agua es la toxicidad fotoinducida de xenobióticos. Este fenómeno se ha comprobado en larvas de anfibios contaminadas por PAHs como antraceno, fluoranteno, pireno o benzopireno (Kagan *et al.*, 1984; Fernández & L'Haridon, 1994; Hatch & Burton, 1998). Cuando las larvas contaminadas eran expuestas a la radiación solar, se incrementaba sensiblemente la aparición de alteraciones citotóxicas, genotóxicas o incluso la muerte de los



individuos. Las concentraciones efectivas o letales medias para esas sustancias se reducían sensiblemente en presencia de la radiación ultravioleta. En algunos casos como en *Ambystoma maculatum*, la exposición a concentraciones relativamente altas de algunos PAHs no tiene ningún efecto tóxico y, sin embargo, la incidencia de radiación UV sobre las salamandras durante períodos cortos de tiempo, provoca la toxicidad de esos mismos PAHs a concentraciones mucho menores (Hatch & Burton, 1998).

INFLUENCIA DE pH ÁCIDO EN ANFIBIOS

El pH del agua puede influir directamente en la supervivencia de especies de anfibios. Valores de pH de hasta 4 se han medido en lagunas o charcas en zonas elevadas aparentemente inalteradas en diferentes áreas montañosas del mundo. Algunas especies son sensibles y sufren daños por una exposición a agua con pH 4 (Freda, 1986; Marco, datos propios). Valores de pH menos ácidos, mucho más frecuentes (4-5), parecen no tener una incidencia directa sobre la mortalidad de muchas especies de anfibios, pero si pueden provocar efectos subletales como sensibilización cutánea, malformaciones o alteraciones del desarrollo. Además, la acidez del agua puede potenciar o activar la toxicidad o agresividad de otros agentes ambientales potencialmente peligrosos. Por ejemplo, pHs levemente ácidos aumentan la solubilidad y biodisponibilidad de metales pesados o xenobióticos tóxicos para anfibios. La acidificación de lagunas o charcas, al sensibilizar la epidermis de los anfibios puede hacerlos mucho más sensibles a infecciones. También se ha detectado un sinergismo entre pHs ácidos y radiación UV. Niveles de RUV no letales en combinación con niveles de pH subletales (4.5) fueron altamente tóxicos para *Rana pipiens*, provocando la muerte de la mitad de los individuos expuestos, mientras que la mortalidad en los controles fue casi nula (Long *et al.*, 1995).

Hatch & Blaustein (2000) también encontraron un sinergismo similar entre pH (5) y radiación UV en *Rana cascadae* cuando además el agua tenía niveles moderados de nitratos, contaminante nitrogenado muy habitual. Estos autores encontraron una sensibilidad significativa de las larvas de las ranas a la combinación de un pH levemente ácido (5) y una concentración de nitratos de 20 mg/L. Estos dos estresantes por separado no suponen ningún riesgo evidente para los anfibios, pero su combinación, bastante frecuente en la Naturaleza, sí muestra una toxicidad significativa o reduce los umbrales de toxicidad de esas sustancias.

La mayoría de los ensayos de toxicidad que se realizan para evaluar la toxicidad de productos químicos, utilizan productos aislados, y raramente se prueban combinaciones de sustancias. Por tanto, los criterios de

calidad y las regulaciones ambientales que se establecen en función de los ensayos de toxicidad pueden estar infravalorando la toxicidad de sustancias que con frecuencia se encuentran en combinación con otros productos o agentes que pueden potenciar sus efectos tóxicos. En realidad, en la Naturaleza, los animales acuáticos están con mucha frecuencia expuestos a cócteles complejos de sustancias, que en determinados casos pueden potenciar significativamente sus efectos.

LOS ANFIBIOS COMO INDICADORES DE CONTAMINACIÓN

Los anfibios son excelentes bioindicadores de la salud de nuestro planeta, debido a su extraordinaria permeabilidad cutánea y a su estrecha relación con hábitats de agua dulce. El seguimiento de poblaciones de anfibios (tanto larvas como adultos) en ecosistemas acuáticos puede ser muy útil para vigilar la presencia de sustancias contaminantes en el agua. En concreto, existe una relación entre la contaminación de charcas y humedales por compuestos nitrogenados y sus efectos sobre las larvas de los anfibios. Adicionalmente y como ya se ha mencionado anteriormente, los anfibios suelen ser sensibles a concentraciones relativamente bajas de contaminantes.

Por otra parte, los anfibios y especialmente las larvas, presentan muchas ventajas para su uso como bioindicadores (Cooke, 1981). Suelen ser muy abundantes y son muy representativos de la vida dulceacuática, apareciendo en casi todos los ambientes acuáticos. Además, durante su vida, sufren drásticos cambios fisiológicos y morfológicos que ofrecen muy buenas oportunidades para estudiar la interferencia de contaminantes en tales procesos. Además, los anfibios son muy susceptibles de sufrir malformaciones debido a la contaminación del agua tanto durante su desarrollo embrionario (A.S.T.M., 1991; Bantle *et al.*, 1991) como en sus etapas larvaria y adulta (Devillers & Exbrayat, 1992).

AGRADECIMIENTOS

Mi agradecimiento a Chelo Quilchano, Mario García París, Andrew Blaustein, Joe Kiesecker, Audrey Hatch, Lisa Belden, Dave Cash, Carmen Diaz Paniagua, Miguel Lizana y Valentín Pérez Mellado.



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, R.J. & PRAHLAD, K.V. 1976. The deleterious effects of fungicides and herbicides on *Xenopus laevis* embryos. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 4: 312-323.
- BAKER, J. & WAIGHTS, V. 1993. The effect of sodium nitrate on the growth and survival of toad tadpoles (*Bufo bufo*) in the laboratory. *Herpetol. J.*, 3: 147-148.
- BAKER, J. & WAIGHTS, V. 1994. The effects of nitrate on tadpoles of the tree frog (*Litoria caerulea*). *Herpetol. J.*, 4: 106-108.
- BANTLE, J.A., DUMONT, J.N., FINCH, R.A. & LINDER, G. 1991. *Atlas of abnormalities. A guide for the performance of FETAX (Frog Embryo Teratogenesis Assay - Xenopus)*. U.S. Army Medical Research and Development Command, Washington, D.C. 68 pp.
- BERGER L. 1989. Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. *Ecol Intl Bull*, 17: 65-73.
- BERRILL, M., BERTRAM, S., MCGILLIVRAY, L., KOLOHON, M. & PAULI, B. 1994. Effects of low concentrations of forest-use pesticides on frog embryos and tadpoles. *Environ. Toxicol. Chem.*, 13: 657-664.
- BISHOP, C.A., MAHONY, N.A., STRUGER, J., NG, P. & PETTIT, K.E. 1999. Anuran development, density and diversity in relation to agricultural activity in the Holland River Watershed, Ontario, Canada 1990-1992). *Environ. Monitor. Assesm.* 57: 21-43.
- BOGARDI I, KUZELKA RD, ENNENGA WG. 1991. Nitrate contamination: exposure, consequence and control. *NATO ASI series G / Ecological Sciences*, Vol. 30. Springer-Verlag. Nueva York.
- BOYER, R. & GRUE, C.E. 1995. The need for water quality criteria for frogs. *Environ. Health Perspect.*, 103: 352-357.
- BRADFORD DF, SWANSON C, GORDON MS. 1992. Effects of low pH and aluminium on two declining species of amphibians in the Sierra Nevada, California. *J. Herpetol*, 26: 369-377.
- BRODIE, E.D. & FORMANOWICZ, D.R. J.r. 1983. Prey size preference of predators: differential vulnerability of larval amphibians. *Herpetologica*, 39: 67-75.
- CANTON, J.H. & SLOOFF, W. 1982. Toxicity and accumulation studies of cadmium (Cd) with freshwater organisms of different trophic levels. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 6: 113-128.
- COOKE, A. S. 1977. Effects of field applications of the herbicides diquat and dichlobenil on amphibians. *Environ. Pollut.*, 12: 43-50.
- COOKE, A. S. 1981. Tadpoles as indicators of harmful levels of pollution in the field. *Environ. Pollut. Ser. A. Ecol. Biol.*, 25: 123-133.
- CORN PS, VERTUCCI FA. 1992. Descriptive risk assessment of the effects of acidic deposition on Rocky mountain amphibians. *J Herpetol*, 26: 361-369.
- DE ZWART, D. & SLOOFF, W. 1987. Toxicity of mixtures of heavy metals and petrochemicals to *Xenopus laevis*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 38: 345-351.
- DEJOURS, P, ARMAND, J. & BEEKENKAMP, H. 1989a. Action de la température et de la taille sur la toxicité de l'ammoniac chez l'amphibien anoure *Xenopus laevis*. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 309: 363-368.
- DEJOURS, P, ARMAND, J. & BEEKENKAMP, H. 1989b. La toxicité de l'ammoniac est fonction du pH de l'eau. Etude chez la salamandre *Pleurodeles waltl*. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 308: 55-60.
- DEVILLERS, J. & EXBRAYAT, J.M. 1992. *Ecotoxicity of chemicals to amphibians*. Gordon and Breach Science Publishers, Lyon, France. 337 pp.
- DEVITO, J., CHIVERS, D.P., KIESECKER, J.M., MARCO, A., WILDY, E.L. & BLAUSTEIN, A.R. 1998. The effects of snake predation on metamorphosis of Western toads, *Bufo boreas* (Amphibia, Bufonidae). *Ethology* 104: 185-193.
- DUELLMAN, W.E. & TRUEB, L. 1994. *Biology of amphibians*. Baltimore: The John Hopkins University Press.



-
- ENVIRONMENT CANADA. 2000. *The Herptox Page. The effects of environmental contaminants on reptiles and amphibians.*
Web page: <http://www.on.ec.gc.ca/herptox/intro.html>.
Environment Canada.
 - FERNÁNDEZ, M. & L'HARIDON, J. 1994. Effects of light on the cytotoxicity and genotoxicity of benzo[a]pyrene and oil refinery effluent in the newt. *Environ. Mutagen.*, 24: 124-136.
 - FLEMING, W.J., DE CHACIN, H., PATTEE, O.H. & LAMONT, T.G. 1982. Parathion accumulation in cricket frogs and its effect on American kestrels. *J. Toxicol. Environ. Health*, 10: 921-927.
 - FREDA, J. 1986. The influence of acidic pond water on amphibians: a review. *Water Air Soil Pollut.*, 30: 439-450.
 - FREDA, J. 1991. The effects of aluminum and other metals on amphibians. *Environ. Pollut.*, 71: 305-328.
 - FRISBIE, M.P. & WYMAN, R.L. 1991. The effects of soil pH on Sodium Balance in the Red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders. *Physiol. Zool.*, 64: 1050-1068.
 - HALL, R.J. 1990. Accumulation, metabolism and toxicity of parathion in tadpoles. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 44: 629-635.
 - HALL, R.J. & KOLBE, E. 1980. Bioconcentration of organophosphorus pesticides to hazardous levels by amphibians. *J. Toxicol. Environ. Health*, 6: 853-860.
 - HALL, R.J. & HENRY, P.F.P. 1992. Assessing the effects of pesticides on amphibians and reptiles: status and needs. *Herpetol. J.*, 2: 65-71.
 - HALLIDAY, T. 2000. Nitrates and amphibians. *Froglog*, 38: 3.
 - HATCH, A.C. & BLAUSTEIN, A.R. 2000. Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 494-499.
 - HATCH, A.C. & BURTON, G.A.Jr. 1998. Effects of photoinduced toxicity of fluoranthene on amphibian embryos and larvae. *Environ. Toxicol. & Chem.*, 17: 1777-1785.
 - HECNAR, S.J. 1995. Acute and chronic toxicity of ammonium nitrate fertilizer to amphibians from southern Ontario. *Environ. Toxicol. Chem.*, 14: 2131-2137.
 - HORNE, M.T. & DUNSON, W.A. 1995. Effects of low pH, metals, and water hardness on larval amphibians. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29: 500-505.
 - JOFRE MB, KARSOV WH .1999. Direct effect of ammonia on three species of North American anuran amphibians. *Environ Toxicol Chem*, 18: 1806-1812.
 - KAGAN, J., KAGAN, J.A. & BUHSE, H.E.Jr. 1984. Light dependent toxicity of alpha-terthienyl and anthracene toward late embryonic stages of *Rana pipiens*. *J. Chem. Ecol.*, 10: 1115-1122.
 - LEFCORT, H., HANCOCK, K.A., MAUR, K.M. & ROSTAL, D.C. 1997. The effects of used motor oil, silt, and the water mold *Saprolegnia parasitica* on the growth and survival of mole salamanders (genus *Ambystoma*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 32: 383-388.
 - LEFCORT, H., MEGUIRE, R.A., WILSON, L.H. & ETTINGER, W.F. 1998. Heavy metals alter the survival, growth, metamorphosis, and antipredatory behavior of columbia spotted frog (*Rana luteiventris*) tadpoles. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 35: 447-456.
 - LEONARD, W.P., BROWN, H.A., JONES, L.L.C., MCALLISTER, K.R. & STORM, R.M. 1993. *Amphibians of Washington and Oregon*. Seattle Audubon Society, Seattle, Washington. 168 pp.
 - LEWIS, W.M. & MORRIS, D.P. 1986. Toxicity of nitrite to fish: a review. *Trans. Am. Fisher Soc.*, 115: 183-194.
 - LONG, L.E., SAYLOR, L.S. & SOULÉ, M.E. 1995. A pH/UV-B synergism in amphibians. *Conserv. Biol.*, 9: 1301-1303.
 - MANN, R.M. & BIDWELL, J.R. 1999. The Toxicity of Glyphosate and Several Glyphosate Formulations to Four Species of Southwestern Australian Frogs. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 193-199.
 - MARCO, A. & BLAUSTEIN, A.R. 1998. Egg gelatinous matrix protects *Ambystoma gracile* embryos from prolonged exposure to air. *Herpetol. J.*, 8: 207-211.



- MARCO, A. & BLAUSTEIN, A.R. 1999. The effects of nitrite on behavior and metamorphosis in Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 946-949.
- MARCO, A. & BLAUSTEIN, A. R. 2000. Symbiosis with green algae affects survival and growth of *Ambystoma gracile* embryos. *J. Herpetol.* 34: 617-621.
- MARCO, A., CASH, D., BELDEN, L. & BLAUSTEIN, A.R. 2001. Sensitivity to urea fertilization in three amphibian species. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 40: 406-409.
- MARCO, A., QUILCHANO, C. & BLAUSTEIN, A.R. 1999. Sensitivity to nitrate and nitrite in some pond-breeding amphibians from the Pacific Northwest. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18 (12): 2836-2839.
- NEBEKER, A.V., SCHUYTEMA, G.S. & OTT, S.L. 1995. Effects of cadmium on growth and bioaccumulation in the northwestern salamander *Ambystoma gracile*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 29: 492-499.
- NUSSBAUM R.A., BRODIE, E.D.JR. & STORM, R.M. 1983. *Amphibian and Reptiles of the Pacific Northwest*. University of Idaho Press, Moscow, ID, USA.
- OLDHAM, R.S. & HILTON-BROWN, D. 1992. *Effect of agricultural fertilizers on amphibians (C. NPK granules tested separately)*. Contract Report F72-15-05. Nature Conservancy Council, London, UK.
- OLDHAM, R.S., LATHAN, D.M., HILTON-BROWN, D., TOWNS, M., COOKE, A.S. & BURN, A. 1997. The effect of ammonium nitrate fertilizer on frog (*Rana temporaria*) survival. *Agric. Ecosyst. Env.*, 61: 69-74.
- O.E.C.D. 1986. *Water pollution by fertilizers and pesticides*. Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). Paris.
- PICKFORD, D.B. & MORRIS, I.D. 1999. Effects of Endocrine-disrupting Contaminants on Amphibian Oogenesis: Methoxychlor Inhibits Progesterone-induced Maturation of *Xenopus laevis* Oocytes in Vitro. *Environ. Health Persp.*, 107: 285-292.
- PIERCE, B.A. 1985. Acid tolerance in amphibians. *BioScience*, 35: 239-243.
- POUNDS, J.A. & CRUMP, M.L. 1994. Amphibian declines and climate disturbances: the case of the golden toad and the Harlequin frog. *Conserv. Biol.*, 8: 75-82.
- RUSSO, R.C. & THURSTON, R.V. 1977. The acute toxicity of nitrite to fishes, in: *Recent advances in fish toxicology*, TUBB, R.A. (ed.). United States Environmental Protection Agency (US EPA). Ecological Research Series, EPA-600/3-77-085. Corvallis, Oregon.
- SCHUYTEMA, G.S. & NEBEKER, A.V. 1999. Comparative toxicity of ammonium and nitrate compounds to Pacific treefrog and African clawed frog tadpoles. *Envtl. Toxicol. Chem.*, 18: 2251-2257.
- U.S. E.P.A. 1986. *Quality criteria for water*. EPA 440/5-86-001. United States Environmental Protection Agency (US EPA). Washington.
- WALDMAN, B. & RYAN, M.J. 1983. Thermal advantages of communal egg mass deposition in wood frogs (*Rana sylvatica*). *J. Herpetol.*, 17: 70-72.
- WARD, D. & SEXTON, O.J. 1981. Anti-predator role of salamander egg membranes. *Copeia*, 1981: 724-726.
- WASSERSUG, R.J. & SPERRY, D.G. 1977. The relationship of locomotion to differential predation on *Pseudacris triseriata* (Anura: Hylidae). *Ecology*, 58: 830-839.
- WATT, P.J. & OLDHAM, R.S. 1995. The effect of ammonium nitrate on the feeding and development of larvae of the smooth newt, *Triturus vulgaris* (L.), and on the behaviour of its food source, *Daphnia*. *Freshwater Biol.*, 33: 319-324.
- WERNER, E.E. 1986. Amphibian metamorphosis: growth rate, predation rate and optimal size at metamorphosis. *Am. Nat.*, 128: 319-341.
- WILLIAMS, E.M., & EDDY, F.B. 1989. Effect of nitrite on the embryonic development of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 46:1726-1729.
- WILSON, E.O. 1992. *The diversity of life*. Belknap, Cambridge, MA, USA.
- WRIGHT, P.M. & WRIGHT, P.A. 1996. Nitrogen metabolism and excretion in bullfrog (*Rana catesbeiana*) tadpoles and adults exposed to elevated environmental ammonia levels. *Physiol. Zool.*, 69: 1057-1078.



EFFECTOS DE LA RADIACIÓN ULTRAVIOLETA SOBRE LOS ANFIBIOS EN ÁREAS DE MONTAÑA

ADOLFO MARCO (1) Y MIGUEL LIZANA (2)

(1) Estación Biológica de Doñana, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, Apartado 1056, E-41080 Sevilla, España. amarco@cica.es

(2) Área de Biología Animal, Universidad de Salamanca, Campus Miguel de Unamuno, Salamanca 37071, España. lizana@gugu.usal.es

RESUMEN

Algunas especies de anfibios que habitan zonas de montaña son sensibles a niveles ambientales de radiación ultravioleta (RUV) en la etapa embrionaria. Esta sensibilidad muestra una variabilidad interespecífica significativa. Mientras que especies como el sapo común (*Bufo bufo*) o el sapo de espuelas (*Pelobates cultripes*) son sensibles a la RUV en diferentes localidades, otras especies como la rana verde común (*Rana perezi*) no presentan esta sensibilidad, en ninguna de las localidades estudiadas. La profundidad del agua a la que se realiza la puesta podría ser un factor relacionado con la mortalidad por RUV, ya que el agua puede actuar como filtro de este tipo de radiación, como se ha observado en el caso del sapo corredor (*Bufo calamita*), que en aguas someras es sensible a la RUV mientras que en aguas algo más profundas no lo es. Las condiciones meteorológicas (nubosidad, precipitación, temperatura) pueden influir significativamente en la variación intraespecífica en cuanto al grado de mortalidad por RUV observado en determinadas especies. Determinados comportamientos desarrollados por algunas especies de anfibios, destinados a evitar la depredación de sus puestas, pueden contribuir de forma indirecta a su protección de la RUV, como ocurre en el caso del Tritón jaspeado (*Triturus marmoratus*). Las hembras de esta especie, envuelven sus huevos individualmente en hojas de plantas acuáticas que les protegen con gran efectividad de la RUV. La distribución en altitud de algunas especies de anfibios sensibles a la RUV podría verse limitada tanto por el tipo y calidad del hábitat, factores que condicionan el grado de exposición a la RUV, como por los niveles cada vez más elevados de RUV en zonas de montaña. La RUV podría estar contribuyendo al declive de algunas especies sensibles.

INTRODUCCIÓN

El incremento reciente de la tasa de extinción de vertebrados y especialmente de anfibios, en una escala temporal ecológica, está muy bien documentado (Wilson, 1988; Blaustein y Wake, 1990; Wake, 1991; Reaser, 1996; Ehrlich, 1997). El desconocimiento de las causas que provocan la mortalidad masiva plantea graves problemas a la hora de diseñar estrategias para su conservación, lo que aumenta la gravedad de este problema (Blaustein, 1994; McKoy, 1994; Pechman & Wilbur, 1994; Travis, 1994). Además, los anfibios son especialmente sensibles a extinciones locales por su incapacidad de recolonización debido a restricciones fisiológicas, la relativamente baja movilidad y la filopatría de este grupo (Barinaga, 1990; Blaustein y Olson, 1991; Duellman y Trueb, 1994; Stebbins y Cohen, 1995).

Se han propuesto varias causas de declive, como el cambio climático, la contaminación de medios acuáticos, la alteración o la destrucción de sus hábitats, la lluvia ácida o algunas infecciones (Berger, 1989; Stebbins y Cohen, 1995). Para explicar la desaparición de anfibios en hábitats aparentemente inalterados se ha propuesto el aumento de la RUV que incide sobre la superficie terrestre, relacionada con la destrucción de la capa de ozono estratosférica. Recientes estudios apuntan en esta dirección (Blaustein *et al.*, 1998).

La reducción de la capa de ozono en la estratosfera como consecuencia de la actividad humana no se reduce a la Antártida. En los últimos años se han detectado episodios de disminución de la capa de ozono tanto en el Hemisferio Norte como en el Sur (Seckmeyer & McKenzie, 1992; Orce & Helbling, 1997). Aunque esta disminución es transitoria, los organismos vivos están



sufriendo sobreexposición a la RUV-B (Environmental Health Criteria 160, 1994; Nilsson, 1996). En los últimos años el interés de la comunidad científica en este área de investigación se ha incrementado considerablemente (Biggs y Joyner, 1994; Häder, 1997; Rozema *et al.*, 1997; Webb, 1998).

Entre los efectos negativos de la RUV-B en organismos vivos se encuentran daños generalizados en el ADN. Además, en plantas se ha detectado disminución en la fijación de carbono y destrucción de pigmentos fotosintéticos, mientras que en animales y humanos se han descrito eritemas y cáncer en epidermis, disminución de la respuesta inmune, alteraciones oculares como fotoqueratitis y cataratas, etc. (Environmental Health Criteria 160, 1994; Nilsson, 1996). Un daño muy significativo que provoca la RUV-B al incidir sobre las células es la formación de fotoproductos citogénéticos y mutagénicos, como los CPDs (Cyclobutane Pyrimidine Dimers) que impiden la expresión genética por bloqueo de la transcripción (Environmental Health Criteria 160, 1994).

Los huevos de la mayoría de especies de anfibios presentan envueltas transparentes y al ser depositados libremente en el ambiente están expuestos a la radiación solar del lugar de puesta. Además, algunas especies depositan sus puestas de huevos en zonas superficiales de charcas o lagunas, con mayor temperatura del agua y, por tanto, más rápido desarrollo embrionario. Sin embargo, los embriones están expuestos a una mayor dosis de RUV-B.

Hay claros indicios de la existencia de una diferente capacidad entre huevos de diferentes especies de anfibios para reparar los daños causados en el ADN por los rayos UV y una correlación entre esta capacidad y la mortalidad de embriones causada por la citada radiación en lugares naturales de oviposición (Blaustein *et al.* 1994; Hays *et al.*, 1996). Probablemente, la RUV-B esté, además, comprometiendo los sistemas de defensa de los anfibios haciéndolos más sensibles a otras causas de declive (Blaustein y Wake, 1990).

El objetivo fundamental de la investigación que se expone a continuación ha sido investigar los efectos de niveles naturales de la RUV (280-320 nm) en huevos de diferentes especies de anfibios en su hábitat natural y estudiar diferentes mecanismos de fotoprotección. Hemos comparado la sensibilidad a la RUV con la conducta de puesta de las hembras y las características de los lugares de puesta. Por último, se han estudiado estrategias ecológicas, conductuales y bioquímicas de protección frente a los efectos negativos de la UV-R.

EFFECTO DE RUV NATURAL EN EMBRIONES DE ANFIBIOS

En el campo, expusimos huevos fertilizados de varias especies a tres tratamientos que variaban en la intensidad de RUV-B que recibían los embriones. Un primer tratamiento bloqueaba totalmente el paso de UV-B mediante un filtro Lumar, un segundo tratamiento permitía la incidencia de parte de la RUV-B ambiental mediante un filtro de polietileno o polipropileno y un tercer tratamiento permitía el paso de toda la RUV-B ambiental (sin filtro). Se dispusieron cuatro réplicas por tratamiento en un diseño por bloques al azar. Los huevos eran introducidos en cubetas rectangulares con un fondo de malla que permite la libre circulación del agua pero impide el escape de los huevos y la entrada de depredadores. Los huevos eran sumergidos en sus hábitats naturales a una profundidad de entre 5 y 10 cm. La temperatura del agua dentro de cada cubeta era medida periódicamente. Se estudiaba la tasa de mortalidad y las características morfológicas de los embriones, así como la duración de la embriogénesis. Para más detalles sobre la metodología consultar Blaustein *et al.* (1998).

En Oregon se han estudiado tres poblaciones del complejo *Rana pretiosa-luteiventris*. Los huevos son depositados en agua muy superficial pero los embriones han mostrado un nivel de mortalidad muy bajo y similar en todos los tratamientos, tanto comparando altitudes, como la exposición a la RUV-B (Blaustein *et al.*, 1999). Sin embargo, la especie *Ambystoma macrodactylum* ha mostrado una sensibilidad a la RUV-B elevada, con alta mortalidad (> 80 %), y numerosas anomalías en los embriones expuestos a la RUV-B mientras que los embriones protegidos de la RUV-B han mostrado una tasa de mortalidad muy baja (< 10 %)

En España se ha testado la sensibilidad de embriones de anfibios a niveles naturales de RUV-B, durante varios años y en diferentes localidades de montaña (a 1.900 m de altitud en la Sierra de Gredos, a 1.700 m de altitud en el Parque Natural del Lago de Sanabria y a 900 m de altitud en la Sierra de Francia). Se ha detectado un efecto significativo de la RUV-B en la mortalidad de huevos en *Bufo bufo*, *Pelobates cultripipes* y *Triturus marmoratus*, mientras que *B. calamita*, *Hyla arborea* y *Rana perezi* fueron más resistentes y en algunos casos, se encontraron resultados aparentemente contradictorios.

En determinados casos, los resultados de los experimentos de campo variaron para una misma especie. En algún caso se encontró sensibilidad pero no en otros. Esta aparente contradicción podría estar estrechamente relacionada con la intensidad o la dosis de RUV recibida por los huevos en cada caso. La cantidad de RUV



ambiental que incide sobre la superficie de la Tierra es muy variable en función de factores geográficos como la latitud o la altitud; temporales como la época del año; y climáticos, como el número de horas de sol durante el experimento (nubosidad) o la temperatura del agua (duración de la incubación). Factores bióticos como la presencia y abundancia de patógenos en el agua (quitridios o saprolegnias) también podrían explicar una variabilidad en los efectos negativos detectados en diferentes experimentos al mostrar sinergismo con la RUV.

Considerando también otros estudios realizados con similar metodología en campo, en otros lugares del mundo, se puede concluir que existen bastantes especies sensibles a la RUV-B en la etapa embrionaria y que esta sensibilidad muestra una variabilidad interespecífica (Tabla 1).

En general, se puede concluir que los urodelos presentan huevos muy sensibles a la RUV-B pues todas las especies estudiadas son sensibles (Tabla 1). En experimentos realizados en Europa, se ha comprobado una mortalidad del 100 % en pocos días cuando los embriones de tritones alpino y jaspeado son colocados en aguas poco profundas y transparentes a la RUV-B (Nagl & Hofer, 1997; Marco *et al.*, 2001).

ESTUDIO DE ANORMALIDADES

Blaustein *et al.* (1997) han observado que la RUV-B ambiental produce deformidades en embriones de anfibios. Embriones que no morían tras la exposición

a la RUV, sufrían serias anomalías que podrían provocar la muerte futura o un desarrollo larvario anormal que limitará el éxito futuro de los individuos afectados. En nuestros estudios, se han observado y analizado las características y la frecuencia de aparición de anomalías en embriones de diferentes especies de anfibios ibéricos expuestos a RUV-B tanto en el campo como en el laboratorio. Se ha usado la terminología propuesta por FETAX (Frog Embryo Teratogenesis Assay – *Xenopus*; Bantle *et al.*, 1991). En etapas iniciales del desarrollo embrionario se han observado con frecuencia alteraciones del contorno del huevo, necrosis y escapes de yema. En embriones más desarrollados se han observado arqueamientos del cuerpo y la cola, acortamientos de la cola, necrosis, edemas en diferentes zonas corporales, eritemas generalizados con rotura epidérmica y pérdida de tejidos y fotoqueratitis en los ojos (Marco *et al.*, 2001).

SINERGISMO CON OTROS FACTORES

La desaparición masiva de anfibios podría deberse a la coincidencia de diversas perturbaciones ambientales. Recientemente, se ha detectado sinergismo entre la RUV-B y la **infección** por *Saprolegnia ferax* (Kiesecker & Blaustein, 1995). Este hongo infecta a algunas especies de peces, con especial incidencia en piscifactorías. Además, provoca mortalidad masiva de huevos de diferentes anfibios como *Bufo boreas*, *B. calamita*, *Rana temporaria*, *R. pipiens* y *Ambystoma maculatum*. En nuestros experimentos no se ha comprobado el sinergismo entre RUV-B e infección por *S. ferax*, pero sí se han observado múltiples puestas masi-

Familia	Especies. sensibles a RUV-B natural	Especies no sensibles a RUV-B natural	Referencia
Ranidae	<i>Rana cascadae</i>	<i>Rana aurora</i> <i>Rana pretiosa</i> , <i>Rana luteiventris</i> <i>Rana perezi</i>	Blaustein <i>et al.</i> , 1998 Blaustein <i>et al.</i> , 1999 Lizana y Marco, dat. propios
Bufo	<i>Bufo boreas</i> <i>Bufo bufo</i>	<i>Bufo calamita</i>	Blaustein <i>et al.</i> , 1998 Lizana y Pedraza, 1998
Hylidae - Hylinae	<i>Hyla cadaverina</i>	<i>Hyla regilla</i> <i>Hyla arborea</i>	Anzalone <i>et al.</i> , 1998 Blaustein <i>et al.</i> , 1998 Lizana y Marco, dat. propios
Pelodyadinae	<i>Litoria verreauxii</i>	<i>Litoria dentata</i> , <i>Litoria peronni</i>	Broomhall <i>et al.</i> , 2000 Van de Mortel & Buttemer 1996
Pelobatidae	<i>Pelobates cultripes</i>		Lizana y Marco, dat. propios
Myobatrachidae	<i>Crinia signifera</i>		Broomhall <i>et al.</i> , 2000
Salamandridae	<i>Taricha torosa</i> <i>Triturus alpestris</i> <i>Triturus marmoratus</i>		Anzalone <i>et al.</i> , 1998 Nagl y Hofer, 1997 Marco <i>et al.</i> , 2001
Ambystomatidae	<i>Ambystoma gracile</i> <i>Ambystoma macrodactylum</i>		Blaustein <i>et al.</i> , 1998

Tabla 1. Sensibilidad de huevos de diferentes especies de anfibios a la RUV-B



vamente infectadas por este parásito. La RUV-B debilita determinadas respuestas del sistema inmune (Environmental Health Criteria 160, 1994) y podría estar facilitando la infección de los embriones de anfibios por *S. ferax*, *S. parasitica* u otros microorganismos patógenos. Recientemente se ha detectado una extraordinaria sensibilidad de algunas especies de anfibios a la infección por hongos quitridiales (Bosch *et al.*, 2000; Carey, 2000) hasta el punto de considerarla como un factor significativo que estaría contribuyendo al declive de anfibios. La RUV, especialmente en zonas de montaña, podría estar favoreciendo este tipo de infección

También se ha detectado sinergismo entre la exposición a la RUV-B y un bajo valor del pH del agua donde se encuentran los huevos. Este sinergismo se ha demostrado en *Rana pipiens* (Long *et al.*, 1995). Hatch & Burton (1998) han encontrado sinergismo entre RUV-B y contaminación del agua por fluoranteno (PAH) estudiando huevos y larvas de *Xenopus laevis* y *Ambystoma maculatum*. La RUV-B podría fotoactivar otros contaminantes químicos, haciéndolos más tóxicos para la vida acuática. Hatch & Blaustein (2000) han detectado un sinergismo negativo entre la exposición a fertilizantes químicos, pH ácido y RUV-B.

FOTOREACTIVACIÓN ENZIMÁTICA

Los organismos tienen varios mecanismos bioquímicos para reparar los daños que causa la RUV-B en el ADN. Un mecanismo muy extendido y de gran eficiencia es la fotoreactivación enzimática. La enzima fotoliasa es capaz de romper los CPDs, restituyendo la secuencia original del ADN. Constituye el mecanismo más importante de reparación del ADN dañado por la RUV-B (Blaustein *et al.*, 1998).

En algunas especies de anfibios, Blaustein *et al.* (1998) realizaron un estudio enzimático que estimaba la actividad de la enzima fotoliasa en las diferentes especies. Esta enzima repara daños específicos sobre el

ADN causados por los rayos UV, en huevos de anfibios. Se utilizó la metodología propuesta por Hays *et al.* (1996). Básicamente, se expuso ADN de *Escherichia coli* a dosis conocidas de RUV-C (254 nm, 400 J/m²). Se midió la cantidad de CPDs formados. A continuación, se incubó con luz visible una mezcla del ADN bacteriano irradiado y una cantidad standard de extracto de proteínas de huevos de anfibios de una especie concreta. Por último, se midió la cantidad de CPDs tras un cierto tiempo y se calculó la tasa de eliminación de CPDs por hr y µg.

Se observa que las especies con alta actividad fotoliasa no muestran sensibilidad a la RUV-B natural en nuestros experimentos. Por el contrario, especies con niveles reducidos de actividad de fotoliasas si sufren los efectos negativos de la RUV-B en el campo (Tabla 2).

Especies que toleran la exposición directa a niveles ambientales de RUV-B como *Rana aurora* e *Hyla regilla*, sin embargo son sensibles a niveles ligeramente superiores a los ambientales (Ovaska *et al.*, 1997). Por tanto, algunas especies con mayor capacidad de fotoreactivación y resistentes a niveles ambientales actuales no podrían tolerar un nuevo incremento sensible de la RUV ambiental.

INFLUENCIA DE LA CONDUCTA DE PUESTA EN LA EXPOSICIÓN A RUV-B

Larvas o adultos con vida acuática y sensibles a la RUV-B pueden eludir activamente la RUV-B refugiándose en zonas profundas, vegetación, piedras, troncos, etc. No podrían ocupar hábitats acuáticos someros expuestos al sol que carecen de refugios. Sin embargo, los huevos carecen de movilidad y, por tanto, dependen de sus progenitores para protegerse de la RUV-B. Hay algunos casos donde se da el ovoviviparismo o el cuidado parental de la puesta y los huevos nunca están expuestos a la luz solar (*Salamandra* sp., *Alytes* sp., Plethodontidae, etc.). En otras especies las hembras han desarrollado conductas de oviposición que prote-

Especie	Actividad fotoliasa 10 ¹¹ CPDs*/hr/µg (± SE)	Mortalidad por RUV-B	Estado de conservación
<i>Hyla regilla</i>	7.50 (0.35)	No	Estable
<i>Rana luteiventris</i>	6.84 (0.30)	No	En declive
<i>Rana pretiosa</i>	6.62 (0.01)	No	En declive
<i>Rana aurora</i>	6.09 (0.22)	No	En declive
<i>Rana cascadae</i>	2.40 (0.23)	Si	En declive
<i>Bufo boreas</i>	1.30 (0.08)	Si	En declive
<i>Ambystoma gracile</i>	1.00 (0.10)	Si	Desconocido
<i>Ambystoma macrodactylum</i>	0.80 (0.72)	Si	Desconocido

* Dímeros de ciclobutano pirimidina

Tabla 2. Relación entre el efecto de la RUV-B y la capacidad de fotoreactivación del ADN dañado en huevos de anfibios que depositan las puestas expuestas a la luz solar (Blaustein *et al.*, 1998).



gen sus huevos de la RUV-B. Este es el caso de *Triturus marmoratus*, especie con huevos extraordinariamente sensibles a la RUV-B. Sin embargo, las hembras ponen sus huevos en zonas someras pero envueltos en hojas de plantas acuáticas (*Mentha* sp.). De esta forma, protegen totalmente los embriones del efecto negativo de la RUV-B (Marco & Blaustein, 2000). De forma similar, las hembras de algunos ambistomátidos con frecuencia ponen los huevos en el agua pero sujetos a la parte inferior de piedras o troncos.

Además, el agua y sustancias orgánicas disueltas (DOC) pueden actuar como filtro de la RUV-B (Morris *et al.*, 1995). Por tanto, depositando los huevos a mayor profundidad o en agua turbia, se puede eludir la exposición a la RUV-B. Kiesecker *et al.* (2001) observan la influencia de la profundidad de los huevos en el agua sobre la sensibilidad a la RUV y a infecciones. Estos autores relacionan las sequías o períodos de poca precipitación con el aumento del impacto negativo de la RUV. Experimentos realizados con *B. calamita* muestran un claro efecto de la profundidad en los daños causados por la RUV-B. La mortalidad por RUV-B detectada en huevos depositados a mayor profundidad es menor que la observada en huevos colocados más cerca de la superficie (Lizana y Marco, datos propios). Especies que podrían utilizar esta estrategia son *B. bufo*, *B. boreas* o *Ambystoma gracile*. El descenso del nivel del agua durante el desarrollo embrionario, por evaporación, por drenaje o por extracción para el consumo podrían ser muy perjudiciales para el desarrollo adecuado de los huevos de estas especies.

OTRAS FORMAS NATURALES DE PROTECCIÓN

Un sistema de fotoprotección muy extendido es la síntesis de pigmentos. Por ejemplo, las plantas sintetizan sustancias flavonoides (Häder, 1997) y los huevos de algunas especies se protegen aumentando la pigmentación con melanina. Los huevos de especies de anfibios muy expuestos a la RUV-B suelen presentar coloraciones oscuras (Stebbins & Cohen, 1995).

En *Ambystoma gracile*, salamandra con huevos muy sensibles a la RUV (Blaustein *et al.*, 1998) se ha observado el crecimiento simbiótico de algas verdes (*Chlamydomonas* sp.) en la matriz gelatinosa transparente que envuelve los huevos. El crecimiento de algas es tan intenso que al final del período de desarrollo embrionario de la salamandra, la puesta presenta un color verde intenso generalizado que no permite ver los embriones. Consideramos que esta coloración podría estar protegiendo los sensibles embriones de la RUV-B. Los huevos de *A. gracile* colonizados por algas son capaces de sobrevivir durante períodos prolongados de tiempo incluso al aire, donde la exposición a la RUV es mayor que dentro del agua (Marco & Blaustein, 1998).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANZALONE, C.R., L.B. KATS, & M.S. GORDON. 1998. Effects of solar UV-B radiation on embryonic development in three species of lower altitude and lower elevation amphibians. *Conserv. Biol.* 12: 646-653.
- BANTLE, J.A., J.N. DUMONT, R.A. FINCH & G LINDER. 1991. *Atlas of abnormalities. A guide for the performance of FETAX (Frog Embryo Teratogenesis Assay - Xenopus)*. U.S. Army Medical Research and Development Command, Washington, D.C. 68 pp.
- BARINAGA, M. 1990. Where have all the frogies gone? *Science*, 247: 1033-1034.
- BERGER, L. 1989. Disappearance of amphibian larvae in the agricultural landscape. *Ecol. Internat. Bull.*, 17: 65-73.
- BIGGS, R.H. & M.E.B. JOYNER. 1994. *Stratospheric ozone depletion. UV-B radiation in the biosphere* Springer Verlag
- BLAUSTEIN, A.R. 1994. Chicken little or Nero's fiddle?: A perspective on amphibian populations declines. *Herpetologica*, 50: 85-97.
- BLAUSTEIN, A.R., J.B. HAYS, P.D. HOFFMAN, J.M. KIESECKER, D.P. CHIVERS, B. LEONARD, A. MARCO, D. OLSON, P. REASER & K. MCALLISTER. 1999. DNA repair and resistance to RUV-B in the western Spotted frog complex, *Rana pretiosa* and *R. luteiventris*. *Ecol. Appl.* 9: 1100-1105.
- BLAUSTEIN, A.R., J.M. KIESECKER, D.P. CHIVERS & R.G. ANTHONY. 1997. Ambient UV-B radiation causes deformities in amphibian embryos. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 94: 13735-13737.



- BLAUSTEIN, A., HOFFMAN, P., HOKIT, D., KIESECKER, J., WALLS, S. & J. HAYS. 1994. UV repair and resistance to solar UV-B in amphibian eggs: a link to population declines. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.*, 91: 1791-1795.
- BLAUSTEIN, A.R., J.M. KIESECKER, D.P. CHIVERS, D.G. HOKIT, A. MARCO, L.K. BELDEN, & A. HATCH. 1998. Effects of Ultraviolet radiation on amphibians: field experiments. *Amer. Zool.*, 38: 799-812.
- BLAUSTEIN, A.R. & D.H. OLSON. 1991. Declining amphibians. *Science*, 253:1467.
- BLAUSTEIN, A.R. & D.B. WAKE. 1990. Declining amphibian populations: a global phenomenon?. *Trends in Ecology & Evolution*, 5: 203-204.
- BOSCH, J. MARTÍNEZ-SOLANO, I. & GARCÍA-PARÍS, M. 2000. Evidence of a Chytrid fungus infection involved in the near disappearance of the common midwife toad in protected areas of Central Spain. *Biol. Conserv.* 97: 331-337.
- BROOMHALL S.D., W. OSBORNE & R. CUNNINGHAM. 2000. Comparative effects of ambient ultraviolet-B (UV-B) radiation on two sympatric species of Australian frogs. *Conserv. Biol.* 14: 420-427.
- CAREY, C. 2000. Infectious disease and worldwide declines of amphibian populations, with comments on emerging diseases in coral reef organisms and in humans. *Environ. Health Perspect.*, 108: 1-8.
- DUELLMAN, W.E. & L. TRUEB. 1994. *Biology of Amphibians*. Baltimore and London: The Johns Hopkins University Press.
- EHRLICH, P.R. 1997. *A world of wounds: Ecologists and the human dilemma*. Ecology Institute, Oldendorf, Luhe, Germany.
- ENVIRONMENTAL HEALTH CRITERIA 160. 1994. *Ultraviolet radiation*. World Health Organization, Ginebra. 352 pp.
- HÄDER, D.P. 1997. *The effect of ozone depletion on aquatic ecosystems*. Academic Press, London. 275 pp.
- HATCH, A.C. & BLAUSTEIN, A.R. 2000. Combined effects of UV-B, nitrate, and low pH reduce the survival and activity level of larval Cascades frogs (*Rana cascadae*). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 494-499.
- HATCH, A.C. & BURTON, G.A. Jr. 1998. Effects of photoinduced toxicity of fluoranthene on amphibian embryos and larvae. *Environ. Toxicol. & Chem.*, 17: 1777-1785.
- HAYS, J.B., A.R. BLAUSTEIN, J.M. KIESECKER, P.D. HOFFMAN, I. PANDELOVA, D. COYLE & P.D. RICHARDSON. 1996. Developmental responses of amphibians to solar and artificial UVB sources: a comparative study. *Photochem. Photobiol.*, 64: 449-456.
- KIESECKER, J. M. & A.R. BLAUSTEIN. 1995. Synergism between UV-B radiation and a pathogen magnifies amphibian embryo mortality in nature. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 92, 11049-11052.
- KIESECKER, J.M., BLAUSTEIN, A.R. & BELDEN, L.K. 2001. Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410: 681-684.
- LIZANA, M., & PEDRAZA, E.M. 1998. The effects of UV-B radiation on toad mortality in mountainous areas of Central Spain. *Conserv. Biol.*, 12: 703-707.
- LONG, L.E., L.S. SAYLOR, & M.E. SOULE. 1995. A pH/UV-B synergism in amphibians. *Conserv. Biol.*, 9: 1301-1303.
- MARCO, A. & A.R. BLAUSTEIN. 1998. Egg gelatinous matrix protects *Ambystoma gracile* embryos from prolonged exposure to air. *Herpetol. J.*, 8: 207-211.
- MARCO, A., & A.R. BLAUSTEIN. 2000. Symbiosis with green algae affects survival and growth of *Ambystoma gracile* embryos. *J. Herpetol.*, 34: 617-621.
- MARCO, A., M. LIZANA, A. ALVAREZ & A.R. BLAUSTEIN. 2001. Egg-wrapping behaviour protects newt embryos from UV radiation. *Anim. Behav.*, 61: 639-644.
- MCKOY, E.D. 1994. Amphibian decline: a scientific dilemma in more ways than one. *Herpetologica*, 50: 98-103.
- MORRIS, D.P.; N. ZAGARASE, C.E. WILLIAMSON, E.G. BALSEIRO, B.R. HARGREAVES, B. MODENUTTI, R. MOELLER & C. QUEIMALINOS. 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnol. Oceanogr.*, 40: 1381-1391.



- MORTEL, T.F. VAN DE, & W.A. BUTTEMER. 1996. Are *Litoria aurea* eggs more sensitive to ultraviolet-B radiation than eggs of sympatric *L. peronni* or *L. dentata*? *Australian Zool.*, 30: 150-157.
- NAGL, A.M. & R. HOFER. 1997. Effect of ultraviolet radiation on early larval stages of the Alpine newt, *Triturus alpestris*, under natural and laboratory conditions. *Oecologia*, 110. 514-519.
- NILSSON, A. 1996. *Ultraviolet Reflections. Life under a thinning Ozone layer*. John Wiley & Sons, New York. 152 pp.
- ORCE, V.L & E.W. HELBLING. 1997. Latitudinal PAR measurements in Argentina: extent of the "ozone hole". *Global and Planetary Change*, 15: 113-121.
- OVASKA, K., T.M. DAVIS, & I.N. FLAMARIQUE. 1997. Hatching success and larval survival of the frogs *Hyla regilla* and *Rana aurora* under ambient and artificially enhanced solar ultraviolet radiation. *Can. J. Zool.*, 75: 1081-1088.
- PECHMANN, J.H.K. & WILBUR, H.M. 1994. Putting declining amphibian populations in perspective: natural fluctuations and human impacts. *Herpetologica*, 50: 65-84.
- REASER, J.K. 1996. The elucidation of amphibian declines: are amphibian populations disappearing? *Amphib. Rept. Conserv.*, 1: 4-9.
- ROZEMA, J., W.W.C. GIESKES, S.C. VAN DE GEJIN, C. NOLAN & H. DE BOOIS. 1997. *UV-B and Biosphere. Plant Ecology* 128. Kluwer Academic Publishers.
- SECKMEYER, G. & R.L. MCKENZIE. 1992. Increase ultraviolet radiation in New Zeland (45 °S) relative to Germany (48 °N). *Nature*, 359 .
- STEBBINS, R.C. & N.W. COHEN. 1995. *A natural history of amphibians*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- TRAVIS, J. 1994. Calibrating our expectations in studying amphibian populations. *Herpetologica*, 50: 104-108.
- WAKE. D.B. 1991. Declining amphibian populations. *Science*, 250: 860.
- WEBB, A.R. 1998. *UVB Instrumentation and applications*. Physical Sciences, Gordon and Breach Publishers. 139 pp.
- WILSON, E.O. 1988. *Biodiversity*. Nat. Acad. Press. Washington, D.C.



TENDENCIAS RECIENTES DE LA POBLACIÓN ESPAÑOLA DE BUITRE NEGRO: EVALUACIÓN DE FACTORES LIMITANTES Y MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

JOSÉ A. DONÁZAR

*Departamento de Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana (C.S.I.C.),
Avda M^a Luisa s/n, 41013 Sevilla, España
e-mail: donazar@ebd.csic.es*

ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

El buitre negro (*Aegypius monachus*) es considerado hoy en día como "Globalmente casi-amenazado - Near-threatened-" (Collar *et al.* 1994) debido al rápido declive que han sufrido sus poblaciones desde el siglo XIX hasta la actualidad. Antiguamente la especie se distribuía por la mayor parte del sur de Europa y Asia central; hoy en día ha desaparecido de Portugal, Francia, Italia, Austria, República Checa, Eslovaquia, Polonia, Hungría, Rumanía, Croacia, Bosnia, Macedonia, Albania, Moldavia y Chipre (Tewes, 1996). Las mayores poblaciones europeas se concentran en la Península Ibérica, Turquía y centro de Asia. En España, el buitre negro ha desaparecido de las sierras del este andaluz (Pleguezuelos, 1991) y Sistema Ibérico (González 1990). En el resto de las regiones que han mantenido colonias, la especie debió sufrir un marcado descenso durante todo el siglo XX. Este declive continuó hasta los años 70 (Bernis, 1966; Valverde, 1966; Hiraldo, 1974). A partir de entonces las poblaciones ibéricas se han recuperado de un modo generalizado (véase más abajo).

El dramático declive poblacional de los buitres negros ibéricos suscitó muy tempranamente una importante preocupación en ambientes conservacionistas. La labor denodada de unas pocas personas e instituciones consiguió atajar, en los años 70 y 80 algunos de los factores que, de modo muy obvio, estaban determinando la situación observada. De este modo, la conservación del buitre negro y de otras especies ligadas al monte mediterráneo, se centró en la salvaguarda de sus hábitats, en particular contra las roturaciones destinadas a sustituir las formaciones vegetales autóctonas por

cultivos madereros (Hiraldo, 1974). Por otro lado, las campañas contra las persecuciones directas (caza) e indirectas (uso de venenos), iniciadas en los años 70 repercutieron positivamente en la conservación de esta especie y de otros carroñeros.

Paralelamente a estas acciones, durante los últimos 20 años se han tomado numerosas medidas de conservación destinadas a mejorar las poblaciones de buitres negros o de grupos de especies en las que se incluye el buitre negro; entre ellas se encuentran la protección de áreas de cría, la instalación de muladares y el reforzamiento de poblaciones (véase más abajo). No obstante, resulta preocupante que a pesar de todos los esfuerzos llevados a cabo, en la actualidad la situación de la especie en España diste de ser óptima. Varias colonias ibéricas han estabilizado su crecimiento e incluso han mostrado un declive en los últimos años. Por otra parte algunos de los problemas ya antiguamente detectados en pequeñas poblaciones, como el bajo éxito reproductor de la especie en Baleares o en alguna colonia andaluza, siguen presentes.

El propósito del presente trabajo es doble. En primer lugar se hace una puesta al día de la situación del buitre negro en Europa y en España en el final del siglo XX (años 1997-2000). En segundo lugar se lleva a cabo una revisión de los factores limitantes que se ha propuesto que actúan sobre las poblaciones de la especie y se evalúa hasta que punto se dispone de información fiable sobre el efecto real de cada uno. Por último, se revisan las medidas de conservación que se han tomado a favor de la especie y se examina la efectividad de cada una de ellas a la luz de la información disponible.



SITUACIÓN DE LAS POBLACIONES EUROPEAS Y ESPAÑOLAS DE BUITRE NEGRO (1997-2000)

En 1993 las poblaciones europeas (no españolas) de buitre negro se han cifrado de la siguiente manera (número de parejas): Grecia: 16; Bulgaria: 1; Rusia: 20-40; Georgia: 30-50; Armenia: 15-20; Azerbaijan: 40-45; Turquía: 100-500; Ucrania: 2-5 (Heredia y Bijleveld, 1998). En Francia existían 7 parejas en el año 2000, resultado de un proyecto de reintroducción cuyas sueltas comenzaron en 1992. En España, para los años 1999-2000 los censos regionales han sido los siguientes: Andalucía: 195 p. (Estación Biológica de Doñana y Junta de Andalucía, inédito); Baleares: 11 p. (González *et al.*, 2000), Castilla - La Mancha: 238 p. (Junta de Castilla - La Mancha, inédito); Castilla y León: 228 p. (Junta de Castilla y León, inédito); Extremadura: 546-558 p. (Universidad de Extremadura y Junta de Extremadura, inédito); Madrid: 57-65 p. (Sociedad Española de Ornitología y Comunidad de Madrid, inédito).

En conjunto la cifra total era de 1435-1977 parejas de buitre negro para el continente europeo. La importancia relativa de la población española varía según se consideren las estimas del este de Europa y Turquía: entre un 65 y un 83% de los buitres negros del continente se encuentran en la península ibérica y Baleares. Como es también lógico, las mayores colonias conocidas en Europa se encuentran en España. De este modo, en Monfragüe (Cáceres) y su entorno inmediato se han contabilizado 240 parejas, seguidas por la colonia de Cabañeros (Ciudad Real) (140 p.), Iruelas (Ávila) (112 p.) y Sierra Pelada (Huelva) (75 p.).

La tendencia de la población española de buitres negros ha sido de claro incremento en las últimas décadas. El número de parejas reproductoras ha pasado de unas 200 en la década de los años 70 a 365 en 1986, 774 en 1989 y 1027 en 1993 (véanse revisiones en Donázar 1993 y Sánchez 1998). El gran aumento detectado entre 1986 y 1989 puede ser en parte un reflejo de la mejor cobertura de los censos; no obstante el incremento acusado de la población es real si bien la tasa de incremento anual parece ser menor en los últimos años, hasta la actualidad. Ello puede significar que las poblaciones se están saturando progresivamente o bien que algunos factores limitantes están operando de forma más acusada. Esto puede ser particularmente cierto para el caso del veneno (véase más abajo).

FACTORES LIMITANTES Y AMENAZAS PARA LA POBLACIÓN ESPAÑOLA DE BUITRE NEGRO

De acuerdo con BirdLife Internacional (1995) las amenazas potenciales para las poblaciones de buitre negro son, por orden de importancia y grado de inci-

dencia, las siguientes: alteración del hábitat en colonias de cría (crítica), envenenamientos (alta), incendios forestales (media), escasez de alimento (media, potencialmente alta), persecución y comercio (baja) y molestias humanas (baja). A continuación haremos una revisión del grado de conocimientos que existe para evaluar la incidencia real de los factores con incidencias crítica, alta y media.

Alteración del hábitat. Es bien conocido, desde mediados del siglo XX, que la destrucción de las áreas de cría supone la erradicación del buitre negro de un área dada (véase Hiraldo, 1974). Esta afirmación es casi "de Perogrullo" pero lo es menos la posibilidad de que alteraciones parciales, en especial trabajos forestales y obras de ingeniería, afecten en mayor o menor grado a las colonias a través de la eliminación de árboles de gran porte, eliminación del matorral, fragmentación de las masas, creación de accesos y trasiego de personas y maquinaria. A pesar de que la mayor parte de las zonas de cría se encuentran protegidas, existen aún trabajos forestales en bastantes de ellas, a menudo acogidos a aspectos de "mejora del hábitat". Estas situaciones han llegado a extremos preocupantes en zonas como Sierra Pelada de Huelva donde las modificaciones del hábitat debidas a los trabajos de regeneración de masas forestales han sido citados como causantes del bajo éxito reproductor de la colonia y, a la larga, de su declive en los años 90 (De Andrés *et al.*, 1995, 1996). En otras áreas, especialmente en el sistema Central (colonias de Iruelas y Rascafría) existen aún tratamientos forestales de baja intensidad cuyo efecto resultaba desconocido.

El impacto real de estas alteraciones se ha estudiado, hasta el momento, únicamente en colonias del Sistema Central y Sierra Pelada. Los procedimientos han sido la cuantificación del impacto de factores físicos y humanos y el posterior modelado sobre las hipótesis de partida (Fargallo *et al.*, 1998, Donázar *et al.*, in press). Los resultados obtenidos se exponen en otro artículo de la presente monografía por lo que no es éste lugar para extenderse. En síntesis, los estudios concluyeron que los trabajos forestales, aunque pueden determinar la pérdida de puestas y/o pollos en determinadas ocasiones, no explican el bajo éxito reproductor observado en áreas como Sierra Pelada, y tampoco la caída en el número de parejas nidificantes.

Un caso particular de alteración del hábitat lo constituyen los incendios forestales. Estos pueden causar una mortalidad directa de embriones y pollos, la pérdida de arbolado y plataformas, el rejuvenecimiento de la vegetación y el posterior incremento de accesos y trabajos forestales de replantación. La incidencia real de este factor debe ser globalmente más baja de lo que habitualmente se considera. Por una parte afecta a muy determinadas colonias (en España fundamentalmente



Sierra de Gata y Sierra Pelada). Por otro lado, su incidencia es irregular a nivel interanual. En Sierra Pelada se han perdido en diez años unos 15 nidos por este motivo (aproximadamente un 3% del total de intentos de cría). Aunque no se han realizado aproximaciones serias para estimar el impacto demográfico de estas pérdidas es de suponer que sea relativo, puesto que es bien sabido que las especies de larga vida, como el buitre negro, son demográficamente poco sensibles a declives pasajeros en la productividad.

Envenenamientos. El impacto del uso de venenos sobre el buitre negro y otros carroñeros es también conocido desde antiguo (ver Donázar, 1993). Probablemente el veneno es responsable en buena parte de la desaparición de la especie de amplias áreas del este peninsular. El uso de venenos contra buitres es ya muy anecdótico pero sí que ha existido un resurgimiento del veneno como arma contra carnívoros a partir de la llegada de la NHV del conejo (Villafuerte *et al.*, 1995). La consecuencia es que desde 1990 hasta el presente se han recogido más de 400 buitres negros con síntomas claros de haber muerto envenenados (Programa Antídoto, inédito). El impacto real del problema sobre la demografía de la población no ha sido prácticamente evaluado. En nuestro conocimiento, sólo para la colonia de Sierra Pelada se ha hecho una aproximación de este tipo (Donázar *et al.*, in press). Mediante la aplicación de modelos demográficos y de un seguimiento muy detallado de la colonia se llegó a la conclusión, desde ambas vías de aproximación, de que la mortalidad anual de aves adultas en Huelva debía estar en torno al 20% anual. Todos los buitres negros que se recogieron muertos presentaron síntomas de estar envenenados. Esta altísima mortalidad (superior en más de 15 puntos a la que se pudiera considerar "normal" para una especie del tamaño del buitre negro, véase Hiraldo *et al.*, 1979) determinaba también la caída del éxito reproductor ya que es evidente que la muerte de un adulto supone el fracaso del intento reproductor. Otro efecto, potencialmente muy grave, del veneno, aun no evaluado es el impacto que debe tener sobre la supervivencia preadulta, con la consiguiente reducción del plantel de aves no reproductoras que pueden llegar a cubrir los huecos dejados por los adultos. En consecuencia, la población puede estar viéndose muy mermada por el uso de venenos sin que todavía se note el impacto sobre las aves reproductoras. Es de esperar que, en un futuro próximo, el seguimiento de otras poblaciones (Extremadura, Andújar, Rascafría) mediante marcaje individualizado aporte más información a este respecto.

Escasez de alimento. La mecanización del campo y la consiguiente reducción en la disponibilidad de cadáveres de animales domésticos ha sido tradicionalmente una de las causas más aducidas para explicar el declive de las poblaciones ibéricas de buitres a lo largo de

buena parte del siglo XX (véase Donázar, 1993). La aproximación al problema ha sido muy a menudo puramente intuitiva, sin que haya mediado ningún tipo de cuantificación. A la vez, hay que tener en cuenta que durante las últimas décadas la tendencia demográfica en el ganado ha sido inversa: a aumentado la cabaña extensiva y también la estabulada. La disponibilidad real de cadáveres es desconocida pero sin duda han quedado un enorme número de ellos disponibles para los buitres, debido a su dificultad de tratamiento (extensivo) como a la inobservancia de las leyes (intensivo). En el caso concreto del buitre leonado, estimas realizadas para zonas del norte de España revelaron disponibilidades potenciales de ganado muy por encima de lo necesario para el mantenimiento de la población (Donázar y Fernández, 1990). Es de suponer que esta misma alta disponibilidad beneficiará al buitre negro. No cabe excluir, desde luego, que existan áreas donde se den condiciones locales de penuria de alimentos.

Un aspecto muy interesante en la ecología trófica del buitre negro es su dependencia, sólo relativa, de los cadáveres de ganado. Ya desde hace un tiempo los análisis de la dieta revelaban un componente importante de cadáveres y/o capturas) de pequeños animales, fundamentalmente conejos (véase Hiraldo, 1976, Donázar, 1993). Los estudios radiotelemétricos llevados a cabo en Andalucía occidental (J.A. Donázar y F. Hiraldo, inédito) y Sistema Central (E. Soto-Largo y G. Blanco, com. pers.) revelan, además, que las pequeñas presas son explotadas muy mayoritariamente en época de reproducción, aunque existan grandes cadáveres de ungulados disponibles. Ello sugiere que durante la crianza puede haber unas necesidades cualitativas de alimento que hoy por hoy son desconocidas pero que pueden ser determinantes a la hora de determinar la probabilidad de éxito del intento de cría.

Otros factores: contaminantes. Las aves de presa están potencialmente sometidas a la incidencia de sustancias contaminantes provenientes de la actividad humana. De este modo, pesticidas organoclorados y organofosforados, PCBs y metales pesados pueden tener efectos en las probabilidades de supervivencia y éxito reproductor (ver por ejemplo Newton, 1979; Peterle 1991). En el caso concreto de los grandes carroñeros, la incidencia de organoclorados y PCBs es potencialmente pequeña dado que las cadenas tróficas de las que dependen son relativamente cortas. Los datos de campo existentes, aunque escasos, así parecen confirmarlo (ver Donázar, 1993). Es distinto el caso del plomo, metal pesado que las aves pueden ingerir al aprovechar presas muertas con fragmentos de munición en su interior. Este problema ha mostrado una incidencia muy importante en poblaciones de necrófagos tanto estrictos como facultativos como el cóndor de California (*Gymnogyps californianus*), el águila calva,



y otras (véanse revisiones en Miller *et al.*, 2001, in press) y dentro de España en la población canaria de alimochos (Donázar *et al.*, 2002) y, anecdóticamente, en el buitre leonado (Mateo *et al.*, 1997). Se desconoce cual puede ser la repercusión de este problema en los buitres negros ibéricos pero potencialmente puede ser importante dada su costumbre de alimentarse de restos de monterías (Donázar, 1993).

Poblaciones insulares: el problema genético. La población de buitres negros de Mallorca es el resto de las poblaciones insulares mediterráneas que antaño ocupaban también las islas de Cerdeña, Sicilia y, aparentemente, Creta. El número de buitres ha debido de ser tradicionalmente bajo, pero ha declinado mucho en la segunda mitad del siglo XX hasta llegar a unas pocas parejas reproductoras que se han mantenido hasta la actualidad (Elósegui, 1970; Richford *et al.*, 1974; Mayol, 1977). En este contexto, la población balear se encuentra sujeta a condicionantes genéticos que pueden ser fundamentales desde el punto de vista de conservación. En primer lugar, como ocurre con otras especies en ambientes similares, los buitres negros mallorquines podrían presentar diferencias genéticas respecto a los continentales (véase Donázar *et al.*, 2002, para el caso de los alimochos canarios). Si esto fuera así, cualquier proceso de reforzamiento de la población con ejemplares foráneos debería ser "a priori" no recomendable. Por otro lado, esta pequeña población podría estar sujeta a pérdida de variabilidad y a procesos de endogamia que podrían acelerar la probabilidad de extinción. Algunos fenómenos observados y muy recurrentes, como el bajo número de parejas que se forman y el escaso éxito reproductor son compatibles con este contexto de deterioro genético (véase por ejemplo Hedrick y Miller, 1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN: UNA VISIÓN CRÍTICA

Vaya por delante la aclaración de que el término "visión crítica" esta aquí incluido en su acepción anglosajona (evaluación, opinión), a fin de cuentas la predominante en el campo científico. Lo que se pretende en los siguientes párrafos es describir cual es el estado actual del conocimiento acerca de la eficacia de las medidas de conservación que se han llevado a cabo a favor del buitre negro en España. La línea de exposición será la misma que la seguida en los factores limitantes arriba señalados.

Conservación del hábitat de nidificación. Las transformaciones del hábitat a gran escala como factor de amenaza del buitre negro son afortunadamente una pesadilla del pasado. Una parte importante (47%) de la población de buitre negro en España se encuentra hoy en día incluidas en espacios naturales con algún grado

de protección mientras que el 87% de las parejas se encuentran en zonas declaradas ZEPA (Sánchez, 1998). Esto es particularmente cierto para Andalucía, Castilla y León, Castilla-La Mancha y Madrid. Un porcentaje menor de colonias se asienta sobre suelo protegido en Extremadura y Baleares. En algunas colonias, incluso dentro de áreas protegidas, se siguen llevando a cabo prácticas forestales y aprovechamientos que, aunque globalmente no comprometen la permanencia de las colonias, pueden en ocasiones localmente afectar a nidos aislados o a grupos de ellos. Este problema es particularmente acusado en las colonias de Sierra Pelada en Andalucía (De Andrés *et al.*, 1985) y Sierra de Gata en Cáceres (Gentil y Ventanas, 1995).

Envenenamientos. No se han llevado a cabo acciones específicas para combatir los envenenamientos de buitres negros por cebos destinados a carnívoros. El buitre negro se puede ver beneficiado de programas de conservación a nivel nacional como "Antídoto" y de la mejora, esperable a corto y medio plazo, de las legislaciones autonómicas correspondientes. Mientras llegan los resultados positivos, y a día de hoy, la batalla contra el veneno constituye el "Talón de Aquiles" de la conservación de ésta y otras especies de carroñeros en España.

Alimentación suplementaria. Las comunidades de Andalucía y Castilla - La Mancha mantienen cebaderos destinados a ser aprovechados por buitres negros de determinadas colonias. La eficacia de estos cebaderos no ha sido evaluada. En Sierra Pelada de Huelva los buitres negros los visitan muy frecuentemente durante la estación no reproductora mientras que en otras épocas las carroñas son explotadas masivamente por buitres leonados. Estos cebaderos se han visto temporalmente detenidos en su actividad por la llegada del problema de la Encefalopatía Espongiforme Bovina.

Reforzamiento de poblaciones (Mallorca). Por iniciativa de la Black Vulture Conservation Foundation y con la colaboración del Gobierno Balear, la población de buitres negros de la isla de Mallorca fue reforzada entre 1984 y 1992 mediante suelta de ejemplares provenientes de proyectos de cría en cautividad (Tewes, 1998). Lamentablemente, no existieron estudios genéticos previos tendentes a determinar si la población de la isla presentaba diferenciación genética o pérdida de variabilidad que hiciera aconsejable o, por el contrario, desaconsejable, la introducción de nuevas aves. La eficacia de estas introducciones está poco clara. La población de buitres negros se ha incrementado hasta 60-80 ejemplares pero el éxito reproductor sigue siendo anormalmente bajo, en la línea de lo observado en décadas anteriores: en 1999 hubo 11 parejas reproductoras que pusieron 8 huevos; sólo 3 eclosionaron dando lugar a pollos volantes (González *et al.*, 2000).



CONCLUSIONES

La población española de buitres negros se estimó en los años 1999-2000 en 1203-1295 parejas reproductoras distribuidas en las CCAA de Extremadura (43%), Castilla - La Mancha (18%), Castilla y León (18%), Andalucía (15%), Madrid (5%) y Baleares (1%). La población continúa incrementándose respecto a censos anteriores (1027 parejas en 1993) si bien la tasa de incremento tiende a la baja por lo que puede aventurarse que existe una cierta tendencia, natural o artificialmente inducida, a la estabilización.

La incidencia real de cada uno de los factores que potencialmente limitan a la población española de buitre negro es en buena parte desconocida debido a la falta de estudios detallados. Los envenenamientos han producido la muerte de al menos 400 buitres negros en los últimos diez años y son responsables del declive de algunas colonias y del bajo éxito observado en algunas colonias andaluzas, fenómeno que bien puede ser extrapolable a otras zonas de Iberia. La incidencia de las alteraciones del hábitat, aunque existente, parece ser limitada a escala demográfica. Queda por evaluar el efecto de la variabilidad espacio-temporal en la disponibilidad de alimento aunque, presumiblemente, la falta de alimento no ha sido un factor preocupante, al menos hasta la llegada de la Encefalopatía Espongiforme Bovina. No ha habido medidas de conservación dirigidas a la especie en su conjunto si bien el buitre negro se ha beneficiado de la declaración de espacios protegidos (el 47% de la población se halla en áreas protegidas y el 87% en ZEPAs). Localmente, han sido implementados programas de conservación a través de la gestión del hábitat y la instalación de mularas. Se sugiere que las medidas de conservación a favor de la especie vayan dirigidas a atajar el problema del veneno y, secundariamente, a garantizar la conservación de áreas de cría y recursos tróficos. Debe traba-

jarse en el análisis del efecto de contaminantes, especialmente de plomo. Globalmente parece necesario llevar a cabo seguimientos a largo plazo de colonias en distintos ambientes mediante marcajes individualizados que permitan aproximaciones finas al efecto en la demografía de factores de origen ambiental y humano.

El caso de la población insular de Mallorca merece mención aparte. Por desgracia se desconoce el grado de diferenciación genética de los buitres de Baleares, pese a lo cual se han llevado a cabo reforzamientos mediante la suelta de ejemplares provenientes de proyectos de cría en cautividad con aves mayoritariamente continentales. Estos programas han conseguido elevar el tamaño de la población pero el éxito reproductor continúa siendo anormalmente bajo. Se desconoce el papel que pueda tener en este preocupante fenómeno la pérdida de variabilidad y la endogamia potencialmente inherentes a pequeñas poblaciones como la que nos ocupa.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo no habría podido ser realizado sin la colaboración de diversas entidades y personas que han suministrado información de primera mano, muchas veces inédita, acerca de la situación del buitre negro en determinadas regiones; mi agradecimiento, en consecuencia, a las Consejerías y Agencias de Medio Ambiente de las Comunidades de Madrid, Castilla - La Mancha, Castilla y León, Andalucía y Extremadura, a la Sociedad Española de Ornitología, a la Universidad de Extremadura y al Parque Nacional de Cabañeros. Mi reconocimiento en especial a Guillermo Blanco, Emilio Costillo, Javier Gómez-Elvira, Ramón Martí, Ignacio Mosqueda y Eduardo Soto-Largo. Gracias también a la Dirección del Parque Natural de Peñalara por las oportunidades de asistir al encuentro sobre buitres negros y de divulgar esta pequeña revisión.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERNIS, F. 1996. El buitre negro (*Aegypius monachus*) en Iberia. *Ardeola*, 12:45-99.
- BIJLEVELD, M. 1974. *Birds of Prey in Europe*. MacMillan Press Ltd. Londres.
- COLLAR, N.J., CROSBY, M.J. y STATTERSFIELD, A.J. 1994. *Birds to watch 2: the world list of threatened birds*. BirdLife International (BirdLife Conservation series N°4). Cambridge.
- DE ANDRÉS, A.J.; SEGOVIA, C. y GALÁN, R. 1995. Present status of the Sierra Pelada Black Vulture colony (Huelva, Spain) and its conservation problems. Pp 62-66, in *Black Vulture Conservation in Europe* Ed. por E. Tewes, J.J. Sánchez y M. Bijleveld. Black Vulture Conservation Foundation, Palma de Mallorca.



- DE ANDRÉS, A.; SEGOVIA, C. y GALÁN, R. 1996. Situación actual y evolución poblacional reciente (1983-1994) de la colonia de buitre negro (*Aegypius monachus*) de Sierra Pelada (Huelva, España). Pp. 425-432, in *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Ed. por J. Muntaner y J. Mayol. SEO/Birdlife. Madrid.
- DONÁZAR, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos*. J.M. Rezero Ed. Madrid.
- DONÁZAR, J.A. y FERNÁNDEZ, C. 1990. Population trends of griffon vultures (*Gyps fulvus*) in northern Spain between 1969 and 1989 in relation to conservation measures. *Biological conservation* 53:83-91.
- DONÁZAR, J.A.; BLANCO, G., HIRALDO, F. SOTO-LARGO, E. y ORIA, J. (In press). Silviculture and conservation of large threatened vertebrates: a long-term study on Cinereous Vultures. *Ecological Applications*.
- DONÁZAR, J.A.; PALACIOS, C.J., GANGOSO, L.; CEBALLOS, O.; GONZÁLEZ, M.J. e HIRALDO, F. 2002. Conservation status and limiting factors in the endangered population of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary islands. *Biological Conservation* 107: 89-97.
- ELÓSEGUI, R. 1970. Sobre nidificación del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Mallorca. *Munibe*, 22:191-192.
- FARGALLO, J.A., BLANCO, G. y SOTO-LARGO, E. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black Vultures in central Spain. *J. Raptor Res.* 32:202-207.
- GONZÁLEZ, J.M., LÓPEZ-JURADO, C. y PALERM, J.C. 2000. Registros ornitológicos. *Anuari Ornitològic de les Balears* 14: 61.
- GONZÁLEZ, L.M. 1990. Situación de las poblaciones de águila imperial y buitre negro en España. *Quercus* 58:16-22.
- GONZÁLEZ, L.M. 1994. Cinereous vulture *Aegypius monachus*. Pp. 158-159 in *Birds in Europe. Their conservation status*. Ed. por G.M. Tucker y M.F. Heath. Birdlife Conservation Ser 3.
- GONZÁLEZ, L.M., BUSTAMANTE, J. e HIRALDO, F. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Biological Conservation* 51: 311-319.
- GONZÁLEZ, L.M., GONZÁLEZ, J.L., GARZÓN, J. y HEREDIA, B. 1996. Evolución de la población de buitre negro en la Península Ibérica durante el periodo 1974-1984. IV Congr. Int. *Aves de Presa del Mediterráneo*. Septiembre 1986. Evora. Portugal.
- HEDRICK, P.W. y MILLER, P.S. 1992. Conservation genetics: techniques and fundamentals. *Ecological Applications* 2:30-46.
- HEREDIA, B. y BIJLEVELD, M. 1998. Summary of the symposium on the black vulture (*Aegypius monachus* L. 1766) in South Eastern Europe and adjacent regions. Pp. 9-10 in *Proceedings of the International Symposium on the Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions*. Ed. por E. Tewes, J.J. Sánchez, B. Heredia, M. Bijleveld. BVCF, FSZ, Palma de Mallorca.
- HIRALDO, F. 1974. Colonias de cría y censo de los buitres negros (*Aegypius monachus*) en España. *Naturalia Hispanica* 2. ICONA. Madrid.
- HIRALDO, F. 1976. Diet of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in the Iberian Peninsula. Doñana, *Acta Vertebrata* 3:19-31.
- HIRALDO, F. 1977. *El buitre negro (Aegypius monachus) en la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- HIRALDO, F. 1983. Breeding biology of the Cinereous Vulture. Pp. 197-213 in *Vulture Biology and management*. Ed por S.R. Wilbur y J.A. Jackson. University of California Press.
- HIRALDO, F. y DONÁZAR, J.A. 1990. Foraging time in the Cinereous Vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study* 37:128-132.
- HIRALDO, F., DELIBES, M. y CALDERÓN, J. 1979. El quebrantahuesos. *Gypaetus barbatus* (L.). *Monografías*, 22. ICONA. Ministerio de Agricultura.
- MATEO, R., MOLINA, R., GRIFOLS, J. y GUITART, R. 1997. Lead poisoning in a free ranging griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Veterinary Record* 140:47-48.
- MAYOL, J. 1977. Contribución al conocimiento del buitre negro (*Aegypius monachus*) en Mallorca. *Bol. Soc. Hist. Nat. Bals.* 22:150-178.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted, U.K.



- PETERLE, T.J. 1991. *Wildlife toxicology*. Van Nostrand, New York.
- PLEGUEZUELOS, J.M. 1991. *Evolución histórica de la avifauna nidificante en el S.E. de la península ibérica (1850-1985)*. Junta de Andalucía, Sevilla.
- RICHFORD, A.S., STEWART, J.G. Y HOUSTON, D.C. 1974. The status of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in Mallorca. *Ardeola* 21:225-243.
- RUIZ, J., GÓMEZ, R. Y GÓMEZ, M.V. 1988. *Las buitreras de Aroche*. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- GENTIL, A. Y VENTANAS, A. 1995. The Black Vulture conservation project in the Sierra de Gata (Cáceres, Spain). Pp 59-62 in *Black Vulture Conservation in Europe* Ed. por E. Tewes, J.J. Sánchez y M. Bijleveld. Black Vulture Conservation Foundation, palma de Mallorca.
- SÁNCHEZ J.J. 1996. Projects of the Black Vulture Conservation Foundation (BVCF). Pp. 182-188 in *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Ed. por J. Muntaner y J. Mayol. SEO/Birdlife. Madrid.
- SÁNCHEZ, J.J. 1998. The recovery of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in Spain. Pp. 89-100 in *Proceedings of the International Symposium on the Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions*. Ed. por E. Tewes, J.J. Sánchez, B. Heredia, M. Bijleveld. BVCF, FSZ, Palma de Mallorca.
- TEWES, E. 1994. The European Black Vulture *Aegypius monachus* Project in Mallorca. P. 493-500 in *Raptor Conservation today*. Ed. por B.U. Meyburg y R.D. Chancellor. WWGBP. Berlín.
- TEWES, E. 1996. Situation of the European Black Vulture (*Aegypius monachus*) and the Eurasian Griffon Vulture (*Gyps fulvus*) in the Mediterranean. Pp. 35-50 in *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, 1994. Ed. por J. Muntaner y J. Mayol. SEO/Birdlife. Madrid.
- TEWES, E. 1998. The Black Vulture Conservation programme. A species conservation strategy in Europe. Pp. 101-112 in *Proceedings of the International Symposium on the Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions*. E. Tewes, J.J. Sánchez, B. Heredia, M. Bijleveld (Eds.). BVCF, FSZ, Palma de Mallorca.
- VALVERDE, J.A. 1966. Sobre buitres negros en Andalucía. *Ardeola* 12:101-115.
- VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., BLANCO, J.C. Y LUCIENTES, J. 1995. Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, 59:651-659.



GESTIÓN FORESTAL Y CONSERVACIÓN DEL BUITRE NEGRO: UN ESTUDIO COMPARATIVO A LARGO PLAZO EN LAS COLONIAS DE SIERRA PELADA Y VALLE DE IRUELAS

GUILLERMO BLANCO (1), JOSÉ A. DONÁZAR (2), FERNANDO HIRALDO (2),
EDUARDO SOTO-LARGO (3) Y JAVIER ORIA (3)

(1) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos, C.S.I.C.-U.C.L.M.
C/ Ronda de Toledo s/n, 13005 Ciudad Real, España.

E-mail: gblanco@irec.uclm.es

(2) Departamento de Biología Aplicada, Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C.
Apdo. 1056, E-41013 Sevilla, España.

E-mail: donazar@ebd.csic.es

(3) BOSCAJE S. L. San Agustín 22, 40001 Segovia, España.

INTRODUCCIÓN

La conservación de los ecosistemas forestales atrae actualmente mucho interés entre los biólogos de la conservación de todo el mundo, debido a que la continua pérdida de áreas forestales tiene lugar a gran escala, principalmente en regiones tropicales. En climas templados, las reservas naturales sin intervención humana en la gestión son muy escasas, de forma que la conservación del bosque requiere habitualmente del manejo de los recursos (Wilcove *et al.* 1986, Harris y Silva-Lopez 1992, Meffe y Carroll 1994). Esta situación ha dado lugar frecuentemente a un conflicto de intereses entre conservacionistas y gestores implicados en la conservación de los bosques (Niemi y Hanowski 1997). Consecuentemente, las aproximaciones científicas pueden ser muy útiles y necesitan ser implementadas para resolver el problema, reconciliando las posiciones opuestas (ver revisiones en Perry 1998, Carey 2000).

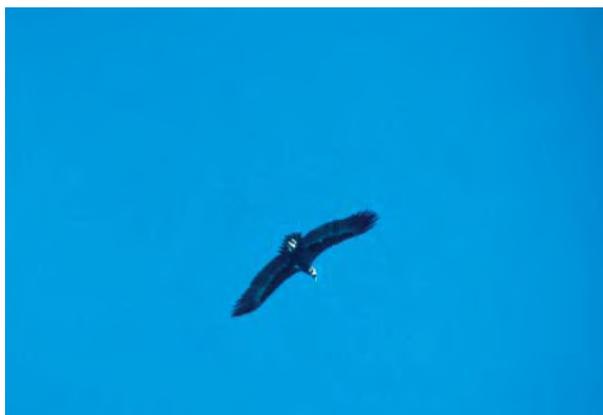
Las áreas boscosas relictas son los últimos refugios para muchas especies amenazadas. Esto es especialmente patente en el caso de los grandes depredadores como lobos, osos, grandes félidos y aves de presa (Ferrer *et al.* 1990, Donazar 1993, Wiegand *et al.* 1998). Debido a su sensibilidad a las molestias causadas por el hombre y a las alteraciones del hábitat estos grupos han sido frecuentemente considerados tanto como indicadores de la salud del ecosistema como especies "paraguas" cuya conservación asegura la de muchas otras especies. En el caso de las aves de presa, las estrategias

de conservación a menudo han sido desarrolladas teniendo en cuenta a las especies de gran tamaño en hábitats amenazados (Olendorff *et al.* 1989, Burham *et al.* 1990). Sin embargo, el estudio del impacto de la gestión forestal sobre las aves de presa y sobre las especies de larga vida en general han sido llevadas a cabo en muy pocos casos debido a las obvias dificultades de estudiar estas especies escasas y poco conspicuas. Más a menudo, las estrategias de manejo con el objetivo de integrar explotación y conservación se han centrado en los requerimientos del hábitat de especies concretas o grupos de especies típicas de ecosistemas forestales como ardillas y aves de pequeño tamaño (Carey 1998, 2000). Además, los estudios a largo plazo sobre los efectos de las transformaciones del hábitat son extremadamente escasos debido a que las estrategias de manejo demandan resultados a corto plazo. De este hecho se deriva que una aproximación amplia al problema sea difícil ya que debería incluir la determinación de las respuestas a largo plazo a la alteración ambiental de las especies de larga vida.

La mayoría de los estudios sobre el impacto de la gestión forestal en la vida salvaje han sido llevados a cabo en hábitats boreales (ver por ejemplo Hansson 1997, Niemi y Hanowski 1997). Sin embargo, una mayor biodiversidad se concentra en otras regiones y ecosistemas tales como el Mediterráneo (Myers *et al.* 2000). Esta región alberga gran diversidad en términos de clima, topografía y sustrato, lo cual da lugar a una elevada variedad de hábitats naturales, principalmente pastizales y matorrales a baja altitud y matorrales y

* Este artículo es un resumen adaptado y traducido al castellano del original actualmente en prensa en *Ecological Applications*: Donazar, J. A.; Blanco, G.; Hiraldo, F.; Soto-Largo, E. y Oria, J. Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures.





Buitre negro en vuelo
Autor: F. Silvestre, febrero 2000

bosques en áreas de montaña (Cody 1986). A lo largo de los siglos, el desarrollo de la agricultura, el pastoreo y las prácticas silvícolas así como las catástrofes naturales y provocadas por el hombre, tales como el fuego, han dado lugar a unos paisajes altamente fragmentados en el Mediterráneo. Así, las zonas de bosque y matorral autóctonos supervivientes han sido relegadas a las áreas montañosas y hoy en día ocupan solo un 10% del territorio potencial (Costa *et al.* 1998). Algunos bosques maduros en áreas de montaña han sido explotados para la producción de madera desde hace mucho tiempo, pero la mayoría de bosques y matorrales mediterráneos carecen de un valor comercial. Sin embargo, en la década de los 60 y 70 estos hábitats fueron convertidos en plantaciones de árboles de crecimiento rápido, principalmente pinos y eucaliptos, con el objetivo de una explotación a corto plazo (Junta de Andalucía, 1989).

La destrucción y fragmentación del bosque ha causado la pérdida de especies de distribución local y regional cuyos ciclos de vida son completados parcial o totalmente en bosques maduros (Tellería y Santos 1997), un proceso común en la fragmentación de los hábitats prístinos (ver la revisión de Saunders *et al.* 1991, Meffe y Carroll 1994). Por el contrario, el aclarado de las áreas boscosas ha dado lugar a la creación de paisajes en mosaico que albergan un elevada biodiversidad (Tellería y Santos 1994, Sanchez-Zapata y Calvo 1999).

Los bosques mediterráneos albergan algunos de los vertebrados más escasos del mundo, tales como el Lince Ibérico (*Lynx pardinus*), el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) y el Buitre Negro (*Aegypius monachus*) (Collar *et al.* 1994, Nowell y Jackson 1996). El insatisfactorio estatus actual de conservación de las especies amenazadas en las áreas forestales mediterráneas ha empeorado recientemente debido al incremento de la fragmentación del hábitat, las actividades forestales y otras actividades humanas en áreas de alto valor natural (Donázar 1993, Sánchez 1998).

En este artículo, valoramos el efecto de las prácticas forestales sobre los patrones de nidificación y éxito en la reproducción del Buitre Negro, un ave de presa carroñera de gran tamaño (hasta 12 kg. de peso) considerada "casi amenazada" a escala mundial (Collar *et al.* 1994) y "vulnerable" en Europa (Tucker y Heath 1994). La sensibilidad de la especie a las molestias causadas por las prácticas forestales (Donázar 1993) junto con su gran tamaño le hace un especie adecuada para valorar los efectos de las prácticas forestales sobre las grandes aves de presa con requerimientos espaciales de amplias superficies de hábitat adecuado. Estos aspectos pueden ser de interés especial en lo que concierne a la explotación forestal a escala global ya que las grandes aves de presa están con frecuencia entre las aves más amenazadas por la acción del hombre (Andrew y Mosher 1982, Ferrer y Harte 1997, Sánchez-Zapata y Calvo 1999). Además, los requerimientos de las especies de gran tamaño pueden ser muy diferentes de aquellas de pequeño tamaño. Las especies de gran tamaño pueden verse menos afectadas por las actividades forestales porque explotan áreas muy grandes mientras que la explotación forestal normalmente tiene lugar a escala mucho menor (Harris y Silva-López 1992). Por otro lado, las especies de gran tamaño son mucho más susceptibles que las pequeñas a las molestias causadas por la acción del hombre (Newton 1979) de forma que, aunque las prácticas forestales no modifiquen sustancialmente sus requerimientos de hábitat, pueden determinar el abandono de las áreas sometidas a explotación.

Este estudio fue realizado en dos de las colonias más grandes de Buitre Negro del mundo, localizadas en áreas sometidas a usos que pueden ser consideradas como ejemplos representativos de dos modelos diferentes de gestión forestal aplicados actualmente en el Mediterráneo. En primer lugar, los bosques en áreas de alta y media montaña están siendo actualmente explotados intensivamente para la producción de madera. En segundo lugar, la explotación forestal en zonas bajas de montaña está siendo en la actualidad desarrollada sobre superficies relativamente pequeñas con el objetivo de recuperar parte de los hábitats originales y proteger los suelos de la erosión. Para alcanzar este objetivo, se está procediendo a la eliminación de eucaliptos y su sustitución por vegetación autóctona (Junta de Andalucía 1989). Un objetivo adicional de estas actividades es la creación de puestos de trabajo en áreas deprimidas económicamente (Junta de Andalucía 1989). Como consecuencia, en años recientes ha tenido lugar un conflicto de intereses con implicaciones sociales entre la conservación de la vida salvaje y las actividades forestales (de Andrés *et al.* 1998, Bermejo 1991). Por ejemplo, las autoridades locales han sido acusadas de permitir los trabajos forestales durante la estación de cría en áreas protegidas de nidificación del Buitre Negro, incumpliendo así la legislación ambiental de la Comunidad

Europea (Galán 1997, Bermejo 1991). Como resultado, se ha generado un conflicto entre ecologistas, autoridades encargadas de la conservación y la población local empleada en tareas forestales, que ha derivado en episodios de envenenamiento ilegal de los Buitres Negros en la zona.

Nuestro principal objetivo en este estudio fue determinar la respuesta de los Buitres Negros a los cambios espacio-temporales en las actividades forestales. Esta respuesta se analizó a cuatro escalas de estudio: la presencia de la especie, la abundancia de reproductores, la densidad y el éxito reproductor. Evaluamos el impacto relativo de las actividades forestales y las transformaciones del hábitat asociadas, así como otros factores ambientales y poblacionales como la regulación de la productividad dependiente de la densidad (Ferrer y Donázar 1996, Fernández *et al.* 1998). En nuestra opinión, los resultados derivados de este estudio pueden ser de interés general para el manejo del bosque y la conservación de grandes vertebrados, especialmente aves de presa, por dos razones. En primer lugar, la respuesta a largo plazo de vertebrados de gran tamaño a la transformación del hábitat no ha sido casi examinado, y por lo tanto, se carece de información sobre la capacidad de adaptación de las especies de larga vida a las transformaciones del medio y a las posibles medidas de conservación. En segundo lugar, debido a que las variables que describen las alteraciones del hábitat están habitualmente correlacionadas entre sí, utilizamos un análisis estadístico que permite valorar los efectos de cada una de las variables, así como cuantificar la importancia relativa de los factores implicados en la variabilidad observada. De esta forma se ofrece una vía que puede permitir a los gestores optimizar las decisiones concernientes a la conservación de las especies más sensibles a las alteraciones del hábitat en situaciones conflictivas.

MÉTODOS

Las áreas de estudio corresponden a las colonias de Buitre Negro y sus áreas de influencia para la reproducción en las colonias de Sierra Pelada (Sierra Morena) y el Valle de Iruelas (Sierra de Gredos) (Figura 1). Una descripción detallada de estas colonias puede encontrarse en Hiraldo (1974), Andalus (1996), De Andrés *et al.* (1998) y Donázar *et al.* (en prensa).

Las colonias fueron seguidas en 1996 y 1998 en el Valle de Iruelas y en 1997-1998 en Sierra Pelada. Además, se utilizó información anterior recopilada por la Asociación Andalus y las autoridades competentes entre 1989 y 1996 en Sierra Pelada y por las autoridades competentes entre 1992 y 1995 y en 1997 en el Valle de Iruelas. La información sobre las variables forestales se tomó de los planes forestales de las colo-

nias o directamente en el campo y sobre mapas como se describe en Donázar *et al.* (en prensa). Se han considerado un total de 67 variables que describen el estado de aprovechamiento del área muestral (cuadrículas de 1 x 1 km en Sierra Pelada y rodales, que determinan las características de la masa forestal, en el Valle de Iruelas), la orografía, las condiciones climáticas, el grado de humanización del entorno y variables poblacionales que describen las colonias. Los detalles sobre las variables utilizadas en cada análisis y su descripción se encuentra descrita extensamente en Donázar *et al.* (en prensa).

Se han realizado cuatro niveles diferentes de análisis: el primero examina los factores que determinan que un área determinada haya sido o no ocupada por buitres negros para nidificar. El segundo examina los factores que determinan la tasa de ocupación, es decir, el número de años que ha sido ocupada una zona dada, considerando únicamente aquellas que han sido ocupadas al menos una vez. En tercer lugar, y para los años 1997 y 1998 en sierra Pelada y 1998 en el Valle de Iruelas se estudian los factores que determinan la densidad de nidificantes, esto es el número de parejas existentes en cada cuadrícula (considerando sólo aquellas que tienen al menos una pareja) o rodal Finalmente se examinan los factores que determinan el éxito reproductor.

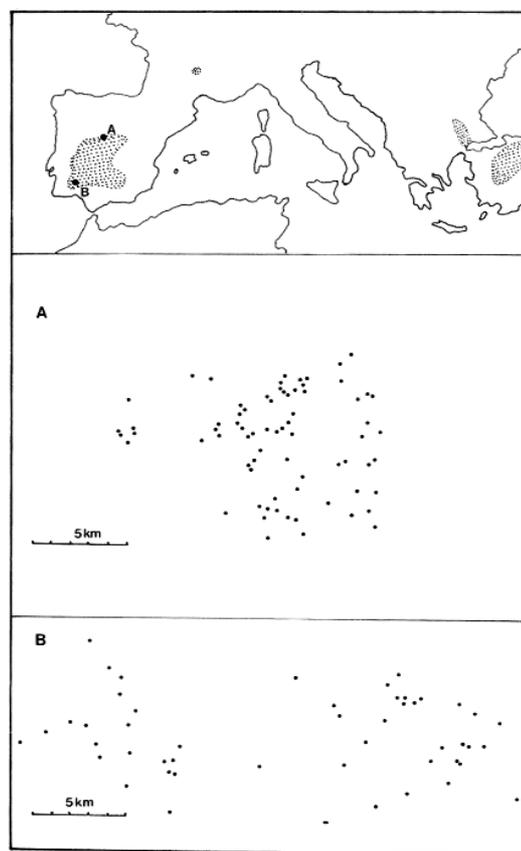


Figura 1. Mapa de distribución del Buitre Negro en el Paleártico occidental y esquema de la localización de los nidos en a) Valle de Iruelas y b) Sierra Pelada.



Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando modelos lineales generalizados (GLM) mediante los procedimientos descritos por Crawley (1993). Estos procedimientos permiten explorar un gran número de relaciones matemáticas entre la variable dependiente y las variables independientes. En estos modelos existen tres componentes fundamentales: un predictor lineal, una función de error y una función de enlace. El predictor lineal (PL) se define como la suma de los efectos de las variables independientes (o variables predictoras) de la forma siguiente, $PL = a + bx_1 + cx_2 + \dots$, donde a, b, c, son parámetros que han de ser estimados de las observaciones, y x_1, x_2, \dots son las variables independientes. Estos parámetros determinan el efecto de las variables independientes sobre el predictor lineal.

La función de error depende de la naturaleza de los datos. En aquellos casos en que la variable dependiente fue de respuesta binomial se utilizó una distribución binomial de error. En aquellos casos en que se trataba de una variable continua, se utilizó una distribución de error normalizada. La función de enlace relaciona el valor medio de la variable dependiente con su predictor lineal. Existen diferentes funciones de enlace según la distribución de error. La función de enlace más apropiada es aquella que haga que la "deviance" residual del modelo sea menor. En los modelos realizados se han utilizado funciones de enlace logísticas, cuando la distribución de error fue binomial, y funciones de enlace de identidad cuando la distribución del error fue la descrita por la curva de distribución normal.

Cada una de las variables independientes fue ajustada a las observaciones utilizando el programa GLIM (Baker y Nelder 1978) siguiendo una modificación de un procedimiento tradicional de ajuste por pasos. La significación de cada variable se testó sucesivamente de forma independiente. Aquellas variables que contribuían a una mayor reducción significativa de la "deviance" respecto al modelo nulo fueron seleccionadas e incluidas en los modelos. El siguiente paso fue testar la inclusión de una segunda variable para determinar si el modelo mejoraba significativamente. La significación de cada variable se determinó utilizando el nivel habitual del 5%.

Recientemente se han criticado los procedimientos de ajuste por pasos automáticos que proporcionan algunos programas estadísticos, ya que no necesariamente seleccionan las variables más influyentes dentro de un subconjunto de variables. Nuestra modificación de un proceso de modelado por pasos incluye testar los modelos alternativos derivados de añadir al menos la segunda y la tercera variable más significativa, en vez de, únicamente y en primer lugar sólo la más significativa en cada uno de los pasos. Este procedimiento de

Inclusión por Pasos Ramificado (Donázar *et al.* 1993) produce eventualmente un conjunto de modelos alternativos distintos, o converge en un único modelo o conjunto de modelos de los que cabe derivar las mismas relaciones causales.

Los Modelos Lineales Generalizados son actualmente los más potentes instrumentos estadísticos para analizar un gran número de relaciones entre una variable dependiente y muchas variables independientes (Donázar *et al.* 1993). La principal ventaja sobre otros análisis multivariantes radica en la gran flexibilidad en la naturaleza de las variables ya que acepta variables continuas y categóricas e incorpora análisis de varianza (ANOVA) y análisis de regresión en un mismo modelo.

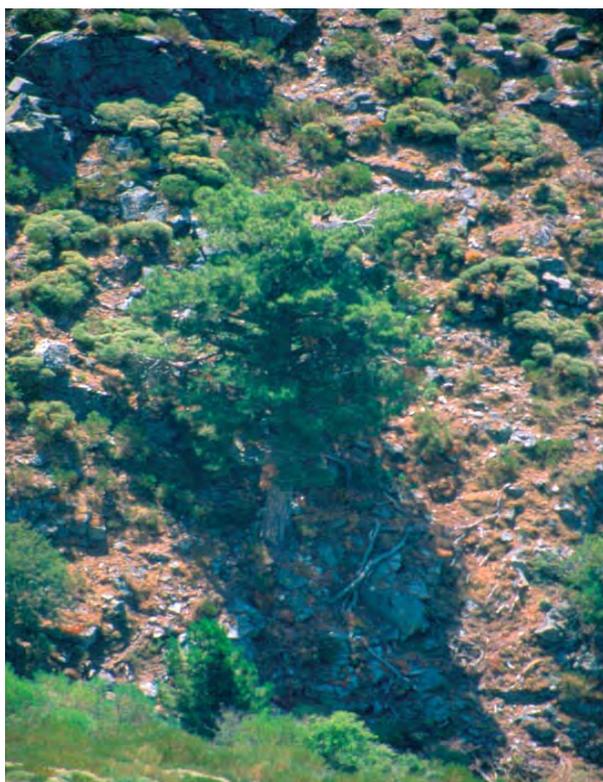
Factores que determinan la presencia/ausencia de Buitres Negros

Para la realización del modelo sobre la selección del lugar de nidificación en el Valle de Iruelas consideramos los rodales ocupados al menos un año desde 1992 hasta 1998 ($n = 47$) y aquellos no ocupados nunca en el mismo periodo ($n = 23$). En Sierra Pelada, para el total del periodo de estudio existieron 104 cuadrículas que habían sido ocupadas al menos una vez, considerando como una ocupación la existencia de un intento, exitoso o no, de cría. En contraposición, y por un método de generación aleatoria de números, se seleccionaron un número similar de cuadrículas que nunca habían tenido nidos de la especie. Además, se realizaron análisis parciales para cada uno de los años de estudio, comparando las características de las cuadrículas ocupadas con aquellas que habían sido generadas al azar y que no fueron ocupadas. Por lo tanto el modelo lineal se desarrolló asumiendo una distribución binomial de errores y una función logística de enlace.

Factores que determinan la tasa de ocupación

Para la realización del modelo sobre la tasa de ocupación por parejas reproductoras de Buitre Negro consideramos únicamente rodales o cuadrículas ocupados al menos un año desde 1992 hasta el año 1998 en el Valle de Iruelas, y entre 1989 y 1998 en Sierra Pelada. Por lo tanto el modelo lineal se desarrolló asumiendo una distribución de error binomial y una función logística de enlace. En vez de utilizar el porcentaje de años en que el rodal o cuadrícula fue ocupado, utilizamos el número de años en que éstos fueron ocupados como la variable respuesta y el número de años muestreados como el denominador binomial. De esta forma evitamos la pérdida de información sobre el tamaño de muestra a partir del cual se calculan las tasas de ocupación.

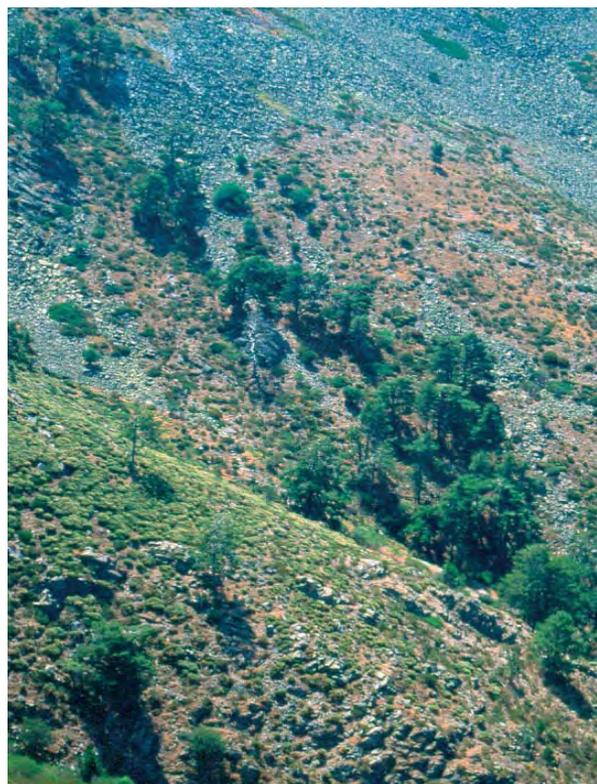




Pollo de buitre negro en nido sobre *Pinus nigra*
Autor: E. Soto-Largo, junio 1998

Factores que condicionan la densidad

Para estimar los factores que influyen en que un rodal o cuadrícula ocupada por el Buitre Negro mantenga más o menos densidad de parejas reproductoras realizamos un tercer análisis. En el Valle de Iruelas, la variable dependiente (número de parejas/año) fue normalizada mediante la raíz cuadrada. Por lo tanto se ha utilizado una función de enlace de identidad. Al igual que en el caso anterior, como el número de parejas/año en cada rodal ocupado está fuertemente influenciado por la superficie de éste, la superficie del rodal fue incluida en el modelo para controlar sus posibles efectos sobre la variable dependiente y sobre el resto de variables independientes. En Sierra Pelada, definimos la densidad reproductora como el número de nidos ocupados (tengan éxito o no) en cada una de las cuadrículas que han sido ocupadas en un año dado. En este caso y debido a la necesidad de contar con medidas exactas acerca de algunas de las variables escogidas hemos restringido los análisis a los años 1997 y 1998 para los que se contaba con información de calidad recogida por los autores. En estos años la mayoría de las cuadrículas contaban con sólo un nido ocupado. Así en 1997 se encontraron 50 cuadrículas con un nido, 11 con 2, 1 con 3 y 1 con 4. En 1998 hubo 33 cuadrículas con un nido, 15 con 2, y 3 con 3 nidos. A la vista de estas distribuciones procedimos a considerar una variable binomial con dos niveles: 0 = un solo nido ocupado; 1 = más de un nido ocupado. Se aplicaron GLMs con error binomial y función de enlace logística.



Hábitat óptimo de nidificación: *Pinus nigra* en límite forestal
Autor: E. Soto-Largo, junio 1998

Factores que condicionan el éxito reproductor

Los análisis se realizaron a dos escalas. En primer lugar se realizó un análisis sobre el conjunto del periodo 1989-1998 para Sierra Pelada ($n = 739$ intentos de reproducción) y entre 1993-1998 ($n = 335$) para el Valle de Iruelas, empleando como base los nidos ocupados cada año y las características tanto suyas como de las cuadrículas o rodales en que se enclavaban. Este análisis tuvo por objetivo determinar si había factores que podrían dar lugar a variaciones interanuales en el éxito reproductor, fundamentalmente climatología y cambios en el grado de molestias humanas. La unidad muestral fue el nido y la variable respuesta considerada fue el tener éxito o no (1/0). Se aplicó un GLM con error binomial y función de enlace logística.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados detallados con la estimación de los parámetros para cada variable incluida en los modelos, así como su significación y otros detalles puede encontrarse en Donazar *et al.* (en prensa).

Los modelos estadísticos realizados mostraron que los patrones de distribución de los buitres negros nidificantes estuvieron determinados por las actividades humanas y las prácticas forestales, así como por la orografía, mientras que la estructura del bosque tuvo una



influencia menor. Las diferentes aproximaciones (probabilidad de ocupación; tasa de ocupación y factores que determinan la densidad de nidificantes) muestran que los buitres negros seleccionan para criar áreas abruptas lejanas a puntos habitados y a pistas forestales en Sierra Pelada. En general existe una tendencia a que las áreas poco abruptas, con pinares, cercanas a zonas habitadas y con frecuentes trabajos forestales sólo sean ocupadas esporádicamente. La densidad de nidos, con respecto a otras colonias, es baja y sólo está débilmente correlacionada con lo abrupto del terreno. En ello puede estar influyendo de forma decisiva la escasez de árboles idóneos para nidificar en el área de estudio así como el hecho probable de que en la colonia de Sierra Pelada algunos factores limitantes (existencia de árboles y humanización del medio) estén actuando de forma más homogénea que en otras colonias.

La característica principal que hace que el hábitat sea adecuado para la instalación de parejas reproductoras de Buitre Negro en el Valle de Iruelas es la altitud y la topografía. Estos resultados pueden explicarse directamente por las condiciones meteorológicas propias del área de estudio, donde son frecuentes las nieblas, nevadas y condiciones en general adversas para la formación de corrientes térmicas, al menos durante parte del periodo reproductor, de las que los buitres dependen para sus desplazamientos (Hiraldo y Donázar 1989). En estas condiciones, la ocupación de rodales altos y abruptos con pendientes pronunciadas favorece los desplazamientos de prospección de las áreas de nidificación y el acceso a los nidos incluso en condiciones de ausencia de corrientes térmicas (ver también Fargallo *et al.* 1998). En este sentido, cabe destacar que la ocupación de rodales altos no estuvo asociado a ninguna variable de humanización del medio, es decir, los Buitres Negros de Iruelas no se refugian en los niveles altos como consecuencia de una actividad humana perturbadora en las partes más bajas. La importancia de la orografía abrupta fue mucho más evidente en el Valle de Iruelas debido probablemente a la existencia de condiciones climáticas más adversas para el desarrollo de las actividades de vuelo en áreas de montaña. Por otro lado la estructura más natural del bosque en el Valle de Iruelas determina una mayor variabilidad en la densidad de parejas reproductoras y explicó las principales diferencias encontradas en los modelos que describen este parámetro en las dos colonias.

Los modelos obtenidos para el éxito reproductor sugieren que una fracción importante de la variabilidad no puede ser explicada por los factores considerados en los análisis aunque las molestias causadas por la actividad humana asociada a periodos de lluvia durante el periodo de crecimiento de los pollos tuvo efectos nega-

tivos sobre la productividad en Sierra Pelada. Uno de los factores que pueden estar condicionando estos resultados es la alta mortalidad adulta detectada en la colonia de Sierra Pelada. Este hecho puede afectar negativamente al éxito reproductor al menos por tres vías diferentes (véase por ejemplo Newton 1979): 1) reduciendo directamente el éxito reproductor al morir uno o los dos adultos; 2) incrementando la tasa de cambio de pareja, que en aves de larga vida se sabe que influye negativamente en el éxito reproductor, y 3) disminuyendo la edad de los reproductores y por lo tanto su experiencia y las probabilidades de tener éxito en la crianza.

Los modelos GLM han determinado los descriptores clave del hábitat que pueden ser manipulados en los programas de manejo forestal cuya finalidad sea la explotación del bosque simultaneada o compatible con la conservación de las poblaciones de buitres negros estudiadas. Una de las principales conclusiones de este estudio es que el impacto negativo de las actividades forestales sobre los buitres negros puede prevalecer durante mucho tiempo, incluso después de que este impacto haya disminuido sustancialmente. Los rasgos de la historia vital de esta especie, asociados a su gran tamaño, pueden tener implicaciones importantes en la capacidad individual para responder a los cambios impuestos por la gestión forestal y otras actividades humanas. En primer lugar, la capacidad de la especie para modificar sus patrones de selección de hábitat cuando la presión por parte del hombre decrece parece estar muy limitada, quizás debido a la persistencia temporal del comportamiento ante la presencia humana favorecido por la elevada longevidad de los individuos de esta especie. En segundo lugar, los periodos de reproducción tan largos de esta especie parecen determinar una elevada probabilidad de fracaso en la reproducción debido a mortalidad de los adultos reproductores, un efecto usualmente no considerado en los análisis de la ecología de poblaciones de vertebrados de gran tamaño.

Las especies grandes de vertebrados, tales como el Buitre Negro, tienen requerimientos de hábitat relativamente poco especializados como consecuencia de sus enormes áreas de campeo. La conservación de las colonias de cría requiere la preservación de las áreas de cría, evitando la presencia humana y las actividades forestales en la vecindad de los nidos y sus áreas de influencia. Los conflictos sociales entre conservacionistas y gestores de los recursos forestales que emplean elevados medios humanos y económicos en actividades forestales poco productivas o con un gran impacto medioambiental podrían ser resueltos implementando medidas simples tales como del desarrollo de actividades silvícolas en áreas donde este conflicto no pueda existir y



dirigiendo la creación de empleo hacia actividades relacionadas con la conservación de la naturaleza. Es totalmente necesario perseguir el uso ilegal de cebos envenenados, cuyo impacto en las poblaciones de Buitres Negros y otras rapaces es actualmente el problema de conservación más importante de estas especies en España.

AGRADECIMIENTOS

El presente artículo es el resultado final de un laborioso proceso en el que han participado numerosas personas a las que desde aquí manifestamos nuestro más profundo agradecimiento. Especial mención merece M. de la Riva por su estupendo trabajo en todas las fases de este estudio. La toma de datos de campo, incluyendo el anillamiento de pollos fue realizada por un amplio plantel de personas: Servicio de Guardas del Valle de Iruelas, A. Acha, F. Aparicio, J.L. Arroyo, J. L. Barroso, J. Blas, J. Bustamante, M. Cabaco, J. Caballero, S. Cabezas, A. Fernández, V. Fiscal, G. García, H. Garrido, M. Gómez, J. M. Hornero, F. Ibáñez, L. Infante, E. Luque, I. Luque, J. Martín, F. Martínez, F. Molino, J.J, Negro, M. Pérez, M.A.

Pineda, J. Rengel, M. Rico, G. de la Riva, R. Rodríguez, M. Ruiz, C. San Segundo, J.M. Sayago, A. Sierra, y J.R. Súnico. Y. Menor de Gaspar, G. García, A. Giráldez y J.M. de la Viña realizaron el trabajo sobre los mapas. Martín Rico y la asociación ANDALUS fueron los responsables de la calidad de la información acumulada sobre tamaño de la colonia y éxito reproductor del buitre negro en la colonia de Sierra Pelada durante muchos años. Durante los años del Proyecto, Laureano Infante y Javier Toimil nos prestaron una ayuda valiosa y nos facilitaron en todo momento aquello que estaba en su mano. En el proceso de análisis de datos participaron Manuela Forero y José Luis Tella contribuyendo también a la mejora del texto original junto con Jaime Potti y dos revisores anónimos. La información sobre las actividades forestales fue facilitada por la Delegación Provincial de Huelva de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y N. González y P. Pérez del Servicio Territorial de Medio Ambiente de Avila, Junta de Castilla y León, así como por TRAGSA, EGMASA, y ENCE. Este estudio fue financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, y el Servicio Territorial de Medio Ambiente y Espacios Naturales de Ávila, Junta de Castilla y León.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDALUS. 1996. Boletín Monográfico: Buitre Negro. *Andalus* 21, Huelva, Spain.
- ANDREW, J. M., Y J. A. MOSHER. 1982. Bald eagle nest site selection and nesting hábitat in Maryland. *Journal of Wildlife Management* 46: 383-390.
- BAKER, R. J., Y J. A. NELDER. 1978. *The GLIM system: release 3*. Royal Statistical Society. Oxford, England.
- BERMEJO. C. 1991. Situación actual del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en la provincia de Avila. *Actas del primer Congreso de Aves Carroñeras*, Cuenca.
- BURNHAM, W.A., D.F. WHITACRE Y J.P. JENNY. 1990. Progress report III. Maya project: use of raptors as environmental indices for design and management of protected areas and for building local capacity for conservation in Latin America. The peregrine Fund, Boise, Idaho, U.S.A.
- CAREY, A.B. 1998. Ecological foundations of biodiversity: lessons from old growth forests. *Northwest Science* 72 (Special Issue 2): 127-133.
- CAREY, A.B. 2000. Effects of new forest management strategies on squirrels populations. *Ecological Applications* 10: 248-257.
- CODY, M. L. 1986. *Diversity, rarity, and conservation in Mediterranean-climate regions*. Pp 122-152 in M.E. Soulé, editor. *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- COLLAR, N. J., M. J. CROSBY, Y A. J. STATTERSFIELD. 1994. *Birds to watch 2: the world list of threatened birds*. Cambridge, U.K. BirdLife International (BirdLife Conservation Series Nº 4).
- COSTA, M., C. MORLA, Y H. SAINZ, editores. 1998. *Los bosques ibéricos*. Planeta. Barcelona, Spain.



- CRAWLEY, M. J. 1993. *GLIM for ecologists*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, UK.
- DE ANDRÉS, A., C. SEGOVIA, Y R. GALÁN. 1998. Present status of the Sierra Pelada Black Vulture colony (Huelva, Spain) and its conservation problems. pp 62-66 in E. Tewes, J. J. Sánchez, y M. Bijleveld, editors. *Black Vulture Conservation in Europe*. BVCF. Palma de Mallorca, Spain.
- DONÁZAR, J. A. 1993. *Los buitres ibéricos*. J.M. Reyero (Ed.). Madrid.
- DONÁZAR, J. A., F. HIRALDO, Y J. BUSTAMANTE. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- DONÁZAR, J. A., BLANCO, G., HIRALDO, F., SOTO-LARGO, E. Y ORIA, J. (en prensa). Effects of forestry and other land-use practices on the conservation of Cinereous Vultures. *Ecological Applications*.
- FARGALLO, J. A., G. BLANCO, Y E. SOTO-LARGO. 1998. Forest management effects on nesting habitat selected by Eurasian Black Vultures in central Spain. *J. Raptor Res.* 32: 202-207.
- FERNÁNDEZ, C., P. AZKONA, Y J. A. DONÁZAR. 1998. Density dependent effects on Griffon Vulture *Gyps fulvus* productivity: the role of interference and habitat heterogeneity. *Ibis* 140:164-169.
- FERRER, M., Y J. A. DONÁZAR. 1996. Density-dependent fecundity by habitat heterogeneity in an increasing population of Spanish Imperial Eagles. *Ecology* 77: 69-74.
- FERRER, M., L. GARCÍA, Y R. CADENAS. 1990. Long-term changes in nest defence intensity of the Spanish Imperial Eagle *Aquila adalberti*. *Ardea* 78: 395-399.
- FERRER, M., Y M. HARTE. 1997. Habitat selection by immature Spanish Imperial eagles during the dispersal period. *Journal of Applied Ecology* 34: 1359-1364.
- GALÁN, R. 1997. La Junta de Andalucía impide que se recupere una colonia de buitre negro. *Quercus* 141: 44-45.
- HANSSON, L. (ed). 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. *Ecological Bulletins* 46.
- HARRIS, L.D., Y G. SILVA-LÓPEZ. 1992. Forest fragmentation and the conservation of biological diversity. Pp 197-238 in P.G. Fiedler and S.K. Jain, editors. *Conservation Biology. The theory and practice of nature conservation preservation and management*. Chapman and Hall, New York, USA.
- HIRALDO, F. 1974. Colonias de cría y censo de los buitres negros (*Aegypius monachus*) en España. *Naturalia Hispanica* 2. ICONA. Madrid.
- HIRALDO, F., Y J. A. DONÁZAR. 1989. Foraging time in the Cinereous Vulture *Aegypius monachus*: seasonal and local variations and influence of weather. *Bird Study* 37:128-132.
- JUNTA DE ANDALUCÍA. 1989. *Plan Forestal Andaluz*. Agencia de Medio Ambiente. Sevilla.
- MEFFE, G. K., Y C.R. CARROLL. 1994. *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, USA.
- MYERS, N., R. A. MITTERMEIER, C. G. MITTERMEIER, G. A. B, DA FONSECAN Y J. KENT. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NEWTON, I. 1979. *Population Ecology of Raptors*. T & A D Poyser, Berkhamsted, U.K.
- NIEMI, G.J., Y J.M. HANOWSKI. 1997. Concluding remarks on raptor response to forest management: a Holarctic perspective. *Journal of Raptor Research* 31:191-196.
- NOWELL, K., Y P. JACKSON. 1996. *Wild cats: status survey and conservation action plan*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, (IUCN), Gland, Switzerland.
- OLENDORFF, R.S., D.D. BIBLES, M.T. DEAN, J.R. HAUGH, Y M.N. KOCHERT. 1989. Raptor habitat management under the U.S. Bureau of Land Management Multiple-use Mandate. *Raptor Research reports* 8: 1-80.
- PERRY, D.A. 1998. The scientific basis of forestry. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 435-466.
- SÁNCHEZ, J. J. 1998. The recovery of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in Spain. Pp 89-100 in E. Tewes, J. J. Sánchez, B. Heredia, y M. Bijleveld, editors. *International Symposium on the Black Vulture in south eastern Europe and adjacent regions*. BVCF. -FZS, Palma de Mallorca, Spain.



- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., Y J. F. CALVO. 1999. Raptor distribution in relation to landscape composition in semi-arid Mediterranean habitats. *Journal of Applied Ecology* 36:254-262.
- SAUNDERS, D. A., R. J. HOBBS, Y C. R. MARGULES. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.
- TELLERÍA, J. L., Y T. SANTOS. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study* 41:161-169.
- TELLERÍA, J. L., Y T. SANTOS. 1997. Seasonal and interannual occupation of a forest archipelago by insectivorous passerines. *Oikos* 78:239-248.
- TUCKER, G.M., Y M.F. HEATH. 1994. *Birds in Europe. Their Conservation Status*. BirdLife International, BirdLife Conservation Series 3. Cambridge, U.K.
- WIEGAND, G., J. NAVES, T. STEPHAN, Y A. FERNÁNDEZ. 1998. Assessing the risk of extinction for the Brown Bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantábrica, Spain. *Ecological Monographs* 68: 539-570.
- WILCOVE, D.S., C.H. MCLELLAN, Y A.P. DOBSON. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. Pages 237-256 in M.E. Soulé, editor. *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Inc, Sunderland, MA, USA.



SEGUIMIENTO DE LA COLONIA DE BUITRE NEGRO (*AEGYPIUS MONACHUS*) DE LA ZEPA DEL ALTO LOZOYA (1997-2000)

JUAN CARLOS DEL MORAL, RAMÓN MARTÍ, MÁXIMO MUÑOZ,
JAVIER DE LA PUENTE Y ASUNCIÓN RUIZ

Sociedad Española de Ornitología
C/ Melquiades Bencinto, 34
28053 Madrid

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

Desde 1997, la Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife) viene realizando un seguimiento anual de la colonia de Buitre Negro (*Aegypius monachus*) de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) del 'Alto Lozoya,' en el término municipal de Rascafría, Madrid.

Dado el estado de conservación de la especie a nivel mundial, la colonia de Rascafría tiene un gran interés de cara a la conservación del Buitre Negro en el centro de la Península Ibérica. Una serie de peculiaridades la hacen especialmente destacable, pues se localiza casi en el límite de distribución septentrional de la especie en España, en una zona de montaña con nidos a altitudes cercanas a los 1.800 m.s.n.m. Los nidos están situados sobre pino silvestre, representa la octava colonia más importante de España (y la primera de Madrid), y se localiza a corta distancia de una ciudad como Madrid, en una zona de alta presión turística y recreativa, en el área de influencia de un espacio protegido y en un bosque sujeto a explotación forestal relativamente intensa.

Esta compleja situación implica la necesidad de disponer de información detallada sobre la colonia para su mejor gestión, y compatibilizar los usos y aprovechamientos del emplazamiento con la conservación de esta población de una especie amenazada. Así, los principales objetivos del seguimiento anual son: 1) control exhaustivo de cada temporada de reproducción, para determinar los parámetros reproductivos de la colonia y los factores que puedan incidir en los mismos; 2) conocimiento preciso de los requerimientos de hábitat de la especie, para adecuar la explotación forestal, y 3) seguimiento de los movimientos de la población fuera de la colonia (áreas de dispersión de jóvenes, zonas de alimentación, etc.).

ESTADO DE CONSERVACIÓN DEL BUITRE NEGRO

A nivel mundial es una especie 'Vulnerable' (Del Hoyo *et al.*, 1992), con población no concentrada en Europa pero que presenta aquí un estado de conservación desfavorable (Tucker & Heath, 1994), por lo que precisa medidas especiales (Heredia *et al.*, 1996), como también lo refleja su inclusión en el Anexo I de la Directiva Aves 79/409/CEE, entre otros acuerdos y convenios internacionales.

En España está considerada como 'De interés especial' (Real Decreto 439/1990) aunque figura como 'Vulnerable' en el Libro Rojo (Blanco & González, 1992). En la Comunidad de Madrid, está considerada como 'En peligro de extinción' (Decreto 18/1992), por lo que debería haberse redactado hace años un Plan de Recuperación en esta Comunidad (Ley 4/1989).

La población europea se estima en 1.000 -1.500 parejas (Tucker & Heath, 1994), y la española en unas 1.200 parejas (J.A. Donazar, com. pers.) lo que da idea de su importancia. En general se ha registrado un ligero incremento de la población durante las últimas décadas, que también se ha observado en la Comunidad de Madrid, donde ha pasado de las 6 parejas censadas en 1973 (Oria & Caballero, 1992) a las 54 censadas en 2000 (SEO/BirdLife, 2000), concentrándose el 83% de esta población en la colonia del Alto Lozoya.

Otros detalles sobre la especie a nivel mundial, además de sus problemas de conservación, tendencias poblacionales, etc., pueden consultarse en otra comunicación anterior (Martí *et al.*, 1999), donde se detallaron también resultados preliminares de otros trabajos realizados (control de frecuencias de paso de excursionistas, vehículos, etc.; aportes de carroñas o caracterización del árbol tipo).



RESULTADOS

Se presentan aquí los datos sobre la evolución de la colonia en este periodo de seguimiento intensivo (SEO/BirdLife, 1997 - 2000) y se incluyen algunos datos de 1992 en que se realizó un primer censo (SEO/BirdLife, 1992) con metodología y esfuerzo no comparable con los realizados posteriormente.

Seguimiento de la reproducción en la colonia

Uno de los objetivos del seguimiento es el conocimiento de la población de Buitre Negro en la ZEPa 'Alto Lozoya' y su biología reproductora, para lo que se presta especial atención al tamaño de la población reproductora y sus tendencias, al éxito de cría y diversos parámetros reproductivos.

Los resultados de la temporada del año 2000, así como los de años anteriores, se presentan en la Tabla 1. La evolución de las parejas reproductoras de la colonia se representa en la Figura 1. Se puede observar que los parámetros obtenidos en 2000 son muy parecidos a los de años anteriores, aunque cabe destacar el incremento del número de parejas reproductoras en la colonia que continua la tendencia positiva.

Anillamiento y marcado de pollos del año

Cualquier programa de seguimiento requiere disponer de un gran número de ejemplares marcados, que supongan una proporción aceptable de la población en estudio, con lo que las probabilidades de localización, recaptura o visualización (según el método empleado) sean mayores. En términos de relación eficacia y costes (económicos y esfuerzo humano) el marcado con anillas de lectura a distancia representa uno de los métodos más ventajosos y útiles, pues es posible identificar al ejemplar sin necesidad de recapturarlo, permitiendo así obtener una gran cantidad de datos. En todo caso, el anillamiento de los pollos de Buitre Negro resulta de una complejidad especial en esta colonia debido a la altura y estructura de los árboles con nido.

En 2000 se han anillado 30 de los 35 pollos volados en la colonia, lo que representa un 86% de los pollos (11% más que en 1999). El número de pollos marcados con este sistema desde 1998, asciende ya a 76. Además, mediante el análisis de las muestras de sangre obtenidas durante la manipulación y medida de estos pollos, se establece su estado sanitario y sexo. En la Figura 2 se representan las observaciones más destacables (algunos puntos corresponden a varias observaciones muy próximas) obtenidas hasta el momento.

Radioseguimiento

Las técnicas de radiotelemetría permiten la localización terrestre (o mediante medios aéreos) de las aves marcadas con emisores VHF, cuya señal se capta mediante receptores de antena. La triangulación de las direcciones en que se reciben las señales desde dos puntos distintos permite cartografiar con precisión las localizaciones. Sin embargo, el emisor y receptor deben encontrarse "en línea", sin grandes obstáculos naturales entre ambos, y a una distancia determinada para que la señal pueda captarse adecuadamente. Esto obliga, en ocasiones, a grandes desplazamientos de los equipos en vehículo, o a recurrir a rastreos desde avioneta o helicóptero, lo que supone en todos los casos un coste importante y una cierta probabilidad de que no sea captada la señal durante los rastreos.

Hasta el momento se han marcado con radioemisor VHF un total de 8 pollos desde 1998. Algunos de los emisores han agotado ya sus baterías, pero se han obtenido numerosas localizaciones que han proporcionado información muy precisa sobre los desplazamientos de estos pollos en su dispersión juvenil. La Figura 3, refleja una selección de las localizaciones de varios de estos ejemplares agrupadas por trimestres desde el vuelo de los pollos. Hasta el momento se observan ciertas tendencia en la dispersión juvenil: movimientos de corto y medio radio desde la colonia en los seis primeros meses, desplazamientos a más larga distancia (hasta las dehesas y sierras extremeñas en algunos casos) en el tercer trimestre, y retorno a las proximidades de la colonia aproximadamente al año de edad (cuarto trimestre).

PARÁMETRO	1992	1997	1998	1999	2000
Plataformas localizadas	--	58	70	76	90
Plataformas ocupadas (parejas)	31	42 (72,4%)	45 (64,3%)	51 (67,1%)	54 (60%)
Nº de individuos estimados	70	117	133	153	163
Parejas reproductoras (inician la reproducción)	21 (67,7%)	36 (85,7%)	41 (91,1%)	46 (90,2%)	49 (90,7%)
Parejas no reproductoras (no inician la reproducción)	10 (32,3%)	6 (14,3%)	4 (8,9%)	5 (9,8%)	5 (9,3%)
Parejas que fracasan	6 (28,6%)	10 (27,8%)	13 (31,7%)	14 (30,4%)	14 (28,6%)
Pollos nacidos	15	26	29	37	37
Pollos volados (parejas que crían con éxito)	15 (71,4%)	26 (72,2%)	28 (68,3%)	32 (70,0%)	35 (71,4%)
Éxito reproductor	0,71	0,72	0,68	0,69	0,71
Productividad	0,48	0,62	0,62	0,63	0,65

Tabla 1. Resultados del seguimiento de la colonia de Buitre Negro de la ZEPa "Alto Lozoya". En el caso de plataformas ocupadas se indica entre paréntesis el porcentaje respecto al total de plataformas y en los parámetros referentes a parejas el porcentaje respecto al total de parejas existentes cada año, excepto en el caso de las parejas que fracasan en el que el porcentaje se obtiene en relación al total de parejas reproductoras.



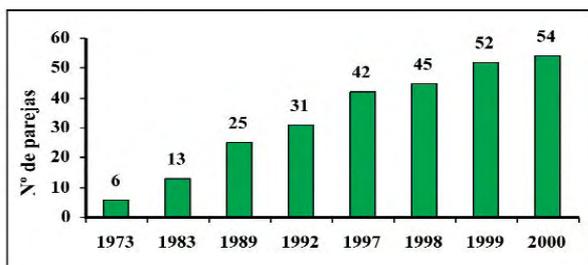


Figura 1. Evolución del número de parejas reproductoras en la ZEPA.

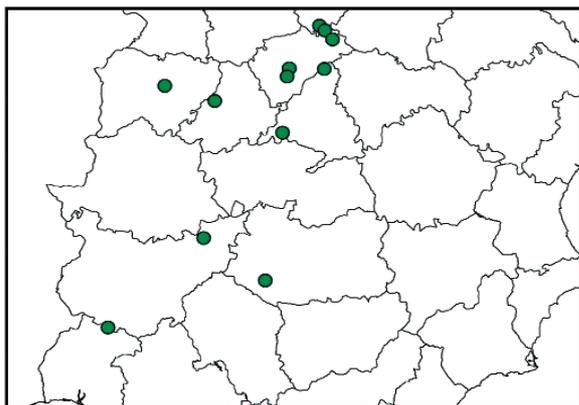


Figura 2. Localizaciones más destacables obtenidas a partir de observaciones de marcas de lectura a distancia.

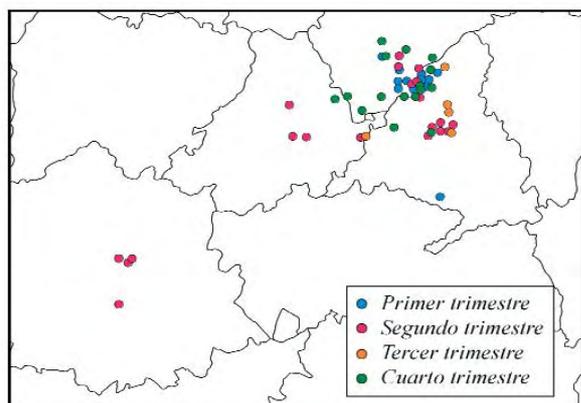


Figura 3. Localizaciones más destacables obtenidas a partir del radioseguimiento terrestre de varios ejemplares jóvenes. Se indican por separado las localizaciones para los cuatro primeros trimestres a partir del vuelo de los pollos.

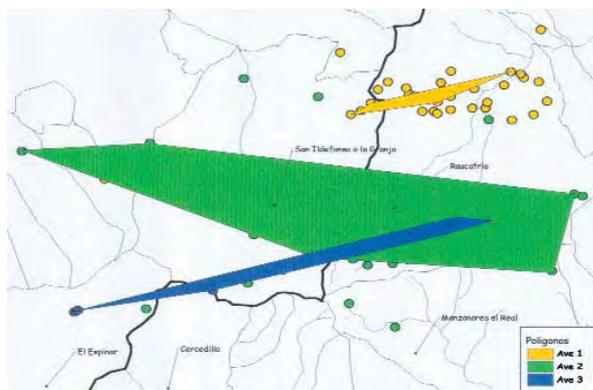


Figura 4. Áreas de campeo obtenidas en los primeros meses de vuelo en tres aves marcadas con transmisor de satélite.

Seguimiento vía satélite

Se ha utilizado también el seguimiento de pollos del año vía satélite. Las ventajas del seguimiento por satélite resultan obvias frente al radioseguimiento terrestre convencional. La señal comienza a recibirse desde el momento de la instalación del emisor, en función de la periodicidad de emisión contratada, directamente en el ordenador del usuario, una vez recibida e interpretada por el sistema ARGOS (emisor-satélite-oficina receptora-usuario). Esto permite su integración automática en Sistemas de Información Geográfica para análisis posteriores o la obtención inmediata de mapas de localizaciones, contando con el equipamiento informático adecuado.

La señal es recibida por el satélite independientemente de la situación del ejemplar, lo que asegura la localización permanente del mismo. Se consigue así asegurar dichas localizaciones sin el trabajo de campo que supone el seguimiento terrestre. Considerando este esfuerzo y su relativa eficacia en determinadas circunstancias, y a pesar del alto coste inicial del seguimiento por satélite, resulta a medio y largo plazo mucho más rentable dada su alta eficacia, en particular en especies de amplios movimientos como el Buitre Negro en el caso de aves jóvenes, o para conseguir información continua de los desplazamientos de menor radio en las aves adultas.

Hasta esta temporada se han marcado 4 pollos en nido con emisor vía satélite, aunque la mayoría de la información procede de los tres marcados en 2000, pues el emisor del año anterior dejó de emitir a los tres meses por un problema técnico. En los tres casos, aproximadamente el 80% de las localizaciones se obtienen en un radio de unos 8 km del nido, durante los primeros tres meses, a una distancia media máxima de unos 30 km, lo que confirma los datos obtenidos mediante radioseguimiento convencional. Sin embargo, las diferencias en eficacia son evidentes cuando nos fijamos en otros detalles. Durante todo el año 2000 se obtuvieron 416 localizaciones de las aves marcadas con emisor VHF, se recorrieron unos 6.500 km durante los rastros, y se recurrió también a un vuelo en avioneta de 5 horas de duración. Sin embargo, en sólo unos 4 meses (desde el marcado hasta diciembre), se obtuvieron 190 localizaciones de los tres ejemplares seguidos vía satélite, obteniéndose valores de hasta 0,8 localizaciones por día.

Analizando estas localizaciones con un Sistema de Información Geográfica (ARC VIEW), se han obtenido las áreas de campeo de estos tres ejemplares estableciendo el polígono mínimo convexo, método más utilizado en estos trabajos (White & Garrott, 1990). Así, como refleja la Figura 4, se ha establecido la superficie del área de campeo de cada ejemplar, en esa primera etapa en la que permanecen muy ligados a la colonia.



También se ha comprobado, aunque los datos son aún preliminares y se confirmarán en 2001, que una parte de estos ejemplares juveniles realizan largos desplazamientos y visitan otras grandes colonias de la especie (Sierra Morena, Sierra de San Pedro, Monfragüe, proximidades de Sierra Pelada), mientras que otros apenas se alejan del Sistema Central. Asimismo, se han identificado distintos puntos de alimentación que podrían suponer áreas clave para la supervivencia de la especie como el Monte de El Pardo (Madrid) y otras áreas situadas al sur de la sierra y con abundancia de conejo, que son frecuentadas en las épocas de mayor incidencia de la mixomatosis; o como determinados muladares situados al pie de la sierra, en la vertiente segoviana, muy frecuentados el resto del año.

Se ha podido confirmar también la utilización como dormitorio habitual por parte de estos ejemplares, de la cabecera del río Eresma, en la umbría segoviana de la Sierra de Guadarrama y en plena colonia de cría de Buitre Negro del Pinar de Valsaín. Esto apunta a una estrecha relación entre ambas colonias, prácticamente contiguas en ambas vertientes de la sierra, y que podrían considerarse como una única colonia en la metapoblación de Buitre Negro del Sistema Central.

Seguimiento de actividades forestales

En la ZEPa 'Alto Lozoya' la explotación maderera debe compaginarse adecuadamente con la conservación de la biodiversidad del espacio protegido. El planteamiento básico en este aspecto es doble; por una parte, se pretende analizar la evolución de la colonia a lo largo del tiempo considerando la explotación actual que se lleva a cabo; y, por otra, se trata de conocer cuáles son las consecuencias de una actividad determinada en las proximidades de un nido en concreto, para de esa manera justificar objetivamente, las actividades que pueden realizarse y los periodos en los que es más aconsejable realizarlas.

Se planifican así las actividades que están limitadas en el tiempo y en el espacio, así como las que deben aplazarse o redimensionarse en función de la fenología reproductora de la especie y la presencia de nidos ocupados en las zonas de actuación. El control se centra en los tratamientos selvícolas (cortas, sacas y eliminación de residuos forestales), además de la explotación maderera propiamente dicha. Esta explotación debe restringirse, en determinados rodales, a las primeras semanas del otoño. Sin embargo, en esta fecha es también cuando se inician las primeras lluvias, por lo que los trabajos de explotación deben realizarse en un intervalo de tiempo relativamente corto, pues el terreno muy húmedo imposibilita el trabajo con la maquinaria necesaria. Por otro lado, los trabajos no pueden

iniciarse durante el periodo reproductor del buitre por lo que se debe esperar hasta la finalización de éste.

En todo caso, resulta imprescindible una efectiva coordinación entre trabajadores forestales, guardería y técnicos de SEO/BirdLife, y una rápida y eficaz transferencia de la información sobre la planificación de trabajos forestales.

CONCLUSIONES

Durante años se ha intentado analizar la incidencia de la explotación forestal sobre la colonia de Buitre Negro. Los análisis tienen que enfocarse en dos sentidos, por un lado se debe considerar la evolución de la colonia en general a lo largo del tiempo con el sistema actual de explotación; y, por otro, debe estudiarse cuáles son las consecuencias de una acción determinada sobre un nido en concreto para, de esa manera, planificar y justificar las restricciones espaciales y temporales que deban plantearse a tal explotación.

Teniendo en cuenta estas premisas, el estudio de la colonia sólo puede realizarse mediante el seguimiento continuado en el tiempo; mientras que las afecciones de las distintas actuaciones sobre los nidos deben estudiarse realizando un seguimiento de las mismas y el comportamiento de los individuos afectados.

Después de los cuatro años de seguimiento, y de la coordinación alcanzada entre actividades forestales y seguimiento de la colonia, las incidencias sobre la reproducción del Buitre Negro son mínimas. Hasta el momento hay localizadas y cartografiadas 90 plataformas, de las que sólo 54 han sido utilizadas en 2000 (60%), lo que sitúa la población actual de la colonia en 54 parejas. En esa temporada, 5 parejas no se consideran reproductoras (9,2%) y las restantes 49 (90,8%) iniciaron la reproducción.

De las 49 parejas que realizaron la puesta fracasaron 14, lo que supone que un 28,6% de las parejas no sacaron adelante la puesta en 2000 (porcentaje próximo al de 1999). El restante 71,4% de las parejas reproductoras dieron lugar a 35 pollos volados en la colonia.

Siguiendo los criterios de Hiraldo (1977), que estima que los individuos reproductores en una colonia constituyen el 60% de esa población, el número total de individuos de Buitre Negro en la ZEPa 'Alto Lozoya' en 2000 se situaría en 163 ejemplares.

El periodo de incubación abarca desde 50 a 63 días (media de 54,6 días). El periodo de desarrollo del pollo varía desde los 92 a 129 (media de 110,4 días). Todas las puestas se realizaron entre la última semana del mes de febrero y la segunda semana del mes de abril, excep-



tuando alguna a primeros de mayo. Los nacimientos se concentran entre la última semana de marzo y la última semana de mayo, excepto algunos en la primera semana de junio. El periodo de desarrollo se completa durante el mes de agosto y la tercera semana del mes de septiembre.

El éxito reproductor en el año 2000 fue de 0,71 (una décima superior al de 1999) y la productividad de 0,65 (dos décimas superior a la obtenida en 1999). Tanto el número de parejas reproductoras como el de pollos volados continua aumentando respecto a temporadas pasadas.

Por otro lado, en parte como resultado de los trabajos de anillamiento que se han seguido realizando (30 pollos lo que representa el 85,7% del total), en la campaña de 2000 se ha detectado una mortandad de pollos en nido (5,4%) sensiblemente inferior a la del año anterior (13,5%).

AGRADECIMIENTOS

Este proyecto está promovido y financiado por el Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara, y la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, y se enmarca en el Servicio: "Gestión del Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara", del que es adjudicatario el Grupo EULEN, S.A. La Sociedad Española de Ornitología expresa su agradecimiento a: Juan Vielva, Director-Conservador del Parque Natural y Eva Colorado, Departamento de Medio Ambiente del Grupo EULEN; al personal del equipo gestor del Parque Natural, Luis y Deo, y muy especialmente, a los Agentes Forestales José Fuentes y Juan Carlos Hueso por su continua colaboración en los trabajos de campo, y a los propietarios y personal de la Sociedad Belga de los Pinares de El Paular, por su colaboración en el proyecto y en la conservación de esta especie. Juan Carlos Atienza y José María Sánchez, del Departamento de Proyectos de SEO/BirdLife, colaboraron en los análisis estadísticos y SIG, y en la edición final del informe, respectivamente.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BLANCO, J.C. & GONZÁLEZ, J.L. (Eds.) 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA, Madrid.
- DEL HOYO, J.; ELLIOT, S. & SARGATALL, J. (Eds.) 1992. *Handbook of the Birds of the World*, vol.1. Lynx Edicions, Barcelona.
- HEREDIA, B., ROSE, L & PAINTER, M. (Eds.) 1996. *Globally birds in Europe. Action plans. BirdLife International*. Ed. Council of Europe.
- HIRALDO, F. 1977. *El Buitre Negro (Aegypius monachus) en la Península Ibérica*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla, Sevilla.
- MARTÍ, R., DEL MORAL, J.C. & REFOYO, P. 1999. *Programas de seguimiento de especies singulares: el Buitre Negro en la ZEPA del Alto Lozoya*. En: Actas Primeros Encuentros Científicos del P.N. Peñalara y del Valle de El Paular, Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid, pp: 173-178.
- ORIA, J. & CABALLERO, J. 1992. *Población y amenazas del Buitre Negro en España Central*. Informe inédito. ICONA, Madrid.
- SEO/BIRDLIFE, 1992. *Censo de la población reproductora de Buitre Negro (Aegypius monachus) en Madrid (1992). Problemas de conservación y sugerencias para su gestión*. Informe inédito para la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE, 1997 - 2000. *Seguimiento de la colonia de Buitre Negro de Rascafría (Parque Natural de Peñalara)*. Sociedad Española de Ornitología. Informes anuales inéditos para Parque Natural de Peñalara (Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid) - Grupo EULEN.
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. 1994. *Birds in Europe: Their conservation status. BirdLife International Conservation Series no. 3*. BirdLife International. Cambridge.
- WHITE, G.C. & GARROT, R.A. 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press. London.



EVOLUCIÓN POBLACIONAL Y ÉXITO REPRODUCTIVO DEL BUITRE NEGRO (*AEGYPIUS MONACHUS*) EN EXTREMADURA.

EMILIO COSTILLO (1), JUAN MANUEL SÁNCHEZ (2) y CASIMIRO CORBACHO (3)

*Grupo de Investigación en Conservación.
Área de Biología Animal. Universidad de Extremadura.
Av. de Elvas, s/n;
06071 Badajoz.*

(1) costillo@unex.es; (2) jsanchez@unex.es; (3) ccamado@unex.es

RESUMEN

Extremadura es la comunidad autónoma que cuenta con un mayor número de parejas de buitre negro, 546 - 558 en 1999. Estas además se distribuyen entre 10 colonias: Sierra de Gata, Las Hurdes, Granadilla, Zarza La Mayor, Monfragüe, Los Ibores, Tajo-Internacional, Sierra de San Pedro, Cijara y La Siberia. Estos núcleos de cría presentan tipologías muy diversas, lo que le confiere todavía más importancia para la conservación de esta especie. También presentan tamaños poblacionales muy dispares, con dos de las colonias más grandes conocidas de la especie, Monfragüe y Sierra de San Pedro. El porcentaje de parejas que inician la puesta se sitúa entorno al 90% en los dos años del estudio. Para el conjunto de Extremadura, el éxito de puesta alcanza valores altos, siendo ligeramente más elevado el porcentaje de puestas exitosas en 1999 que en 1998, un 86.6 - 87.19 % frente a 79.41 - 81.47%. Los valores de productividad están entre 0.73 - 0.76 pollos por pareja en 1998 y algo más bajos en 1999 con productividades de 0.69 pollos/pareja. En todos estos valores hay una enorme variabilidad entre las distintas zonas, estando siempre los valores más extremos en las pequeñas colonias. Esta especie a sufrido un importante crecimiento desde los años setenta hasta la actualidad, con tasas de incremento anual entre el 7.67 - 7.76%. Este crecimiento no se ha producido de forma regular; hasta 1986 la tasa de incremento anual es del 5.89%, encontrándose posteriormente a finales de los ochenta y principios de los noventa valores mucho más altos, tal vez sean debidos a un mejor censo de la especie. A partir de estos años, las tasas de incremento son mucho menores, a pesar de que se localizan nuevas áreas pero con un número de parejas pequeño.

INTRODUCCIÓN

El Buitre Negro (*Aegyptius monachus*) es una especie amenazada tanto dentro del ámbito nacional, con poblaciones cercanas a la amenaza a nivel mundial, por lo que presenta un enorme interés dentro de la conservación (Blanco, 1992; Turker y Heath, 1994; Del Hoyo *et al.*, 1994; BirdLife, 1999). Para estas especies, el conocimiento del tamaño poblacional, la distribución de la especie en el espacio y de sus parámetros reproductivos constituyen una premisa fundamental a la hora de abordar proyectos de conservación sobre las mismas.

Aunque sobre el Buitre Negro se desconocen muchos aspectos de su biología y la información de otros muchos es muy escasa, como han puesto de manifiesto numerosos autores en obras generales

(Cramp y Simmons, 1980; Donazar, 1993; Del Hoyo *et al.*, 1994). Esta carencia de conocimientos básicos contrasta con la existente sobre el tamaño de las poblaciones, área de distribución y variables reproductoras materia sobre las que existe abundante información.

Hay por tanto un buen conocimiento en especial en algunas poblaciones locales, que han gozado de un seguimiento continuo como Sierras de Aroche (Ruiz *et al.*, 1988; Galán, 1997; De Andrés *et al.*, 1998), Mallorca (Terrase y Geroudet, 1973; Mayol, 1978; Tewes *et al.*, 1998), Ávila (Bermejo, 1990), etc. A un nivel nacional, el seguimiento no es tan exhaustivo y continuado, pero si que ha tenido un cierto interés (Hiraldó, 1974; González, 1990; González *et al.*, 1986; Sánchez, 1998).



En Extremadura también se han controlado el número de parejas reproductoras en algunas colonias de Monfragüe (González, 1990) y otras como la Sierra de Gata (Garzón, 1968; Gentil y Ventanas, 1998). También a nivel autonómico, desde la administración regional se vienen desarrollando censos de la totalidad de la población reproductora desde 1992 (Sánchez y Rodríguez, 1994; Sánchez *et al.*, 1992; Sánchez *et al.*, 1998).

Gracias a este conocimiento, dentro del contexto internacional destaca sobremanera la población española de Buitre Negro (*Aegypius monachus*) (Tabla 1), siendo la que presenta un mayor número de efectivos y la que ha experimentado el mayor incremento poblacional (Del Hoyo *et al.*, 1994; Turker y Heath, 1994). En este crecimiento en España, las poblaciones extremeñas juegan un papel fundamental, siendo la comunidad autónoma con un mayor número de parejas reproductoras y una de las que presenta mayores incrementos (González, 1990; Sánchez, 1998).

ZONAS	Nº de parejas	Fuente
China	Desconocido	Galushin & Abuladze, 1998
India	Desconocido	Galushin & Abuladze, 1998
Afganistán	Desconocido	Galushin & Abuladze, 1998
Pakistán	Desconocido	Galushin & Abuladze, 1998
Iran	Desconocido	Galushin & Abuladze, 1998
Rusia	30 - 50	Tucker & Heatt, 1994
	20 - 40	Heredia & Bijleved, 1998
Georgia	30 - 50	Heredia & Bijleved, 1998
Armenia	15 - 20	Heredia & Bijleved, 1998
Azerbaijan	40 - 50	Heredia & Bijleved, 1998
Ucrania	6	Tucker & Heatt, 1994
	2 - 5	Heredia & Bijleved, 1998
Turquía	100 - 500	Tucker & Heatt, 1994
	100 - 500	Heredia & Bijleved, 1998
Grecia	10 - 14	Tucker & Heatt, 1994
	16	Heredia & Bijleved, 1998
Bulgaria	1	Heredia & Bijleved, 1998
Macedonia	1 - 2	Grubac, 1998
	(no reproducción)	
España	900 - 1000	Tucker & Heatt, 1994
	1027	Sánchez, 1998

Tabla 1: Número de parejas reproductoras en los países donde cría la especie.

Las aves extremeñas constituyen casi la mitad de las parejas reproductoras de la península, siendo la comunidad autónoma con más parejas de Buitre Negro (Sánchez, 1998). Por esta razón la población extremeña puede constituirse en una importantísima fuente de individuos. Esta relevancia no se debe solamente a esta enorme cantidad de individuos que aquí crían, sino que además presenta gran cantidad de colonias de tipologías muy diversas como se verá más adelante.

Por añadidura, esta área suele servir de zona de alimentación para individuos de otras colonias, como las de Sierra Pelada. Por otra parte gracias al marcaje de

individuos en otras poblaciones, se ha detectado que determinadas zonas ganaderas de Extremadura juegan un importante papel en la dispersión de jóvenes desde otras áreas de nidificación de la Península Ibérica.

Este estudio, por tanto se va a desarrollar en una de las mejores áreas para el Buitre Negro a escala mundial. La intención de este trabajo es conocer aquellas cuestiones referentes a los tamaños poblacionales y la distribución de sus efectivos poblacionales, ya que para la conservación de las especies amenazadas es básico este conocimiento. En este caso cobra todavía más relevancia, ya que la cría en agregados, lo hace muy sensible ante factores como fuegos, epidemias, actuaciones forestales, venenos, etc. Por ello a pesar del número de parejas alto, el hecho de criar en "colonias", les confiere una gran vulnerabilidad. También se van a tratar de conocer los parámetros reproductivos de la especie en Extremadura. Por último se va a analizar la evolución del número de parejas reproductoras, observando posibles cambios en las tasas de incremento a lo largo del tiempo.

METODOLOGÍA

El estudio se realizó en los años 1998 y 1999. Se ha analizado individualmente cada plataforma, viendo lo que sucede en cada una de las mismas a lo largo de las distintas fases del ciclo reproductor. Utilizando esta metodología se trataba en primer lugar de conocer el número de parejas existentes en cada zona. Esta cuestión igual que en otras grandes rapaces se complica por el hecho de que puede que no críen todos los años (Ruiz *et al.*, 1988; González, 1990; González, 1991; Heredia y Heredia, 1991). Además en las colonias de Buitre Negro hay un porcentaje variable de individuos no reproductores (Hiraldo, 1977; González, 1990; Tewes *et al.*, 1998; Hallmann, 1998). A todo esto habría que añadir que las parejas pueden presentar más de un nido (Bernis, 1966; Ruiz *et al.*, 1988; Torres *et al.*, 1981) lo que dificulta todavía más la situación en zonas de altas densidades. Por último determinar el número de pollos volados tampoco resulta fácil, Bustamante (1990) en un estudio específico sobre este tema en otras aves rapaces, señala que con los métodos tradicionales este período está por lo general sobrevalorado.

Debido a estas dificultades se establecieron las siguientes categorías.

Parejas seguras (P.s.): Son aquellas parejas detectadas con seguridad.

Parejas probables (P.p.): Son los casos en los que no se tiene la total seguridad, pero diversos indicios aconsejan a no introducirla en la siguiente categoría.



Plataformas vacías (P.v.): Aquellos casos en los que se tiene la seguridad de que las plataformas no fueron ocupadas ese año.

Para el estudio de las variables reproductoras se empleó la terminología de Cheylan (1981):

- **PORCENTAJE DE PAREJAS CON PUESTA:** es el cociente entre el número de parejas que realizan puesta por el número de parejas controladas.
- **ÉXITO DE PUESTA:** es número que se obtiene de dividir la cantidad de parejas que dan lugar a pollos volantes por el número de parejas con puesta.
- **PRODUCTIVIDAD:** es cociente entre el número de pollos volantes por el número de parejas controladas.

Para estudiar la evolución de las poblaciones en el tiempo, se ha realizado una búsqueda bibliográfica, a fin de conocer aquellos datos existentes sobre los distintos núcleos de cría. (Hiraldo, 1974; González, 1990; González *et al.*, 1986; Sánchez y Rodríguez, 1994; Sánchez, 1998; Sánchez *et al.*, 1992; Sánchez *et al.*, 1998). Aunque la metodología y los esfuerzos empleados en cada censo son diferentes, se han utilizado todos, pues aportan una información muy valiosa a la hora de interpretar las tendencias poblacionales del Buitre Negro en Extremadura.

Para estudiar la tasa de crecimiento anual de las colonias se empleó la fórmula ideada por Lebreton e Isenmann (1976) en la que N_t es el tamaño poblacional inicial y N_{t+a} es el tamaño de esa misma población un número de años a después; siendo a el número de años transcurridos:

$$k = (N_{t+a}/N_t)^{1/a}$$

RESULTADOS

Tamaño poblacional y localización

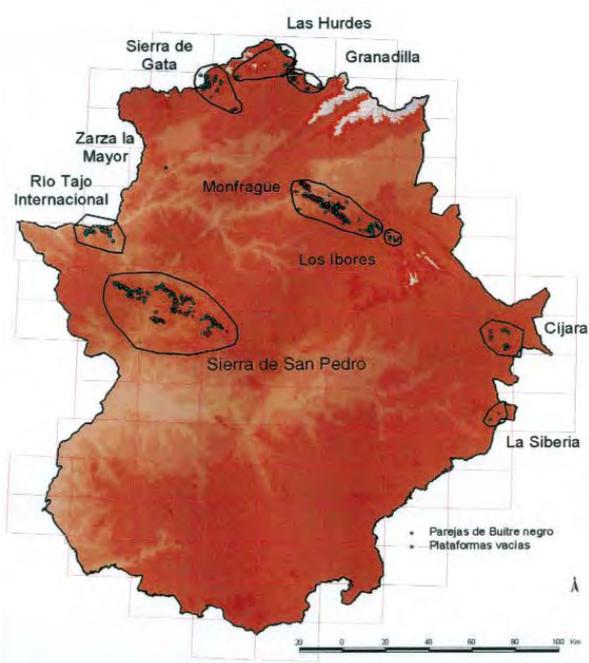
En este mapa de Extremadura, (Mapa 1) aparecen reflejadas las distintas colonias, se han representado todos los nidos, aunque en ocasiones la alta densidad de los mismos en algunas zonas impide apreciarlos individualmente. Este mapa refleja de forma muy clara como se distribuyen los nidos en agregados. Se observa la gran concentración de nidos en áreas concretas, haciéndolos por tanto muy vulnerables a diversos factores adversos tanto de origen natural como antropogénico, como ya se ha comentado anteriormente. Especialmente sensibles son las pequeñas colonias aisladas, donde cualquier catástrofe puede poner en serio peligro la supervivencia de las mismas.

Aunque se pueden encontrar buitres negros por gran parte del territorio extremeño, las áreas de nidificación están circunscritas a la mitad norte de la comunidad como se observa en el mapa.

Es necesario destacar, que en este estudio, no se ha podido confirmar la reproducción en zonas donde se habían localizado anteriormente parejas o existían probabilidades de su nidificación, estas áreas son Cornalvo, Navalmoral de la Mata y Villuercas. En Zarza la Mayor se ha comprobado su reproducción en el 2000, no existiendo parejas en los dos años anteriores, aunque se tenía constancia bibliográfica de la presencia de este núcleo.

A lo largo de todo el estudio se han analizado multitud de plataformas, se han controlado un total de 1027 plataformas en toda Extremadura. Se aprecia un notable aumento cuando se compara con las 790 localizadas el primer año, este incremento se debe tanto a la construcción de nuevas plataformas como a la localización de nuevas parejas.

Utilizando la metodología citada se han encontrado para la totalidad de la comunidad autónoma extremeña un total de 546 parejas reproductoras y 12 probables en 1999. En 1998 se obtuvieron para Extremadura 462 - 501 parejas. Este incremento en el número de reproductores no se debe en exclusiva a un crecimiento de las poblaciones, sino que en parte es debido a una mejor cobertura de algunas zonas, lo que ha llevado a la localización de nuevas parejas, algunas de las cuales probablemente se encontrarán ya en el primer año del estudio.



Mapa 1. Colonias de buitre negro en Extremadura



No obstante es necesario hacer constar que en el caso de Sierra de Gata y de Las Hurdes se han incluido parejas nidificantes de la comunidad autónoma de Castilla-León, pero a escasa distancia del límite autonómico; esta cantidad asciende a 3 parejas para la Sierra de Gata y a una en el caso de la comarca de Las Hurdes.

En Extremadura como se verá a continuación presenta colonias de tipologías muy diferentes, las presentes en el norte se asientan sobre zonas de mayor altura y su sustrato de nidificación suele ser el Pino Resinero (*Pinus pinaster*). La más grande de éstas en términos cuantitativos, es la que se encuentra en la Sierra de Gata. La mayoría de los nidos se concentran en las laderas del valle del río Árrago, debido a los incendios en el pasado, ha sufrido un desplazamiento dentro de las faldas que rodean a este río. Existe un pequeño número de parejas en la cercana Sierra de Dios Padre, distante escasos kilómetros, del eje principal de la colonia. Durante los años del estudio se ha situado con valores constantes alrededor de las 42 parejas

Las Hurdes - Granadilla es el área más norteña, a grandes rasgos se puede indicar que se encuentra en la cuenca del río Alagón en las cercanías del Embalse de Gabriel y Galán. En las Hurdes, las áreas de nidificación se pueden diferenciar en tres subgrupos de parejas, uno en la Sierra del Cordón, otro en las Sierras de las Mestas y un tercero formado por muy pocas parejas en las cercanías de Pinofranqueado. El primer grupo de nidos estaría muy relacionado con las parejas existentes en la zona de Lagunillas (Salamanca). El otro formado también por muy pocas parejas, estaría más ligado a las poblaciones salmantinas de Las Batuecas. Mientras que el núcleo restante se encontraría mucho más cerca de las colonias existentes en Sierra de Gata, en este último año se han encontrado parejas más cercanas todavía a la colonia citada. En esta comarca cada año del estudio se ha llegado a localizar nuevas áreas, que probablemente habían pasado desapercibidas, se ha pasado así de 7 en 1998 a 10 en el 1999.

El área de nidificación de Granadilla se encuentra muy cerca del anterior, probablemente algunas parejas de Las Hurdes, provengan del crecimiento de este núcleo. Este se puede dividir en dos zonas, una en un área del pinares cerca del embalse Gabriel y Galán y otras en áreas de matorral mediterráneo. Para este área se detectaron muchas plataformas, se localizaron 31 plataformas, ocupadas en 1998 por 9 - 10 parejas; en 1999 esta población aumentó hasta un total de 12 parejas.

Monfragüe acoge la mayor cantidad de parejas de Extremadura y alcanza unas densidades de buitres nidificantes altísimas como se puede apreciar en el mapa. Los buitres se agrupan en los alrededores de la desem-

bocadura del río Tietar al Tajo, desde aquí parece que han ido expandiéndose siguiendo las cadenas de sierras que pasan por Monfragüe. En el área se localizaron entre 237 - 241 parejas en 1999. En 1998 se observaron 204 - 223 parejas, por lo tanto se observa un ligero incremento entre estos dos años. Este aumento probablemente se deba a una combinación de varios factores, por un lado el descubrimiento de nuevas zonas fuera del parque así como a unas mejores condiciones ambientales en 1999. La climatología como han encontrado algunos autores afecta a la reproducción de los buitres (Purroy, 1974; Donázar y Ceballos, 1987). En el caso del Buitre Negro, Hiraldo (1977) encuentra una correlación negativa entre la pluviosidad y el número de parejas que inician la cría. De esta manera la alta pluviosidad en 1998 tal vez dificultó la detección de algunas parejas en especial en zonas de alta densidad de nidos.

A escasa distancia de la colonia hacia la Sierra de Las Villuercas, se encuentra una pequeña población en Los Ibores en las faldas de los cerros que rodean al Arroyo Torneros. Antiguamente esta población era más floreciente y se encontraba más alejada de la gran colonia de Monfragüe, ha pasado de 6 - 8 parejas en el primer año de estudio a 4 - 5 en este último con solamente dos pollos volados.

Sobre la Sierra de San Pedro se sitúa el núcleo de cría más amplio de Extremadura como se puede apreciar en mapa. Salvo algún nido aislado, a grandes rasgos las colonias se disponen siguiendo la orientación NW - SE, que presentan las principales sierras. La gran superficie de hábitat adecuado para la especie, que abarca este núcleo, le otorgan un enorme potencial para el Buitre Negro. Es la segunda colonia en importancia numérica de Extremadura. Ha experimentado un importante aumento desde 1998 en el que se dataron 176 - 188, este aumento es en gran parte fruto de la localización de nuevas áreas. Se trata de la otra gran colonia de Buitre Negro en Extremadura donde se superan las 200 parejas.

En trabajos anteriores se había considerado dentro del mismo núcleo poblacional de la Sierra de San Pedro a la población de parejas reproductoras residentes en el Río Tajo Internacional. En este estudio se han separado debido a las diferencias orográficas entre las zonas elegidas para la nidificación por ambos grupos de reproductores. Esta colonia se asienta en un área muy abrupta entre la desembocadura de los ríos Salor y la Rivera de Carbajo al Tajo. La población se ha mantenido en ligero ascenso durante los años del estudio, alcanzando las 33 parejas en 1999.

En el cuadrante nororiental de la provincia de Badajoz, hay otras dos pequeñas poblaciones, en Cíjara y una pareja aislada en La Siberia. El primero se sitúa



en la Reserva Nacional de Caza del Cijara y alrededores formado por unas pocas parejas, rondando la decena durante la realización de este trabajo. En el otro área de cría solamente se ha detectado la presencia de una pareja activa, en la cuenca del río Esteras en la comarca de La Siberia.

Variables reproductoras

Parejas que inician la puesta

El porcentaje de parejas que inician la puesta en Extremadura es elevado se sitúa por encima del 90% (en 1998 90.53 - 96.2%; y en 1999 entre 90.48 - 91.32%). Estos porcentajes son inferiores a los encontrados en Extremadura en el periodo entre 1989 - 1993 (Sánchez *et al.*, 1998). Sin embargo son superiores a los hallados por Hiraldo (1977) que da un valor promedio del 70.5% de parejas que comienzan a incubar, variando entre el 56.5% y el 85.7%. Todos estos valores están dentro del rango normal de la especie, en el que las cifras más bajas conocidas se han encontrado en Mallorca, donde solamente el 37% de las parejas inician la reproducción (Tewes *et al.*, 1998).

Como ya se ha señalado anteriormente, en las zonas con una alta densidad de parejas nidificantes, es difícil estimar este porcentaje, pudiendo pasarse por alto alguna; lo que llevaría a una sobrevaloración del porcentaje de parejas que comienzan a incubar.

Los porcentajes de parejas que empiezan a incubar encontrados en este estudio son muy variables, cuando se consideran los distintos núcleos de nidificación. Lógicamente los valores extremos se encuentran en las poblaciones con un menor número de parejas, ya que cualquier situación favorable o negativa, que incida sobre algunas parejas, genera cambios significativos en el conjunto. De esta forma, el hecho de que críe la única pareja conocida en La Siberia, implica un porcentaje del 100%; una situación similar se observa en Las Hurdes. El caso contrario se produce en 1999, en Cijara y en Los Ibores con porcentajes muy bajos, respectivamente del 66 y del 33%.

Salvo en La Siberia, los valores más altos se han hallado en Monfragüe, con cifras similares en ambos años y en los riberos del Tajo, donde el porcentaje en 1998 es ligeramente más alto. También tienen valores elevados en las colonias del norte de la región. Casi todas las zonas presentan valores similares entre los dos años, salvo dos excepciones, Cijara y Los Ibores; ambos muy bajos en 1999. Las causas de estos porcentajes no están claras, en algunas parejas de Cijara, podrían encontrarse en los fuertes vientos de finales de diciembre de 1998 que derribaron varios nidos.

Éxito de puesta

Para el conjunto de Extremadura, el éxito de puesta alcanza valores altos, siendo ligeramente más elevado el porcentaje de puestas exitosas en 1999 que en 1998, un 86.6 - 87.19 % frente a 79.41 - 81.47% en el primer año del estudio. Estos valores aunque elevados están dentro de lo normal para la especie, Hiraldo (1977) halla cifras que oscilan entre 66.7 - 93.9%. Para Extremadura también se ha recogido valores muchos más altos cercanos al 100% (Sánchez *et al.* 1998) en zonas de Monfragüe.

Como en el parámetro anterior, existen grandes variaciones entre las zonas, encontrándose los valores extremos en pequeñas colonias, los valores extremos van desde el 100% hasta el 36% en 1999 en el núcleo de Granadilla.

Los valores más altos se han hallado en Las Hurdes (1998) y en los dos años en La Siberia y Los Ibores, en los que todas las parejas que han iniciado la reproducción han acabado exitosamente la misma. En 1999 en Los Ibores, éxito de puesta es muy alto contrastando con la baja productividad, debido a que las pocas parejas que empiezan a incubar sacan bien sus pollos.

Salvo las colonias más pequeñas los valores más altos se obtienen en Sierra de San Pedro y el Tajo Internacional. En la primera sierra las cifras alcanzadas en 1998 son 85.61 - 90.19% y en el Tajo Internacional 85.18 - 88.8%; en las dos zonas en 1999 bajó el éxito de puesta con valores del 82% para San Pedro y 83.3% para el río Tajo. En el extremo opuesto a las zonas anteriores están Granadilla y Cijara en 1999. En la primera zona en los dos años del estudio se ha encontrado un éxito de puesta bajo. En 1999 en Granadilla se ha hallado las cifras más bajas, con un 36% debido a una fuerte tormenta de pedrisco en la que se perdieron al menos 4 pollos voladeros. Esta situación refleja muy bien lo ya comentado sobre la vulnerabilidad de estas pequeñas colonias, en las que estas pequeñas catástrofes muy localizadas pueden crear un importante "crack" en las mismas, que según los modelos poblacionales puede comprometer la supervivencia a medio o largo plazo de estas colonias. Este éxito reproductivo del 36%, es uno de los más bajos que se conoce, cerca del 33% de los buitres en Mallorca (Mayol, 1978; Muntaner, 1981).

Productividad

En el conjunto de Extremadura, presenta una productividad alta, ligeramente más baja en 1999. Los valores están entre 0.73 - 0.76 pollos por pareja en 1998 y algo más bajos en 1999 con productividades de 0.69 pollos/pareja.



Estos porcentajes son similares a los observados por otros autores en otras zonas de la península. Por ejemplo Torres *et al.* (1981) encuentran una productividad de 0.75 pollos/pareja en Córdoba, mientras que en Ávila es ligeramente superior, entorno a 0.83 según Bermejo (1990). Precisamente las productividades más altas se han detectado en estudios realizados en Extremadura con valores cercanos a 1 (Sánchez *et al.*, 1998).

Cuando se analizan los resultados por zona se observa un amplio rango de productividades, que van desde las más altas de 1 pollo/pareja en La Siberia y en Las Hurdes en 1998, hasta solo del 0.33 pollos/pareja en 1999 en los núcleos de Cíjara y Los Ibores.

Los resultados más bajos se encuentran en Granadilla en los dos años, en 1999 se alcanza el valor tan bajo de 0.33 pollos/pareja debido a una catástrofe natural en forma de una fuerte tormenta de pedrisco. De igual modo la productividad en Los Ibores también es muy baja, aunque las causas no están en la muerte de pollos en los nidos pues el éxito de puesta de los nidos es del 100%. Sin embargo aquí el porcentaje de parejas que inician la puesta es muy bajo, las razones no están claras, pudiendo tratarse de un suceso natural en las pequeñas colonias u originado por molestias, ya que recientemente se ha llevado a cabo la mejora y asfaltado de una pista que pasa cerca de muchos de estos nidos.

El resto de zonas presentan valores normales muy cercanos a la media de Extremadura, aparte de La Siberia los valores más altos se presentan en los riberos del Tajo (0.81 - 0.82 en 1998 y 0.75 en 1999).

Evolución

Como se puede observar la especie a sufrido un importante crecimiento desde los años setenta hasta la actualidad, con tasas de incremento anual entre el 7.67 - 7.76%. Este crecimiento no se ha producido de forma regular, pues cuando se miran periodos concretos se comprueba que ha sufrido una serie de variaciones a lo largo de todos estos años.



Figura 1: Evolución poblacional de las grandes colonias de Buitre Negro en Extremadura

Hasta 1986 la tasa de incremento anual es del 5.89%, encontrándose posteriormente a finales de los ochenta y principios de los noventa valores mucho más altos. El aumento es mayor, con tasas del 25.99% (1986 - 1989), 19.29% (1989 - 1990) y del 10.04% (1990 - 1991). Sin embargo, parte de estos altos porcentajes son debidos a un mejor censo de la especie, pues cada vez se cuentan con más medios y se parte de una mejor información base. No obstante en estos años está claro un incremento real de las poblaciones de esta especie. A partir de este año, las tasas de incremento son mucho menores, a pesar de que se localizan nuevas áreas en las que el número de parejas es pequeño. Por contra en las grandes colonias los crecimientos poblacionales son también pequeños durante este período. Todo esto queda reflejado en tasas de crecimiento muy bajas durante estos años, alcanzando valores del 1.55% (1991 - 1992) y 0.21% (1992 - 1993). También se encuentran tasas bajas cuando se comparan con lo encontrado en este estudio, con cifras entre el 3.08 y 3.45% desde 1993 hasta 1999.

Como resumen se puede decir que en Extremadura la especie ha iniciado una recuperación desde los años setenta con uno de los incrementos poblacionales más fuertes de la Península Ibérica. Este crecimiento fue especialmente acusado en los ochenta y comienzos de los noventa, determinado además en parte a un mejor censo de la especie. Por último desde mediados de los noventa este crecimiento parece que se ha visto ralentizado encontrándose tasas de crecimiento más lentas en la actualidad. Las causas de este menor crecimiento no están del todo claras, pues podían deberse a fenómenos densodependientes o una mortalidad no natural de los adultos.

Este crecimiento varía entre las distintas colonias, las grandes colonias, Monfragüe y Sierra de San Pedro, siguen una evolución similar a la experimentada por la región (Figura 1), con elevadas tasas de incremento en un principio que van reduciéndose posteriormente. Únicamente la población del Sierra San Pedro - Tajo mantiene tasas de crecimiento más altas, entre 5.77 - 5.96% entre los años 1990 - 1999 debido probablemente a un mejor conocimiento de la especie y un crecimiento de la población nidificante en especial en el Tajo Internacional.

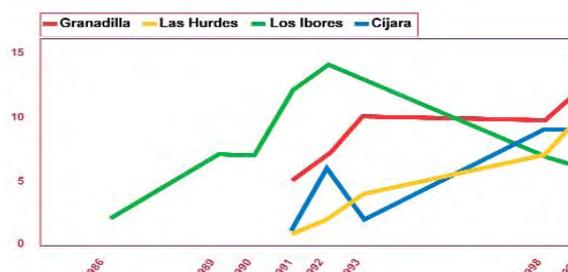


Figura 2: Evolución poblacional de las pequeñas colonias de Buitre Negro en Extremadura.



Las pequeñas colonias son las que presentan una mayor variabilidad en cuanto a sus tendencias poblacionales (Figura 2), encontramos de esta manera poblaciones con altas tasas de crecimiento, en ocasiones propiciado por el descubrimiento de nuevas parejas que probablemente ya existían como sucede en Las Hurdes. En Granadilla donde se conoce muy bien la evolución de la población, ésta ha permanecido más o menos estable, 12 parejas en 1999. La especie presenta una situación preocupante en Los Ibores y Cijara, en el primero de los casos se ha ido reduciendo su número y en el otro aunque se mantiene, probablemente se deba al conocimiento de parejas que ya existían, pues ha desaparecido o se ha rarificado en zonas donde nidificaban varias parejas.

AGRADECIMIENTOS

Antes de finalizar este trabajo nuestro más sincero agradecimiento a Manuel Flores Cid de Rivera y al resto vigilantes de Buitres Negros. Y muy especialmente a la guardería de la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Extremadura, sin su trabajo y ayuda hubiera sido imposible la realización del mismo.



Foto 1. Sierra de Gata

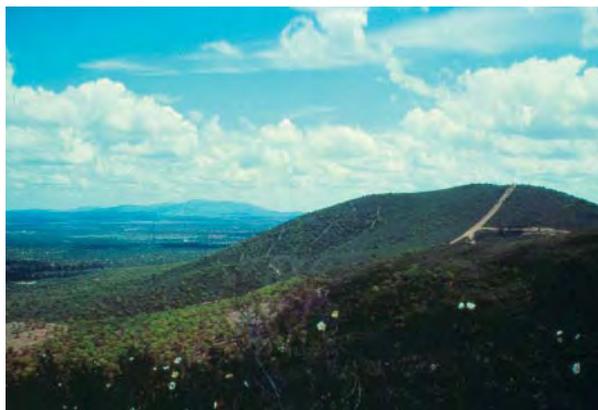


Foto 2. Sierra de San Pedro



Foto 3. Granadilla



Foto 4. Monfragüe



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BLANCO, J.C. y J.L. GONZÁLEZ. 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica ICONA. Madrid.
- BERMEJO, C. 1990. Situación actual del Buitre negro (*Aegypius monachus*) en la provincia de Avila. *I Congreso Internacional sobre Aves Carroñeras*. Cuenca. Aedenat-CODA. ICONA, Madrid.
- BERNIS, F. 1966. El Buitre negro (*Aegypius monachus*) en Iberia. *Ardeola* 12: 45 - 99.
- BIRDLIFE 1999. *Threatened Birds of the World*. Birdlife y Lynx Edicions. Barcelona.
- BUSTAMANTE, J. 1990. *Condicionantes ecológicos del periodo de emancipación en Falconiformes*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- CHEYLAN, G. 1981. Introduction. *Rapaces Méditerranées* 1:3 -5.
- CRAMP, S. & K.E.L. SIMMONS. 1980. *Handbook of the birds of the western Palearctic*. Vol. 2. Oxford University Press. Oxford.
- DE ANDRES, A.J.; C. SEGOVIA & R. GALÁN. 1998. Present status of the Sierra Pelada Black Vulture colony (Huelva, Spain) and its conservation problems. En: E. Tewes, J.J. Sánchez & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *Black Vulture: Conservation in Europa. Progress Report 1993-95*. Pp 62 - 66. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- DEL HOYO, J.; A. ELLIOT & J. SARGATAL. 1994. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 2. *New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona.
- DONAZAR, J.A. y O. CEBALLOS. 1987. Uso del espacio y tasas reproductoras en el Alimoche (*Neophron pernopterus*). Informe inédito, ICONA. Madrid.
- DONAZAR, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos: Biología y conservación*. J.M. Reyero Editor. Madrid.
- GALÁN, R. 1997. La Junta de Andalucía impide que se recupere una colonia de Buitre negro. *Quercus* 141: 44 - 45.
- GALUSHIN, V.M. & A.V. ABULADZE. 1998. The Black Vulture in former USSR. En: E. Tewes, J.J. Sánchez, J.J. Heredia & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions* (Dadia, Greece, 1993). Pp 77 - 79. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- GARZÓN, J. (1968). Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, vol. XV: 97 - 130.
- GENTIL, A & A. VENTANAS. 1998. The Black Vulture Conservation Project in The Sierra de Gata (Cáceres, Spain). En: E. Tewes, J.J. Sánchez & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *Black Vulture: Conservation in Europa. Progress Report 1993-95*. Pp 59 - 62. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- GONZÁLEZ, L.M. 1990. Situación de las poblaciones de Águila Imperial y Buitre Negro en España. *Quercus* 58: 16 - 22.
- GONZÁLEZ, L.M. 1991. *Historia natural del Águila imperial ibérica* (Aquila adalberti Brehm, 1861). Colección Técnica ICONA. Madrid.
- GONZÁLEZ, L.M., J.L. GONZÁLEZ, J. GARZÓN y B. HEREDIA. 1986. Status y Evolución de la población de Buitre negro (*Aegypius monachus*) en la Península Ibérica (1972 - 1986). *V Congreso de Rapaces Mediterráneas*.
- GRUBAC, B.R. 1998. Population status and conservation of the Black Vulture (*Aegypius monachus*) in the former Yugoslavian Republic of Macedonia (FYR Macedonia). En: E. Tewes, J.J. Sánchez, J.J. Heredia & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions* (Dadia, Greece, 1993). Pp 63 - 68. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- HALLMANN, B. 1998. The Black Vulture of Greece. En: E. Tewes, J.J. Sánchez, J.J. Heredia & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions* (Dadia, Greece, 1993). Pp 27 - 32. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- HEREDIA, B. y M. BIJLEVELD. 1998. Summary of the Symposium on the Black Vulture (*Aegypius monachus* L. 1766) in South Eastern Europe and Adjacent Regions. En: E. Tewes, J.J. Sánchez, J.J. Heredia & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions* (Dadia, Greece, 1993). Pp 9-10. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- HEREDIA, R. y B. HEREDIA. 1991. *El Quebrantahuesos* (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos. Colección Técnica ICONA. Madrid.



- HIRALDO, F. 1974. Colonias de cría y censo de los Buitres Negros (*Aegypius monachus*) en España. *Naturalia Hispánica* nº 2. ICONA. Madrid.
- HIRALDO, F. 1977. *El Buitre negro (Aegypius monachus) en la Península Ibérica*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- LEBRETON, J.D. et P. ISENMANN. 1976. Dynamique de la population camarguaise de Mouettes Rieuses *Larus ridibundus* L.: un modèle mathématique. *Terre et Vie*, 30: 529-549.
- MAYOL, J. 1978. Contribución al conocimiento del Buitre negro *Aegypius monachus* en Mallorca. *Bol. Soc. Hist. Nat. Baleares* 22: 150 - 178.
- MUNTANER, J. 1981. Le statut des rapaces diurnes nicheurs des Balears. *Rapaces méditerranéens* 1: 62 -65.
- NEWTON, I. 1979. *Population ecology of raptors*. T & A.D. Poyser Ltd. Berkhamsted.
- PURROY, F.J. 1974. *Fauna navarra en peligro de extinción*. Ediciones y libros S.A. Pamplona.
- RUIZ, J.; R. GÓMEZ y M.V. GÓMEZ. 1988. *Las buitreras de Aroche*. Monografías del Medio Ambiente, nº 6. Junta de Andalucía, Agencia del Medio Ambiente. Sevilla.
- SÁNCHEZ, A y A. RODRÍGUEZ. 1994. *Programa de control y seguimiento de poblaciones faunísticas. Primavera 1993*. Consejería de Obras Públicas, Urbanismo y Medio Ambiente, Junta de Extremadura. Badajoz.
- SÁNCHEZ, A.; A. RODRÍGUEZ y J.A. ALVAREZ. 1992. Estatus y evolución de la población nidificante de Buitre negro en Extremadura, entre 1972 - 1992. *Aegypius* 10: 15 - 20.
- SÁNCHEZ, A.; A. RODRÍGUEZ & J.M. SÁNCHEZ. 1998. The Black Vulture (*Aegypius monachus*) breeding population in Extremadura (Western Spain): Distribution, Evolution, Reproduction, Problems and Conservation. En: E. Tewes, J.J. Sánchez & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *Black Vulture: Conservation in Europa. Progress Report 1993-95*. Pp 51 - 58. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- SÁNCHEZ, J.J. 1998. The recovery of the Black Vulture, (*Aegypius monachus*), in Spain. En: E. Tewes, J.J. Sánchez, J.J. Heredia & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *International Symposium on The Black Vulture in South Eastern Europe and Adjacent Regions* (Dadia, Greece, 1993). Pp 89 - 99. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- TERRASE, J.F. et P. GEROUDET. 1973. Le fonds d'intervention pour les Rapaces, 1971 - 1972. *Nos Oiseaux*, vol. XXXII: 47 - 53.
- TEWES, E.; J.J. SÁNCHEZ & J. MAYOL. 1998. The conservation project in Mallorca. En: E. Tewes, J.J. Sánchez & M. Bijlaved van Lexmond (eds). *Black Vulture: Conservation in Europa. Progress Report 1993-95*. Pp 24 - 29. Black Vulture Conservation Foundation. Palma de Mallorca.
- TORRES, J.A.; P. JORDANO y A. LEÓN. 1981. *Aves diurnas de la provincia de Córdoba*. Publicaciones del Monte de Piedad y Caja de Ahorro de Córdoba. Córdoba.
- TURKER, G.M. & M.F. HEATH. 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. Birdlife International. Cambridge.



BASES PARA LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD VEGETAL: UN ENFOQUE PRÁCTICO

JOSÉ MARÍA IRIONDO

*Departamento de Biología Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola.
Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid
iriondo@ccupm.upm.es*

1.- INTRODUCCIÓN

La especie es la unidad básica de clasificación taxonómica e igualmente constituye la moneda de cambio más práctica y frecuentemente utilizada en la conservación de la biodiversidad vegetal. De esta manera, ocupa, por ejemplo, un papel protagonista en los libros rojos de taxones amenazados, las bases de datos sobre conservación, los listados de recursos genéticos utilizables por el hombre o el marco legislativo desarrollado para conservar la biodiversidad. No obstante, resulta importante tener presente que la biodiversidad vegetal es un concepto mucho más amplio que el de la diversidad de especies y que la conservación de la biodiversidad vegetal debe ser abordada desde múltiples perspectivas.

En la actualidad se distinguen al menos tres componentes dentro del concepto de biodiversidad: biodiversidad ecológica, biodiversidad organísmica y biodiversidad genética (Heywood y Baste, 1995). Es por ello que una política adecuada de conservación de la biodiversidad vegetal deberá tener en cuenta e incluir en su estrategia medidas para la conservación de los tres componentes citados. Hoy en día la manera más eficaz y económica de afrontar la conservación de la biodiversidad vegetal incluyendo todos sus componentes es a través de actividades de preservación de los ecosistemas naturales y de gestión sostenible de los ecosistemas explotados (Gómez-Campo, 1985; Prance, 1997).

Con independencia de la escala geográfica en la que se aborde la conservación (continente, estado, autonomía o ecosistema) toda estrategia de conservación debe contemplar dos etapas fundamentales: a) Estudio de la biodiversidad vegetal existente en el territorio señalado y diagnóstico de la situación actual; b) Desarrollo de planes de actuación (Glowka *et al.*, 1994).

2.- ESTUDIO DE LA BIODIVERSIDAD VEGETAL Y DIAGNÓSTICO DE LA SITUACIÓN ACTUAL

Resulta evidente que no es posible conservar con un mínimo de fiabilidad aquello que no se conoce. En consecuencia la identificación y el estudio de la biodiversidad existente constituyen el paso preliminar en cualquier estrategia de conservación. Teniendo presentes los tres componentes de la biodiversidad señalados anteriormente, es conveniente que los estudios se lleven a cabo simultáneamente a diferentes escalas geográficas y a diferentes niveles biológicos incluyendo las perspectivas de los niveles de comunidades, especies y poblaciones (Stork y Samways, 1995).

Comunidades

El nivel de comunidades permite el estudio de la diversidad de especies en determinadas áreas, la función ecológica que cumplen, los cambios en la composición de especies a lo largo del espacio y la distribución de los ecosistemas; en otras palabras, constituye una de las puertas de acceso al estudio de la componente ecológica de la biodiversidad.

En el contexto europeo, en 1985 se estableció el sistema de coordinación de información sobre el medio ambiente CORINE con el objetivo de coordinar y mejorar la información sobre el estado del medio ambiente en la Comunidad Europea. Como parte del proyecto sobre biotopos se elaboró un inventario de localidades merecedoras de conservación al nivel de comunidad basándose en las características de la flora y la fauna. El criterio para la selección de las localidades incluía la presencia de especies vulnerables de plantas o animales, la presencia de hábitats vulnerables, la riqueza del lugar para un grupo taxonómico



particular y la riqueza del lugar para una determinada unidad fitosociológica. Este sistema de clasificación ha contribuido al desarrollo de la Directiva 92/43 CEE de 21 de Mayo sobre la conservación de los Hábitats y de las especies de Flora y Fauna Silvestres (Consejo CEE, 1992) y de la Red Natura 2000 (Stork y Samways, 1995). Posteriormente el sistema europeo de información de la naturaleza (EUNIS), basándose en los resultados obtenidos por el proyecto sobre biotopos de CORINE ha desarrollado un sistema de clasificación de hábitats europeos mejorado, ampliado y armonizado con otras iniciativas internacionales. El desarrollo de la Directiva sobre la conservación de Hábitats ha impulsado en España la realización del Inventario Nacional de Hábitats a escala 1:50.000, proyecto en el que los 124 tipos de hábitats españoles del Anexo I han sido desagregados en más de 1600 asociaciones y alianzas sintaxonómicas (Orella, 1999).

Especies

El nivel de especie permite abordar el estudio de la diversidad organizmica. En otras palabras, permite el estudio de la biodiversidad desde una perspectiva taxonómica y evolutiva. La taxonomía proporciona un marco organizativo que permite reconocer e interpretar la diversidad organizmica e identificar las unidades biológicas que son el resultado de procesos evolutivos (Mayden y Wood, 1995). En definitiva, la inventariación taxonómica resulta esencial para conocer qué es lo que tenemos en un entorno dado y, en consecuencia, qué es lo que debemos conservar.

Dentro de las iniciativas llevadas a cabo en este sentido a escala europea y mediterránea podemos citar los proyectos *Flora Europaea* (Tutin *et al.*, 1964-1980) y *Med-Checklist* (Greuter *et al.*, 1984-1989) que en la segunda mitad del siglo pasado contribuyeron a sintetizar el conocimiento existente sobre la Flora EuroMediterránea. En la actualidad cabe destacar la existencia del proyecto *Euro+Med PlantBase* que a través de una revisión taxonómica de todas las especies descritas en la región Euromediterránea por parte de especialistas de más de cincuenta países tiene por objetivos la producción de un catálogo consensuado y la generación de una gran base de datos dinámica y accesible por Internet que aporte, además de información taxonómica, otros datos relativos a los taxones considerados (corología, fitosociología, fitoquímica, conservación, protección legal, etc.) (Carine *et al.*, 2000). Por lo que respecta a la identificación de los taxones que se encuentran más amenazados el World Conservation Monitoring Centre basado en Cambridge posee la base de datos más completa, la cual es parcialmente accesible por Internet. (<http://www.wcmc.org.uk/species/plants/plants-by-taxon.htm>).

Por lo que respecta al ámbito ibérico, el proyecto taxonómico de referencia es *Flora Iberica* (Castroviejo *et al.*, 1986-2000), mientras que desde el punto de vista de la identificación de los taxones más amenazados cabe mencionar la Lista Roja de la Flora Vascular Española (VV.AA., 2000) recientemente publicada y enmarcada dentro del Proyecto Atlas de Flora Amenazada que prevé para los próximos años la elaboración de un nuevo libro rojo, un atlas con información precisa sobre la ubicación de las poblaciones y una gran base de datos sobre la flora amenazada.

Junto a estos proyectos que abarcan grandes territorios y los que se llevan a cabo en marcos más reducidos como comunidades autónomas o provincias, constituyendo herramientas esenciales para la evaluación de la biodiversidad y el establecimiento de prioridades en dichas escalas, se encuentran finalmente los estudios de inventariación de especies realizados directamente sobre los espacios naturales. Estos últimos constituyen una herramienta indispensable a la hora de desarrollar planes de conservación en dichas áreas.

Poblaciones

Mientras el nivel de comunidades guarda relación con la componente ecológica de la biodiversidad y el nivel de especies se encuentra estrechamente relacionado con la componente organizmica, el nivel de poblaciones constituye un punto de encuentro de los tres componentes de la biodiversidad. Desde un punto de vista ecológico la población constituye la unidad básica de referencia sobre la que se establecen las relaciones bióticas y abióticas, mientras que desde la perspectiva organizmica la población es la unidad elemental de todo el sistema de clasificación. Finalmente, el nivel de población ocupa una posición central en el estudio de la componente genética de la biodiversidad.

Los estudios de biodiversidad planteados al nivel de poblaciones tratan de responder a una serie de preguntas clave sobre la población objeto de estudio que permitan efectuar un diagnóstico acertado de la situación: ¿Se encuentra la población en declive? ¿Qué factores están condicionando la supervivencia de la población? ¿Qué etapas del ciclo vital son claves para la supervivencia de la población?

Para contestar a estas cuestiones y a otras muchas más que se plantean durante las actividades de gestión de recursos biológicos, resulta necesario recoger información básica sobre la biología de las poblaciones. Esta información puede, a continuación, ser utilizada para construir modelos que permitan, dentro de unos límites, analizar la viabilidad de las poblaciones.



La viabilidad de una población, es decir, la probabilidad de que una población perdure a lo largo del tiempo, puede ser interpretada como una función que depende de dos factores fundamentales: a) el número de individuos que compone la población en el momento presente y, b) el "comportamiento" individual de los integrantes de la población, en términos de supervivencia, crecimiento y respuesta reproductiva. De esta manera, podemos expresar:

$$V_i = f(N_i, K_i)$$

donde,

V_i : viabilidad de la población i

N_i : tamaño de la población i

K_i : comportamiento de los individuos de la población i

El comportamiento (supervivencia, crecimiento y respuesta reproductiva) de los individuos de la población es el resultado de la expresión de los genotipos presentes, condicionada por las características ambientales del lugar donde habita la población:

$$K_i = f(G_i, A_i)$$

donde,

G_i : composición genética de los individuos de la población i

A_i : características ambientales del lugar donde habita la población i

Esta breve relación de factores que determinan la viabilidad de una población permite identificar la información necesaria para establecer un diagnóstico. El tamaño de la población se estima mediante censos poblacionales mientras que el comportamiento de los individuos (supervivencia, crecimiento y respuesta reproductiva) se caracteriza mediante seguimientos demográficos y estudios de biología reproductiva. Los componentes genéticos y ambientales que determinan el comportamiento pueden ser evaluados con estudios de diversidad genética y de caracterización del hábitat y de la comunidad biótica.

El análisis de viabilidad de poblaciones es un procedimiento que permite simular mediante modelos los procesos de extinción que actúan sobre una población. La utilización de modelos demográficos permite proyectar el tamaño de una población hacia el futuro, cuantificar los efectos de diversos factores de amenaza, valorar los efectos de distintos sistemas de manejo, estudiar la relevancia de cambios en las condiciones ambientales y llevar a cabo estimaciones sobre la probabilidad de extinción.

Existen diversos modelos demográficos que siguen diferentes aproximaciones. Sin embargo, los métodos discretos basados en la estructuración de las poblaciones en categorías son los métodos más flexibles y fáciles de adaptar a los datos que se pueden tomar en una población de una especie vegetal (Menges, 1986).

Erodium paularense Fern. Gonz. & Izco (Geraniaceae) es un caméfito rosulado con tres poblaciones que crecen sobre afloramientos dolomíticos del valle de Lozoya en la Sierra de Guadarrama (Madrid) (Fernández-González e Izco, 1989). Posteriormente se han descubierto nuevas poblaciones, adscritas en principio a esta especie, en la localidad de Cañamares (Guadalajara) creciendo sobre andesitas. Esta especie ha sido catalogada como "vulnerable" (V) de acuerdo con las categorías de amenaza de UICN (Gómez-Campo, 1987) y, posteriormente, como "en peligro" (E) (VV.AA., 2000). *E. paularense* se encuentra protegida por el Decreto 20/1989 de la Comunidad de Madrid (B.O.C.M., 1989) y por el Decreto 33/1998 por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla - La Mancha (D.O.C.M., 1998). Igualmente aparece en los listados del Anexo II y Anexo IV de la Directiva de Hábitats y Especies de la Comunidad Europea (Consejo CEE, 1992).

En esta especie se ha realizado un seguimiento demográfico de una de las poblaciones que ha permitido obtener los parámetros de supervivencia, crecimiento vegetativo y fecundidad que caracterizan la dinámica de dicha población. Con estos datos se ha llevado a cabo un análisis de viabilidad de la población que puede ilustrar las posibilidades de este tipo de estudios.

Dado que los parámetros fundamentales del comportamiento no son iguales entre los individuos de una población, resulta necesario estructurar la población en distintas clases que agrupen a los individuos que presentan un comportamiento más o menos similar. Así, por ejemplo, los individuos de las poblaciones de *E. paularense* han sido estructurados en cuatro clases: I. individuos con diámetro inferior a 6 cm, no reproductivos; II. individuos adultos con diámetro comprendido entre 6 y 12 cm; III. individuos adultos con diámetro comprendido entre 13 y 21 cm; y IV. individuos adultos con diámetro superior a 21 cm.

La estructuración de la población en clases y las tasas vitales obtenidas a través del seguimiento demográfico por un período de 7 años quedan resumidas en el ciclo vital expuesto en la Figura 1.

Los datos medios expuestos en la Figura 1 también pueden reflejarse en modo matricial formando la llamada *matriz de transición* que se presenta en la Tabla 1.



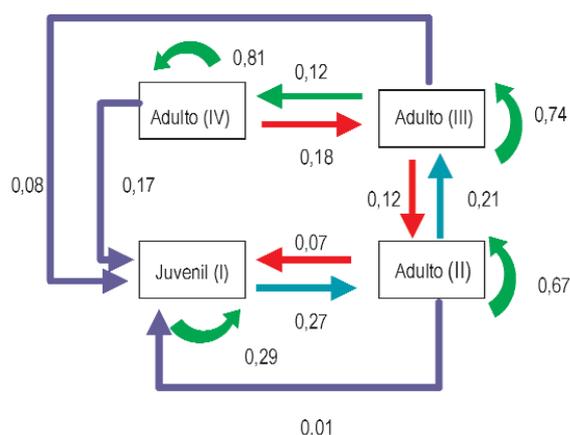


Figura 1. Ciclo vital de *Erodium paularense* en una población estructurada en cuatro etapas: (I) juvenil, $\varnothing < 6\text{cm}$; (II) adulto, $6-12\text{ cm } \varnothing$; (III) adulto, $13-21\text{ cm } \varnothing$; (IV) adulto, $\varnothing > 21\text{cm}$. Valores medios de las transiciones 1993-1999. Flechas verdes: crecimiento o mantenimiento en la misma clase; Flechas rojas: decrecimiento; Flechas azules: reproducción incluyendo producción de semillas, depredación y tasas de germinación.

		de:			
		I	II	III	IV
a:	I	0,29	0,08	0,08	0,17
	II	0,27	0,67	0,12	0,00
	III	0,00	0,21	0,74	0,18
	IV	0,00	0,00	0,12	0,81

Tabla 1. Matriz de transición de la población I de *Erodium paularense* en el Valle de Lozoya, estructurada en cuatro etapas: (I) juvenil, $\varnothing < 6\text{cm}$; (II) adulto, $6-12\text{ cm } \varnothing$; (III) adulto, $13-21\text{ cm } \varnothing$; (IV) adulto, $\varnothing > 21\text{cm}$. Valores medios obtenidos durante el período 1993-1999.

Multiplicando la matriz de transición por una matriz columna que contenga la estructura de la población por clases en el tiempo n , podemos proyectar la estructura de la población al tiempo $n+1$. Cuando la matriz de transición procede del seguimiento de dos años, tenemos un único valor para cada elemento de la matriz. Si multiplicamos reiteradamente esta matriz por la matriz que contiene la estructura de la población obtenemos una proyección en el que el tamaño de la población se multiplica cada año por un mismo factor (el coeficiente λ , o tasa de crecimiento finito de la población) y estamos trabajando con un modelo determinista. Cuando el seguimiento demográfico de la población se realiza por más de dos años obtenemos cada dos años distintos valores de los elementos de la matriz de transición, lo cual nos permite reflejar mejor la variabilidad ambiental existente en la zona. En estos casos además de la matriz de transición formada por los valores medios de los valores obtenidos se puede formar una segunda matriz con las desviaciones estándar de cada uno de los elementos de la matriz de transición. De esta manera se puede desarrollar un modelo que incorpore la estocasticidad ambiental. Para simular la estocasticidad ambiental se utilizan programas de software espe-

cíficos que elaboran para cada transición de la simulación una matriz de transición en la que los elementos se obtienen al azar a partir de distribuciones lognormales cuyas medias y desviaciones estándar se corresponden con la matriz de transición de los valores medios (Tabla 1) y la matriz de desviaciones estándar (Tabla 2).

		de:			
		I	II	III	IV
a:	I	0,14	0,07	0,09	0,19
	II	0,26	0,12	0,13	0,00
	III	0,01	0,19	0,09	0,16
	IV	0,00	0,01	0,13	0,16

Tabla 2. Matriz de desviaciones estándar de los elementos de la matriz de transición de la población I de *Erodium paularense* en el Valle de Lozoya durante el período 1993-1999.

Las proyecciones que resultan al tener en cuenta la estocasticidad ambiental permiten obtener una estimación de la tendencia demográfica de una población. En el caso de la población de *Erodium paularense* estudiada, se trata de una tendencia poblacional en declive (Figura 2), que contrasta con el valor estable de la tasa finita de crecimiento de la población ($\lambda = 0,9995$) obtenida a partir de la matriz de transición media (Tabla 1).

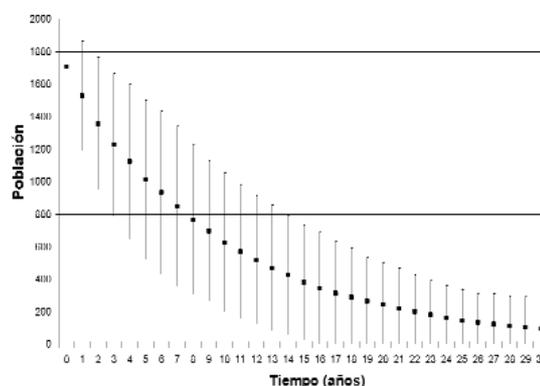


Figura 2. Proyección demográfica de la población I del Valle de Lozoya de *E. paularense* siguiendo un modelo matricial estructurado que incorpora estocasticidad ambiental basado en datos del período 1993-1999. Valores medios \pm desviaciones estándar para 1000 repeticiones.

La utilización de estos modelos demográficos permite llevar a cabo una estimación de la probabilidad de extinción de una población en un determinado horizonte temporal. La proyección demográfica de los modelos estocásticos se basa en la realización de un número elevado de repeticiones de la simulación para un período de tiempo determinado. Así, la probabilidad de extinción se puede estimar como el número de simulaciones que acaban en extinción para el período de tiempo referido dividido por el número total de simulaciones efectuadas (Figura 3).



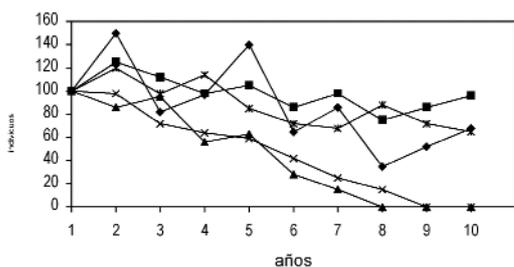


Figura 3. Ejemplo ilustrativo de la estimación de la probabilidad de extinción. En este caso y para un horizonte temporal de 10 años 2 de las 5 simulaciones realizadas proyectan una extinción de la población. La probabilidad de extinción estimada es de $2/5 = 40\%$.

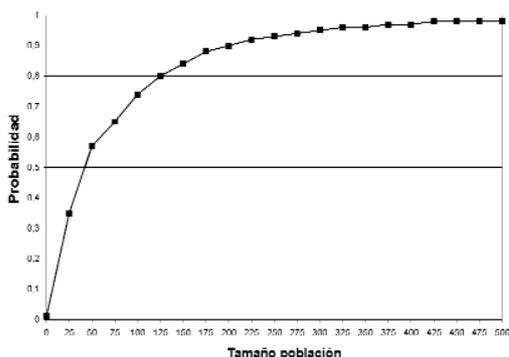


Figura 4. Probabilidad de cuasi-extinción de la población I de *E. paularense* en el Valle de Lozoya para un intervalo de 30 años. La curva indica la probabilidad de que el tamaño de la población descienda por debajo de un determinado tamaño a lo largo del período considerado.

De igual manera, se puede estimar la probabilidad de que el tamaño de la población llegue a ser inferior a un determinado valor durante el período considerado (Figura 4). De acuerdo con esta simulación realizada para la población de *Erodium paularense*, en la que se han efectuado 1000 repeticiones, la probabilidad de extinción durante el período de tiempo considerado (30 años) es de 0,011. Si bien la probabilidad de extinción es baja, la probabilidad de que su número sea inferior a 50 individuos es de 0,57 y de que sea inferior a 500 individuos es de 0,98. Dado que un tamaño superior a 500 individuos puede ser necesario para evitar la pérdida de alelos por deriva genética y los efectos de la depresión endogámica, los resultados de esta proyección son preocupantes.

Dado que el valor de λ es prácticamente igual a 1, el declive en la población (Figura 2) debe atribuirse al efecto de la estocasticidad ambiental o, en otras palabras, al hecho de que los valores de los parámetros vitales en las transiciones reales de cada año son bastante variables. En hábitats mediterráneos, caracterizados por una alta incertidumbre de sus condiciones climáticas, las predicciones pueden ser muy variables dependiendo del período de tiempo considerado en el estudio. De aquí la importancia de que el período de recolección de datos sea lo suficientemente extenso como para recoger, de forma representativa, la variabilidad existente a lo largo del tiempo.

Entre otros parámetros que se pueden obtener a partir de los modelos estocásticos cabe mencionar la estimación de la probabilidad de que la población sufra una determinada declinación porcentual en el tamaño de su población en un período tiempo estipulado. Este parámetro se puede utilizar en la asignación de las categorías de amenaza siguiendo los criterios de UICN (UICN, 1994). Así, por ejemplo, en la población I de *Erodium paularense* obtenemos una estimación de una declinación del 10% en un período de 10 años con una probabilidad superior al 95%. Este criterio apoya su ubicación en la categoría de vulnerable. Además existen otras interesantes opciones que permiten incorporar al modelo la estocasticidad demográfica, la ocurrencia de eventos catastróficos, los flujos migratorios entre poblaciones y las actuaciones de gestión en las poblaciones en los casos en que se considere apropiado.

		de:			
		I	II	III	IV
a:	I	0,01	0,01	0,01	0,01
	II	0,03	0,14	0,04	0,00
	III	0,00	0,06	0,31	0,05
	IV	0,00	0,00	0,06	0,27

Tabla 3. Matriz de elasticidades de la población I de *Erodium paularense* en el Valle de Lozoya correspondiente al período 1993-1999.

A partir de la matriz de transición se puede obtener la matriz de elasticidades, parámetro que indica la sensibilidad de la tasa finita de crecimiento de la población (λ) a cambios en alguna de las tasas vitales reflejadas en la matriz de transición. La Tabla 3 muestra la matriz de elasticidades obtenida en la población I de *Erodium paularense*. El análisis de elasticidades muestra que los valores más altos se corresponden con los valores de supervivencia, y más concretamente, con los valores de permanencia en cada clase. En otras palabras, la tendencia poblacional es altamente vulnerable a factores que incidan sobre las tasas de supervivencia de los individuos, especialmente las de los individuos más grandes. Esto significa, por ejemplo, que la población es muy sensible a la recolección de ejemplares adultos por parte de coleccionistas. Por el contrario, los valores de elasticidad correspondientes a las fecundidades son muy bajos, por lo que las variaciones en la respuesta reproductiva de los individuos no influyen de manera determinante en la dinámica de la población.

La aplicación de los modelos bajo diferentes condicionantes permite estimar en un laboratorio virtual el efecto de distintos tratamientos de gestión, o de cambios en las condiciones ambientales sobre la población (Figuras 5 y 6). Por ello, el análisis de viabilidad poblacional constituye una poderosa herramienta en la gestión de poblaciones de especies amenazadas.



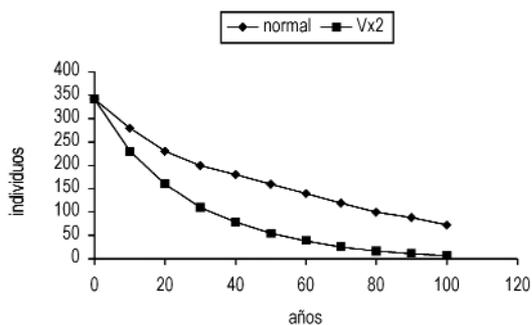


Figura 5. Proyección de la población I de *E. paularense* en el Valle de Lozoya para un intervalo de 100 años comparando la situación actual con un escenario de cambio climático que multiplique por dos (Vx2) la estocasticidad ambiental.

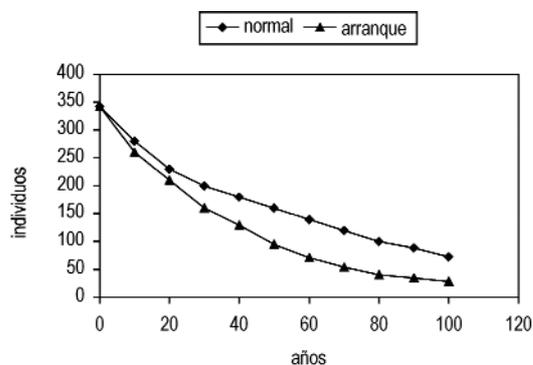


Figura 6. Proyección de la población I de *E. paularense* en el Valle de Lozoya para un intervalo de 100 años comparando la situación actual con un escenario de 1% de arranque de plantas adultas por año.

No obstante, conviene señalar que es importante tomar los resultados obtenidos en la aplicación de los modelos siempre con cautela, siendo plenamente conscientes de los principios asumidos como ciertos, de los factores no tenidos en cuenta, de los errores cometidos en la toma de datos y de las limitaciones metodológicas. En caso contrario, nos arriesgamos a llevar a cabo actuaciones de gestión basadas simplemente, y sin una mínima capacidad crítica, en una confianza ciega en los resultados de un programa informático, nuevo dogma que induce a cometer numerosos disparates en todos los campos en los que se utilizan aplicaciones informáticas.

3.- DESARROLLO DE PLANES DE ACTUACIÓN

Una vez recogida la información básica sobre la población, especie o comunidad vegetal a proteger y habiendo efectuado un diagnóstico de la situación, identificando los factores que condicionan la supervivencia del sujeto de conservación, resulta posible desarrollar planes de actuación con ciertas garantías de éxito.

Los planes de actuación pueden clasificarse en dos grandes unidades: a) los planes de conservación, rehabilitación y restauración de hábitats y comunidades; y b) los planes de conservación y recuperación de especies y poblaciones.

Planes de conservación, rehabilitación y restauración de hábitats y comunidades

Un primer paso para la ejecución de actuaciones sobre hábitats y comunidades consiste en el desarrollo de un marco legislativo que permita la protección de los espacios naturales de interés conservacionista. En este contexto, el desarrollo de la Red Natura 2000 destinada a la protección de los hábitats recogidos en la Directiva 92/43 CEE (Consejo CEE, 1992) está siendo el principal catalizador para la designación de espacios naturales protegidos en España y en toda la Unión Europea.

Por lo que respecta a España se han propuesto un total de 937 lugares de interés comunitario (LIC) con una superficie total de 90.129 km², lo que supone un 17,9% del territorio (Delpeuch y Sundseth, 2000). Esta contribución resulta un refuerzo muy importante a la actual red de espacios naturales protegidos constituida por diversas figuras de ámbito estatal y autonómico (Parques Nacionales, Parques Regionales, Parques Naturales, etc...), especialmente para la conservación de la biodiversidad vegetal, debido a que históricamente la riqueza florística ha sido un elemento poco determinante a la hora de designar los espacios naturales protegidos.

No obstante, la mera designación de un espacio protegido no implica que la conservación de la biodiversidad vegetal se encuentre necesariamente entre sus objetivos prioritarios y así ocurre en la actualidad en numerosos espacios protegidos en España en donde no existen planes activos de conservación de la biodiversidad vegetal existente.

Junto a la mera preservación de hábitats y comunidades naturales que se encuentran en buen estado de conservación, caben dos categorías de intervenciones para aquellos hábitats y comunidades que se encuentran parcial o totalmente degradados: Por un lado se encuentran las intervenciones basadas en la reintroducción de elementos bióticos que previamente se hayan extinguido en lugares que todavía reúnan unos condicionantes del medio físico apropiados. Esto puede suponer desde la reintroducción de una especie determinada hasta la reimplantación de comunidades enteras. También puede suponer el reinicio de procesos que habían dejado de ocurrir tales como la regeneración o el reclutamiento de especies que habían dejado de



reproducirse (Miller *et al.*, 1995). En segundo lugar se encuentran las intervenciones de restauración de las condiciones ambientales apropiadas en hábitats degradados que no reúnen las condiciones apropiadas para la reintroducción de especies que habitaron el lugar en tiempos pasados, entre las cuales se puede citar, por ejemplo, la mejora de la estructura del suelo, el control de factores microclimáticos y el control de plantas invasivas (Berger, 1990).

Planes de conservación y recuperación de especies y poblaciones

En el área de la conservación y recuperación de especies y poblaciones resulta igualmente interesante el desarrollo de un marco legislativo que otorgue protección a aquellas especies y/o poblaciones que se encuentren más amenazadas. En este sentido, a escala europea, el referente obligado es nuevamente la Directiva 92/43 CEE (Consejo CEE, 1992). En España cabe mencionar la existencia del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (B.O.E., 1990), si bien, dado que las competencias medioambientales se encuentran en manos de las comunidades autónomas, los elementos más determinantes son los Catálogos autonómicos de especies amenazadas y las disposiciones anexas por las que se confiere protección legal a dichas especies y se regula el acceso y explotación de las mismas.

Las medidas de intervención a adoptar en los planes de conservación y recuperación deberán estar siempre respaldadas por un conocimiento adecuado de la biología de la especie y un diagnóstico acertado de la situación que permitan claramente la identificación de los factores que condicionan la supervivencia de una determinada población o especie.

Dichas actuaciones pueden clasificarse en tres categorías básicas: actuaciones dirigidas al medio físico, actuaciones dirigidas al medio biótico y actuaciones dirigidas a la propia población.

Las intervenciones dirigidas al medio físico tienen como objetivo la reducción del impacto de los factores físicos que resultan adversos para la población. Esto puede suponer en función de los casos la modificación de la microtopografía del lugar, la alteración de las condiciones del suelo o el control de determinados parámetros microclimáticos. En la mayoría de los casos la actuación consiste en la restauración de las condiciones originales en áreas deterioradas por impactos humanos.

Las actuaciones sobre el medio biótico estén encaminadas a potenciar el desarrollo de aquellas especies que interaccionan positivamente con la población a

conservar y limitar el éxito de aquellas que inciden de forma negativa. Dentro de esta categoría pueden incluirse acciones tales como la incorporación de colmenas de abejas para fomentar la polinización, el control de plagas y enfermedades, la eliminación de plantas invasoras o fuertemente competitivas y el control de la actividad ganadera. Considerando al hombre como un elemento más del medio biótico, en este capítulo también se encontrarían medidas destinadas a impedir el acceso del hombre o determinadas actividades humanas en el lugar donde se encuentra la población.

Por lo que respecta a las medidas a llevar a cabo sobre la población, en primer lugar hay que resaltar la importancia de mantener un seguimiento continuado sobre la evolución demográfica de la población. Las actividades de recolección de germoplasma para su almacenamiento *ex situ* también quedan contempladas dentro de esta categoría. En este apartado, se debe considerar no sólo la conservación del germoplasma sino el desarrollo de técnicas que posibiliten su propagación y cultivo. Finalmente, cuando las circunstancias lo aconsejen, a partir del material conservado *ex situ* puede ser necesario llevar a cabo operaciones de reintroducción, introducción o reforzamiento de las poblaciones.

4.- CONCLUSIONES

Para finalizar podemos concluir indicando que el éxito de las actuaciones de conservación de la biodiversidad vegetal va a depender en gran medida de la incorporación al proyecto como objetivos parciales de los elementos que se enumeran a continuación:

1. **Diagnóstico acertado** de la situación, para lo cual resulta imprescindible el desarrollo de estudios básicos para el conocimiento de los factores que condicionan la viabilidad de la población, especie o comunidad vegetal.
2. Identificación de **objetivos cuantificables** en el proyecto. En la medida que los objetivos que se marcan para el proyecto son cuantificables se podrá comprobar durante el desarrollo del mismo hasta qué punto dichos objetivos están siendo cumplidos. Si los objetivos son difusos y ambiguos, no tendremos pautas para comprobar si las medidas de actuación han resultado eficaces.
3. Examen objetivo de las **medidas posibles**. Las medidas que finalmente se vayan a implementar deben tener presentes, además de los criterios científicos basados en la biología de la conservación, los recursos económicos disponibles para las actuaciones y los condicionantes sociopolíticos del entorno.



Todos estos elementos deben considerarse de forma integrada a fin de encontrar soluciones óptimas bajo las circunstancias existentes.

4. Utilización de técnicas de gestión con **capacidad de adaptación** a éxitos y a errores. Dado que las actuaciones se centran en seres vivos con diferentes respuestas de adaptación bajo condiciones ambien-

tales cambiantes, las estrategias de conservación no pueden ser inamovibles sino que deben tener capacidad de adaptación a la evolución de los acontecimientos, de manera que se pueda responder apropiadamente tanto a los éxitos como a los fracasos que se vayan obteniendo durante la ejecución de los proyectos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERGER, J.J. (Ed.) 1990. *Environmental Restoration. Science and strategies for restoring the Earth*. Island Press, Washington, DC.
- B.O.C.M. 1989. Decreto 20/1989, de 9 de febrero, por el que se establece la protección de especies vegetales de la Comunidad de Madrid. *Boletín Oficial de la Comunidad de Madrid* 85: 3.
- B.O.E. 1990. Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo, regulador del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. *Boletín Oficial del Estado* 82.
- CARINE, M.A., HEYWOOD, V.H. & JURY, S.L. 2000. Euro+Med PlantBase: A new Euro-Mediterranean initiative in plant systematics. *OPTIMA Newsletter* 35:21-23.
- CASTROVIEJO, S. et al. (Eds.). 1986-2000. *Flora Iberica*. Vols. 1-8. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- CONSEJO C.E.E. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Bruselas.
- DELPEUCH, B. & SUNDSETH, K. (Eds.). 2000. Barometro Natura. *Natura* 2000 13:6-7.
- D.O.C.M. 1998. Decreto 33/1998, de 05-05-98, por el que se crea el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Castilla-La Mancha. *D.O.C.M.* 22: 3391-3398.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. & IZCO, J. 1989. *Erodium paularense*, nueva especie de la subsección *Petraea* Brumh. *Candollea* 44:241-248.
- GLOWKA, L., BURHENNE-GUILMIN, F & SYNGE, H. 1994. *A Guide to the Convention on Biological Diversity*. Environmental Policy and Law Paper No. 30. IUCN, Gland.
- GÓMEZ-CAMPO C., 1985. The Conservation of Mediterranean Plants: Principles and Problems. En: *Plant Conservation in the Mediterranean Area*. Gómez-Campo, C., ed. Geobotany 7. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 3-8.
- GÓMEZ-CAMPO, C. (Ed.) 1987. *Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España Peninsular e Islas Baleares*. ICONA, Madrid.
- GREUTER, W.R., BURDET, H.M. & LONG, G. 1984-1989. *Med-Checklist*. Vols. 1, 3 y 4. Ginebra, Berlín.
- HEYWOOD, V.H. & BASTE, I. 1995. Introduction. Pp. 5-19. En: V.H. Heywood (Ed.) *Global Biodiversity Assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- MAYDEN, R.L. & WOOD, R.M. 1995. Systematics, species concepts, and the evolutionary significant unit in biodiversity and conservation biology. Pp. 58-113. En: J.L. Nielsen (Ed.) *Evolution and the aquatic ecosystem: defining unique units in population conservation*. Symposium 17. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- MENGES, E. 1986. Predicting the future of rare plant populations: demographic monitoring and modeling. *Natural Areas Journal* 6:13-25.
- MILLER, K., ALLEGRETTI, M.H., JOHNSON, N. & JONSSON, B. 1995. Measures for Conservation of Biodiversity and Sustainable Use of its Components. Pp.:915-1061. En: V.H. Heywood (Ed.) *Global Biodiversity Assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- ORELLA, J.C. 1999. Desarrollo de la Directiva Hábitats 92/43 CEE. En: *Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*. Pp.:85-90. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid, Madrid.



- PRANCE, G.T. 1997. The Conservation of Botanical Diversity. En: *Plant Genetic Conservation. The In Situ Approach*. Maxted, N., Ford-Lloyd, B.V., Hawkes, J.G., ed. Chapman & Hall, London, pp. 3-14.
- STORK, N.E. & SAMWAYS, M.J. 1995. Inventorying and Monitoring. Pp. 457-543. En: V.H. Heywood (Ed.) *Global Biodiversity Assessment*. UNEP, Cambridge University Press, Cambridge.
- TUTIN, T.G., et al.(Eds.) 1964-1980. *Flora Europaea*. Vols. 1-5. Cambridge.
- UICN (1994) *Categorías de las Listas Rojas de la UICN*. UICN, Gland, Suiza.
- VV.AA. 2000. Lista Roja de la Flora Vasculare Española. *Conservación Vegetal* 6 (extra):11-38.



BIOLOGÍA DE LA CONSERVACIÓN DE *ERODIUM PAULARENSE*

M^a JOSÉ ALBERT (1), ADRIÁN ESCUDERO (1) Y JOSÉ M^a IRIONDO (2)

(1) Área de Biodiversidad y Conservación. Escuela Superior de Ciencias Experimentales y Tecnología
Universidad Rey Juan Carlos. 28933 Móstoles (Madrid)

m.j.albert@escet.urjc.es

a.escudero@escet.urjc.es

(2) Departamento de Biología Vegetal. Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Agrícola.
Universidad Politécnica de Madrid. 28040 Madrid

iriondo@ccupm.upm.es

INTRODUCCIÓN

Erodium paularense Fern. Gonz & Izco (Geraniaceae), o geranio de El Paular, es una bella planta endémica del Sistema Central español. Se trata de un caméfito perenne de crecimiento en roseta, con hojas verde-grisáceas y flores púrpuro-rosadas muy llamativas. Tres de las poblaciones conocidas se encuentran en el Valle de Lozoya (Madrid), y en mayor número han sido localizadas en la provincia de Guadalajara, en el término municipal de La Miñosa.

La especie se encuentra clasificada como "en peligro" según las categorías de la UICN (VV.AA. 2000), debido a su área de distribución pequeña y al reducido tamaño de las poblaciones. En el Valle de Lozoya, donde nos centraremos en el presente trabajo, vive únicamente en algunos afloramientos de roca caliza dolomítica, "islas edáficas" que ocupan muy poca extensión en la sierra de Guadarrama. Habita en las fisuras y cavidades de las rocas y en el suelo superficial (lito-suelo) junto a éstas.

La actual situación de la especie exige unas medidas concretas de conservación que garanticen su supervivencia. Pero antes de elaborar un Plan de Conservación es necesario considerar algunas cuestiones:

- conocer cuál es la evolución demográfica de las poblaciones, es decir, si el número de individuos está aumentando, disminuyendo, o es estable a lo largo del tiempo.
- estudiar cuáles son las etapas del ciclo vital que están limitando la capacidad reproductiva de las plantas.
- conocer la estructura genética de las poblaciones.

- considerar la influencia de las actividades humanas sobre la viabilidad de las poblaciones.

A continuación revisaremos los estudios realizados para analizar cada uno de estos aspectos y sus repercusiones sobre la conservación de las poblaciones.

DEMOGRAFÍA

El seguimiento de las plantas a lo largo de varios años nos aporta información muy valiosa sobre la evolución demográfica de las poblaciones. El censo total realizado mediante conteo directo de todas las plantas localizadas, nos muestra que el número de individuos se mantiene relativamente constante, con ligeras oscilaciones interanuales que se deben fundamentalmente a variaciones en la producción de semillas y aparición de plántulas en los distintos años. Las plántulas se distinguen fácilmente por sus característicos cotiledones y el tono rojizo que éstos adquieren al cabo de unas semanas. Tras varios años de seguimiento hemos detectado una cierta variabilidad entre los distintos hábitats, roca y litosuelo, en cuanto al tamaño, crecimiento y mortalidad de plantas, siendo más acusadas las oscilaciones interanuales en el litosuelo. El estado de plántula es extremadamente vulnerable, principalmente debido a la fuerte mortalidad estival; de hecho, la mayor parte de las nuevas plántulas no consigue superar el verano posterior a su nacimiento, y tan sólo un 3% de las que nacen cada año logra alcanzar la madurez. El número total de plantas del geranio de El Paular se estima en unos 15.000 individuos en estas poblaciones madrileñas.

En las pirámides de población se observa la baja proporción de individuos juveniles frente a individuos adultos (Figura 1); las pirámides no presentan una



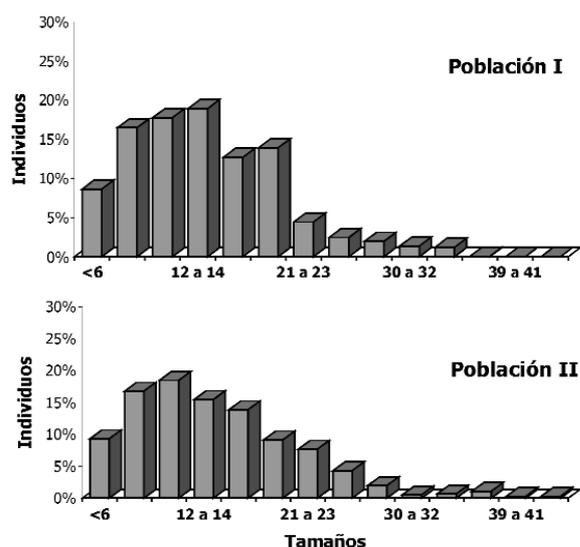


Figura 1. Distribución de tamaños en centímetros de las plantas de *Erodium paularense* en dos poblaciones del Valle de Lozoya en 1996 (Pob. I n=1609; Pob. II n=2788).

estructura de J invertida como correspondería a una población en regeneración. En conjunto, las poblaciones I y II no difieren significativamente en su estructura poblacional. Las variaciones observadas a lo largo de los años pueden estar vinculadas a los distintos regímenes de precipitación, ya que mejoras temporales en el régimen hídrico pueden suponer un incremento en la producción de semillas y en el reclutamiento de nuevas plántulas.

El seguimiento a lo largo de varios años del crecimiento, mortalidad y respuesta reproductiva de las plantas, nos permite realizar análisis de viabilidad de poblaciones. Como se expone en la ponencia de Iriando, en esta misma monografía, la tasa finita de crecimiento (λ) en la Población I es de 0.99, indicando que nos encontramos ante una población en ligero declive. A partir de las proyecciones realizadas podemos inferir que la supervivencia de los individuos adultos de mayor tamaño es el parámetro más importante del que depende la continuidad de la población, siendo su importancia mucho mayor que la supervivencia de las plántulas o la respuesta reproductiva neta. La población es altamente susceptible a situaciones o eventos que incrementen la mortalidad de individuos reproductivos (como puede ser el arranque de planta o muerte de la misma por destrucción del hábitat). El modelo indica que ligeras mejoras en la supervivencia de las plántulas o en el establecimiento de nuevas plántulas a partir de semilla serían suficientes para invertir la tendencia poblacional descendente. La viabilidad de las poblaciones de *Erodium paularense* se vería afectada negativamente ante un incremento en la inestabilidad climática.

BIOLOGÍA REPRODUCTIVA

Para conocer el ciclo reproductivo del geranio de El Paular se estudiaron todos aquellos aspectos comprendidos entre la floración y la germinación y establecimiento de plántulas.

Floración y polinización

La fenología de la floración se estudió en plantas de distinto tamaño y microhábitat, basándose en cuatro parámetros principales: momento de floración, duración, intensidad y sincronía (solapamiento de la floración entre los distintos individuos de la población). Las características de la floración varían sustancialmente entre las distintas poblaciones y son estrechamente dependientes de las condiciones climáticas. El periodo de floración se extiende a lo largo de unos tres meses, con un máximo de floración en mitad del periodo, donde coinciden tanto el mayor número de plantas en flor como el máximo número de flores por planta (Figura 2).

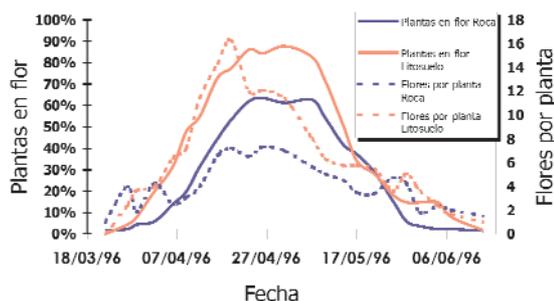


Figura 2. Fenología de la floración de *Erodium paularense* en el Valle de Lozoya (1996). n=107 en roca y litosuelo.

La principal característica de las flores hermafroditas es su marcada protandria: el polen se expone el primer día de apertura de la flor, y cuando madura el estigma ya ha sido completamente liberado, no existiendo nunca solapamiento entre las fases masculina y femenina. Las flores presentan también hercogamia (separación espacial entre las anteras y el estigma), como mecanismo adicional para prevenir la autogamia.

Para estudiar el sistema de cruzamiento se realizaron polinizaciones manuales en condiciones controladas de invernadero y en el hábitat natural de las plantas. Las flores fueron polinizadas de acuerdo con tratamientos de autogamia pasiva, geitonogamia, xenogamia y control, demostrándose que existe una necesidad absoluta de polinizadores: la autogamia pasiva no es posible debido a la marcada protandria de las flores, pero sí es posible la geitonogamia gracias a la asincronía de la floración dentro de una planta. De hecho, aunque la mayor parte de los frutos y semillas se forman a partir de cruzamientos entre distintas plantas, una pequeña



proporción de las polinizaciones entre flores de la misma planta puede ser también exitosa, lo que nos indica que se trata de una especie parcialmente auto-compatible.

Como complemento a las polinizaciones manuales, podemos analizar la relación entre el número de granos de polen y el número de óvulos (P/O) (Cruden 1977), un buen índice del sistema reproductivo que incluye también a la especie entre las denominadas xenógamas facultativas, es decir, plantas que se reproducen fundamentalmente por alogamia pero que presentan también capacidad para producir semillas viables mediante cruzamientos autogámicos.

La viabilidad del polen se determinó, en primer lugar, mediante el método del diacetato de fluoresceína (Shivanna *et al.* 1991), que reveló una viabilidad de tan sólo el 5%. Varios ensayos de germinación de polen *in vitro*, incubando polen fresco en distintos medios de germinación, han resultado infructuosos, debido a las características del grano de polen de *E. paularense* (polen trinucleado que debe germinar sobre estigmas "secos"), que dificultan enormemente la puesta a punto de un medio de germinación adecuado para desarrollar el tubo polínico. Finalmente se ha obtenido un porcentaje de viabilidad próximo al 65% mediante un nuevo test de la peroxidasa (Rodríguez-Riano & Dafni 2000), por lo que podemos pensar que los posibles problemas reproductivos no se deben a una baja viabilidad polínica.

Se observó el comportamiento de los insectos visitantes de las flores del geranio de El Paular en el momento de máxima floración de las poblaciones. Hormigas y pequeños coleópteros constituyen los visitantes florales más importantes. Sin embargo, la observación de su comportamiento en la flor y su movilidad indican que no actúan como agentes polinizadores. La visita de las hormigas se ve favorecida por la disposición de las hojas en forma de roseta, el crecimiento de los pedúnculos florales desde la base de la planta y el íntimo contacto entre las flores de una planta, lo que facilita el acceso a los nectarios y permiten su larga permanencia en el mismo individuo alimentándose del néctar.

Himenópteros voladores y lepidópteros visitan las flores con mucha menor frecuencia pero posiblemente son los únicos que intervienen de manera efectiva en el proceso de polinización. Las abejas y avispas son los únicos visitantes que se acercan a las flores de *E. paularense* en busca tanto del néctar como del polen; el resto de los visitantes sólo se acerca en busca del néctar, y tienen por tanto menor contacto con las anteras.

En general, la mayor parte de las visitas a flores por parte de los insectos ocurre dentro de una misma planta o entre plantas vecinas, no habiéndose observado grandes distancias de vuelo de los polinizadores. Este comportamiento resulta, por tanto, en un alto porcentaje de polinizaciones geitonogámicas que podrían estar limitando la formación de frutos y semillas viables.

Éxito reproductivo

El éxito reproductivo final de *Erodium paularense* es muy bajo. Por término medio, se forman 16 frutos de cada 100 flores, y 0.31 semillas viables por fruto, cuando en cada uno puede formarse un máximo de cinco. Utilizamos un modelo causal para analizar los efectos del tamaño de la planta, variables fenológicas, competencia y sincronía de la floración sobre la fecundidad de los individuos (Figura 3) (Albert *et al.* 2001). En ambos microhábitats el éxito reproductivo se encuentra fuertemente determinado por el tamaño de la planta, y en menor medida por la sincronía de la floración. El momento de floración y la intensidad no tienen un efecto significativo sobre la formación de frutos, sugiriendo que la disponibilidad de polinizadores no es un factor limitante de la producción final de semillas, lo que ha sido también corroborado mediante experimentos de polinización manual.

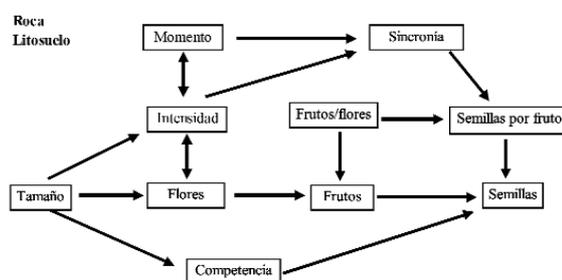


Figura 3. Modelo causal simplificado que determina la producción de semillas en plantas de *Erodium paularense*.

El aborto de semillas resulta ser una de las principales causas de disminución del potencial reproductivo, jugando también un pequeño papel la pérdida de semillas por parasitismo. La limitación de recursos, depresión endogámica y restricciones ambientales deben ser responsables de las altas tasas de aborto observadas.

El patrón reproductivo es, sin embargo significativamente distinto en ambos microhábitats, roca y litosuelo. Las principales divergencias tienen que ver con la competencia intra e interespecífica, y así, mientras que la producción de semillas de las plantas de roca se ve negativamente afectada por la competencia, este efecto no se observa en las plantas de litosuelo. Además, exis-



te una variación interanual en los parámetros reproductivos que demuestra la complementareidad de ambos lugares: el microhábitat litosuelo contribuye con una producción de semillas mucho mayor en periodos reproductivos favorables, mientras que el microhábitat roca proporciona condiciones más estables a lo largo del tiempo.

Dispersión y depredación de semillas

La dispersión de las semillas tiene lugar mediante un mecanismo higroscópico: la arista del mericarpo se enrolla sobre sí misma en condiciones de sequedad, se desprende del esquizocarpo y cae la mayoría de las veces dentro de la planta madre o en sus proximidades. Se trata, por tanto, de un mecanismo poco eficaz.

Hemos detectado colonias de la hormiga granívora *Messor capitatus* en las poblaciones, y el transporte de mericarpos de *E. paularense* por parte de las forrajeras, así como la presencia de aristas y cubiertas de mericarpos entre los desechos de los nidos. Se ha observado el comportamiento de recogida de semillas -que sucede fundamentalmente al pie de las plantas madre, después de la dispersión-, así como la tasa de entrada de mericarpos en los nidos; con estas observaciones se ha comprobado que las hormigas transportan sólo semillas viables, descartando los mericarpos sin semilla o con semillas abortadas.

Para cuantificar la pérdida de semillas debida a la depredación por la hormiga *Messor capitatus*, se identificaron los hormigueros existentes en las poblaciones y se recogieron periódicamente los desechos acumulados a la entrada de los mismos. Estos desechos fueron posteriormente analizados en el laboratorio, contándose el número de cubiertas de mericarpos de *E. paularense* encontrados. Los resultados indican que la pérdida de potencial reproductivo debido al consumo de semillas de *E. paularense* por hormigas granívoras es superior a la sufrida en cualquier otro momento del ciclo reproductivo: el 50-80% de las semillas producidas son consumidas por las hormigas.

Con el fin de conocer en profundidad el comportamiento recolector de las hormigas, se diseñó un experimento que integraba el efecto temporal de la dispersión de semillas sobre la depredación, y el efecto de la distancia de las plantas madre a los hormigueros. Las cubiertas de los mericarpos se marcaron con distintos códigos de colores en el momento previo a la dispersión, localizándose posteriormente en los basureros. Los resultados de este ensayo nos aportarán una valiosa información acerca de las preferencias de las hormigas y su impacto sobre la viabilidad de las poblaciones de *Erodium paularense*.

Germinación de semillas

Como parte final del proceso reproductivo, abordamos el seguimiento de la germinación de semillas y establecimiento de plántulas. Ya hemos visto anteriormente que el estado de plántula sufre una elevada mortalidad, que es variable según las condiciones de temperatura, iluminación, y las características propias del microhábitat. No existe un banco de semillas del suelo en las poblaciones naturales.

En condiciones de laboratorio, se obtienen porcentajes de germinación próximos al 100% cuando las semillas son incubadas en placa Petri a 15°C o a 15/25°C.

ESTRUCTURA GENÉTICA

La variabilidad genética de las poblaciones del Valle de Lozoya es relativamente elevada considerando su reducida distribución y el tamaño de sus poblaciones. La variabilidad genética intrapoblacional es netamente superior (80-85%) a la variabilidad interpoblacional (20%), dato que refuerza el carácter alogámico de la especie. Se encuentran diferencias altamente significativas entre la variabilidad genética de las poblaciones (Martín *et al.* 1997).

Pero dada la situación en la que nos encontramos, una cuestión fundamental es conocer si existe flujo genético entre las poblaciones. Si tenemos en cuenta que la mayor parte de los vuelos de polinizadores ocurre entre plantas vecinas, y que la sincronía de la floración entre las poblaciones I y II es muy baja (del 18%), podemos concluir que actualmente el flujo genético entre las poblaciones del Valle de Lozoya es prácticamente inexistente, y por lo tanto las poblaciones se encuentran aisladas desde un punto de vista genético.

ACTIVIDADES HUMANAS

Se ha detectado un cierto impacto de las actividades humanas (pastoreo de ganado vacuno y actividades de ocio) sobre las poblaciones del geranio de El Paular, motivado fundamentalmente por el fácil acceso a las mismas. Las actividades de ocio han provocado alteraciones en el hábitat natural, mediante la erosión del suelo, la apertura de caminos y la destrucción de algunas plantas. El enorme atractivo de las plantas del geranio en la época de máxima floración, debido tanto a la densidad de flores como a la prácticamente ausente floración de otras especies en ese mismo momento, ha favorecido el arranque de inflorescencias en varias ocasiones. La escasa profundidad del suelo donde crecen las plantas, especialmente en el microhábitat rocoso, ocasiona la destrucción total o parcial de la planta cuando se intentan arrancar los pedúnculos florales.



La especie es cada vez más conocida en el ámbito naturalístico y científico, y las poblaciones del Valle de Lozoya son frecuentemente visitadas por personas que, en ciertas ocasiones, pueden llegar a arrancar ejemplares para colecciones de herbario o con el fin de disponer de plantas para su puesta en cultivo.

El pastoreo de ganado vacuno, práctica común en toda la zona dentro y alrededor de las poblaciones, contribuye también a crear algunas alteraciones en el hábitat. Para conocer el efecto directo del pastoreo por ganado vacuno sobre la dinámica poblacional de *E. paularense*, se valló una zona de 18x15 m en una de las poblaciones, que excluye tanto el paso de ganado como de personas, dejando una zona libre al tránsito y otra zona donde la actividad ganadera es aún más intensa. Resultados preliminares muestran ya un efecto directo del pastoreo sobre la reproducción de las plantas, debido al ramoneo de partes vegetativas e inflorescencias, observándose una disminución del crecimiento en las zonas transitadas, así como una reducción en la producción de flores/inflorescencia y frutos. Las zonas pastoreadas se ven también afectadas por un menor reclutamiento de plántulas.

Sin embargo, algunos aspectos del pastoreo pueden considerarse incluso beneficiosos para las poblaciones. La alimentación del ganado supone un control de la competencia interespecífica entre *E. paularense* y otras especies del pastizal que son consumidas por los herbívoros. Mediante el enganche de los mericarpos en sus pezuñas, los animales pueden contribuir también a la dispersión secundaria de las semillas. La repercusión demográfica de las perturbaciones sólo podrá ser evaluada dentro de varios años.

Teniendo en cuenta conjuntamente las distintas facetas del impacto humano, estimamos que, en la presente situación, las pérdidas anuales pueden llegar a un 1% de los individuos adultos, porcentaje que, si bien puede parecer inapreciable, resulta muy significativo si se tiene en cuenta la escasa entidad de las poblaciones. A largo plazo, las consecuencias del impacto humano directo son claramente negativas para la viabilidad de las poblaciones.

CONCLUSIONES

- Nos encontramos con una población en ligero declive. Sabemos que las poblaciones temporalmente variables se enfrentan a un mayor riesgo de extinción y presentan una mayor vulnerabilidad ante procesos estocásticos.
- Se observa una baja fructificación en las poblaciones naturales, debida fundamentalmente a factores ambientales desfavorables, a procesos de depresión

endogámica y a la presencia de un sistema de autoincompatibilidad genética.

- El bajo número de semillas viables se debe principalmente al elevado aborto de semillas, a factores ambientales desfavorables y a procesos de depresión endogámica.
- La polinización entre plantas contiguas y la elevada geitonogamia aumentan enormemente las probabilidades de depresión endogámica.
- La dispersión de las semillas es muy poco eficaz, ya que las plántulas se sitúan en las proximidades de la planta madre. Esto condiciona la estructura genética espacial de las poblaciones y favorece el desarrollo de vecindades genéticas. Todo ello limita las posibilidades de establecer nuevas poblaciones.
- Si tenemos en cuenta conjuntamente el comportamiento de los polinizadores y las características de la dispersión, observamos que estos procesos disminuyen la probabilidad de que ocurra polinización entre plantas distintas, con lo que aumenta la endogamia y se reduce enormemente la probabilidad de realizar cruzamientos efectivos. En este punto entra en juego la trascendencia de un bajo número de alelos S de incompatibilidad. Todo esto nos lleva al fracaso reproductivo de las poblaciones.
- En cualquier caso, nada asegura que un aumento de la producción de semillas tuviera un efecto positivo sobre la población, porque la baja disponibilidad de lugares apropiados y seguros para germinar, lejos de la competencia de otras especies, podría limitar de una forma más intensa las posibilidades reales de establecimiento de nuevas plantas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN *IN SITU*

1. Seguimiento de poblaciones

- Proseguir el seguimiento anual de las poblaciones tomando datos referentes al tamaño de las poblaciones, crecimiento vegetativo, supervivencia y respuesta reproductiva con el objeto de vigilar las poblaciones y disponer de una serie de datos más completa que permita definir con mayor exactitud las tendencias poblacionales y los riesgos de extinción.

2. Conservación del hábitat natural. Mantenimiento o incremento de la supervivencia de los individuos adultos

El parámetro esencial para garantizar la viabilidad de las poblaciones es la supervivencia de los individuos



adultos. Resulta, por tanto, necesario eliminar o atenuar aquellos factores que inciden sobre la mortalidad de los mismos.

2.1 Dificultar el acceso de la gente a las inmediaciones de las poblaciones

- Limitar el acceso de vehículos al camino de tierra que bordea el embalse de Pinilla una vez cruzado el puente, permitiendo el acceso sólo a los propietarios de las fincas colindantes. En función de los intereses de las personas implicadas esta limitación podría hacerse de forma física mediante la instalación de barreras o bien mediante la fijación de señalizaciones del Canal de Isabel II que indicaran tal limitación.
- Dificultar el acceso de personas a la población II mediante la creación de una barrera natural (con piedras o arbustos) que fuerce a la gente que pasa por allí andando, en bicicleta, o en moto, a realizar el paso por la orilla del embalse.
- Con el acuerdo del propietario del terreno donde se ubica la población I, elevar el muro de piedra que delimita la finca.

2.2. Vigilancia y control

- Implementar un servicio de vigilancia y control destinado a que, en cumplimiento de la Ley 2/1991 de 14 de febrero para la Protección y Regulación de la Fauna y Flores Silvestres en la Comunidad de Madrid (B.O.C.M. num. 54, 5 de marzo de 1991) y del Plan de Ordenación del Territorio del Embalse de Pinilla, se ejerza la prohibición de llevar a cabo el arranque de ejemplares de *Erodium paularense* y de cualquier actuación que pueda producir el deterioro de las plantas protegidas.
- Esta vigilancia debería hacerse efectiva con especial intensidad durante los meses de marzo, abril, mayo y junio, críticos para la planta al encontrarse en esta época en pleno periodo reproductivo.

2.3. Señalización

- Colocar señalizaciones a la entrada del camino de tierra tras el aparcamiento que hay junto al puente y a lo largo del mismo, en las que se indiquen las limitaciones de uso existentes en el área de influencia del embalse. Incluir entre ellas una que informe "Área con especies vegetales protegidas. No arrancar plantas".

2.4 Estudios

- Continuar con los ensayos ya iniciados sobre el efecto del pastoreo en *E. paularense* por un periodo de al menos tres años, con objeto de determinar sus múltiples facetas y establecer recomendaciones al respecto.

3. **Mejora de la respuesta reproductiva y del establecimiento de plántulas**

Una vez mantenida la supervivencia de los individuos adultos, una pequeña mejoría en la respuesta reproductiva o en el establecimiento de las plántulas puede invertir la ligera tendencia descendente del tamaño de la población. La mejora en la respuesta reproductiva puede llevarse a cabo esencialmente en tres etapas del proceso reproductivo: polinización, desarrollo de la semilla y depredación de la semilla. Estas medidas se llevarían a cabo durante un número determinado de años, bajo supervisión científica, hasta que, a partir de los resultados del seguimiento de poblaciones se considere que la especie es capaz de mantenerse a sí misma.

3.1 Polinización

- Determinar si los niveles actuales de polinización natural son bajos y estudiar la conveniencia de reforzar la actividad polinizadora con el establecimiento de colmenas de abejas o mediante polinizaciones manuales.

3.2 Desarrollo de las semillas

- Establecer las causas de la alta incidencia de aborto en las semillas.
- Realizar ensayos de riego durante el periodo reproductivo para ver si el agua actúa como factor limitante.

3.3 Depredación de las semillas

- Establecer un ensayo de exclusión de hormigas granívoras en una parcela para determinar las consecuencias de su ausencia en las relaciones de competencia entre plantas. Serán necesarios un mínimo de tres años para poder apreciar unos resultados claros.

3.4 Supervivencia de plántulas

- Realizar un seguimiento periódico (1 visita mensual) durante el primer año de las plántulas germinadas, asistiéndolas con riego o eliminación de competencia cuando se aprecie necesario.



MEDIDAS DE CONSERVACIÓN *EX SITU*

Las medidas de conservación *ex situ* tienen por objeto el mantenimiento de una muestra representativa de la variabilidad genética de la especie, como recurso de seguridad ante la incidencia de catástrofes en las poblaciones naturales, y la producción de planta que resulte de utilidad en posibles operaciones de reintroducción en el hábitat natural, en actividades divulgativas y educativas y en investigación. La producción abundante de planta cultivada permitiría disminuir la presión de recolección en el hábitat natural.

1. Conservación de semillas

- Recolectar semillas en las poblaciones naturales para su conservación en el Banco de Germoplasma del Departamento de Biología Vegetal de la Universidad Politécnica de Madrid en la E.T.S.I. Agrónomos. Conviene que la recolección se lleve a cabo separadamente en las tres poblaciones del Valle de Lozoya para asegurar la máxima variabilidad genética del material conservado.

2. Propagación y cultivo

- Se ha desarrollado un protocolo de establecimiento del cultivo tanto a partir de yemas apicales de plantas germinadas *in vitro* como de hojas de planta adulta cultivada en invernadero. Pero a pesar de los numerosos ensayos efectuados, no se ha conseguido elaborar un protocolo que permita el enraizamiento de los tallos formados y la regeneración de plantas. Continuar, pues, el desarrollo de técnicas de micropropagación mediante la puesta a punto de nuevos medios de cultivo que favorezcan el enraizamiento de las plantas.
- Optimizar las condiciones del cultivo de forma que sea posible la aclimatación de las plantas micropropagadas a condiciones *ex vitro*.
- Producir nuevas plantas mediante técnicas de división de mata ya utilizadas con éxito, a partir de ejemplares cultivados en invernadero.
- Aumentar el número de plantas cultivadas en invernadero a partir de semillas procedentes de las poblaciones naturales y de las propias plantas en cultivo. Tener en cuenta las poblaciones de origen de las semillas para evitar la disminución de la variabilidad genética de la colección. Las plántulas son muy susceptibles a un exceso de humedad y por tanto se deben utilizar sustratos con buen drenaje.
- Realizar un mayor número de polinizaciones manuales de plantas cultivadas en invernadero con

el fin de conocer con mayor detalle el sistema de cruzamiento de la especie.

- Estudiar la calidad relativa de la progenie resultante de autopolinizaciones y polinizaciones cruzadas. Comparar el porcentaje, tasa de germinación y peso de las semillas procedentes de distintos tratamientos de polinización, así como el crecimiento y supervivencia de las plántulas.

3. Educación y divulgación

- Establecer los cauces necesarios para dar a conocer la vulnerabilidad de la especie. Insistir en el ámbito naturalístico y científico para que se cumpla la normativa vigente relativa a la prohibición de recolectar semillas y arrancar plantas o parte de las mismas.
- Crear una exposición permanente en el centro de interpretación local donde se dé a conocer la situación actual de la especie y sus principales amenazas. Desviar la atención de las poblaciones naturales mediante el establecimiento de plantas cultivadas en el mismo centro de interpretación.

REGULACIONES

1. Conservación de la especie

- Garantizar el cumplimiento de la Ley 2/1991, de 14 de febrero, para la Protección y Regulación de la Fauna y Flora Silvestres en la Comunidad de Madrid (B.O.C.M. num. 54, 5 de marzo de 1991) mediante una vigilancia continuada de las poblaciones.
- Con los conocimientos adquiridos, elaborar y aprobar un "Plan de Conservación de la especie" de acuerdo con las exigencias de la Ley 2/1991, de 14 de febrero, para la Protección y Regulación de la Fauna y Flora Silvestres en la Comunidad de Madrid (B.O.C.M. num. 54, 5 de marzo de 1991) que incluya la protección del hábitat.

2. Conservación del hábitat

Una de las maneras de asegurar la conservación de una especie consiste en crear una figura de protección de su hábitat natural. En este sentido, *E. paularense* se encuentra catalogada en el 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 fauna y flora silvestres (B.O.E. num. 310, 28 de diciembre de 1995), bajo el Anexo II: "Especies vegetales de interés



comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación". Por ello, se deberían considerar las siguientes posibilidades:

- Recomendar el cumplimiento de la normativa establecida en el Plan de Ordenación del Embalse de Pinilla referente a la conservación del hábitat de *E. paularense*.
- Dotar al hábitat de *E. paularense* con la categoría de "Espacio Natural de Protección Temporal", según lo expuesto en la Ley 2/1991, de 14 de febrero, para la Protección y Regulación de la Fauna y Flora Silvestres en la Comunidad de Madrid (B.O.C.M. num. 54, 5 de marzo de 1991). La protección temporal se haría efectiva durante los meses de marzo, abril, mayo y junio, periodo crítico en la reproducción de la especie.
- Crear la figura de protección "microrreserva vegetal" y asignarla al entorno de *Erodium paularense*. La figura de protección "microrreserva vegetal" incorpora pequeñas áreas protegidas, normalmente de extensión inferior a dos hectáreas, para llevar a cabo la protección no sólo de la especie ni del nivel ecológico máximo -el espacio natural- sino un eslabón intermedio: la comunidad vegetal. Se trata de parcelas permanentes de seguimiento científico cuyo mantenimiento conlleva establecer algunas limitaciones de uso y normas de gestión. Esta figura ya se encuentra implantada en otras comunidades autónomas (Decreto 218/1994, de 17 de octubre, del Gobierno Valenciano, por el que se crea la figura de protección de especies silvestres denominada microrreserva vegetal; D.O.G.V. num. 2379, 3 de noviembre de 1994).

ASPECTOS SOCIALES

Las medidas de actuación deberán tener presente el entorno social de la zona de manera que cuente en lo posible con la colaboración de los agentes sociales. Se debe tener especialmente presente a los propietarios de las fincas en donde se encuentran las poblaciones I y II. Sería recomendable acometer las siguientes actuaciones:

- Informar adecuadamente a los propietarios sobre la existencia de la especie; transmitir la importancia de que la especie se encuentre en su terreno e intentar lograr su colaboración en las actuaciones necesarias para su conservación.
- Compensar económicamente a los propietarios por la limitación de actividades en el lugar derivadas de la conservación de la especie.
- Alquilar las parcelas por un periodo de diez años para que las actuaciones de conservación puedan llevarse a cabo sin ningún tipo de limitaciones.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo en el que se basa el presente artículo ha sido parcialmente financiado por el proyecto DGICYT:AMB96-C02-01 y por asistencia técnica de la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional de la Comunidad de Madrid. Los autores expresan su agradecimiento a Juan Vielva Juez, director-conservador del Parque Natural de Peñalara. Agradecemos también la colaboración de Carmen Martín Fernández, Elena González-Benito, Carlos Ruiz López y Elena Torres Lamas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERT, M. J.; A. ESCUDERO & J. M. IRIONDO (2001). Female reproductive success of narrow endemic *Erodium paularense* in contrasting microhabitats. *Ecology* 82: 1734-1747.
- CRUDEN, R. W. (1977). Pollen-ovule ratios: a conservative indicator of breeding systems in flowering plants. *Evolution* 31: 32-46.
- MARTÍN, C.; M. E. GONZÁLEZ-BENITO & J. M. IRIONDO (1997). Genetic diversity within and among populations of a threatened species: *Erodium paularense* Fern. Gonz. & Izco. *Molecular Ecology* 6: 813-820.
- RODRÍGUEZ-RIANO, T. & A. DAFNI (2000). A new procedure to assess pollen viability. *Sex. Plant Reprod.* 12: 241-244.
- SHIVANNA, K. R.; H. F. LINSKENS & M. CRESTI (1991). Pollen viability and pollen vigour. *Theor. Appl. Genet.* 81: 38-42.
- VV.AA. (2000). Lista Roja de la Flora Vascular Española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal* 6 (extra): 11-38.



BASES CIENTÍFICAS PARA UNA PROPUESTA DE RESTAURACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL EN ÁREAS ALTERADAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA

JOSÉ ANTONIO MOLINA ABRIL, DANIEL SÁNCHEZ-MATA Y SALVADOR RIVAS-MARTÍNEZ

*Departamento de Biología Vegetal II
Facultad de Farmacia
Universidad Complutense
28040 Madrid*

RESUMEN

El impacto de la actividad humana, desde tiempos históricos, es una de las principales causas del deterioro de cualquier espacio natural. Si bien las áreas de montaña, de forma generalizada, han estado sometidas a un uso tradicional casi exclusivamente ganadero, en otras muchas ocasiones estos territorios han sido las dianas de ciertas actividades relacionadas muy estrechamente con su originalidad: repoblaciones y explotaciones forestales mal diseñadas, establecimiento de instalaciones deportivas y de recreo, construcciones de infraestructuras de diversa índole, asentamiento de núcleos urbanizados, etc.

La recuperación de gran parte de estos espacios naturales singulares y su conservación mediante figuras de protección legal suponen un importante reto en nuestros días. En este sentido, las actuaciones a diseñar y desarrollar en ellos deben de tener siempre como uno de sus objetivos fundamentales la restauración de su cubierta vegetal prístina. Como punto de partida inexcusable, en este sentido, nos enfrentamos al conocimiento exhaustivo tanto de la vegetación potencial, es decir, de la etapa madura de las diferentes series de vegetación, como de la diversidad fitocenótica existente en el territorio de nuestro interés. Además, entre otros datos imprescindibles para nuestros objetivos podemos destacar el carácter bioindicador de cada comunidad vegetal respecto a los fenómenos de sucesión, la interpretación de los diferentes complejos y mosaicos de vegetación y sus patrones dinámicos, la presencia de comunidades permanentes en estaciones excepcionales y el conocimiento preciso del uso tradicional histórico y de las acciones humanas en el área.

Esperamos que la presente contribución sirva como reflexión válida, con base científica, para las necesarias propuestas de restauración de la cubierta vegetal en las áreas alteradas del Parque Natural de Peñalara, de urgente diseño y desarrollo.

INTRODUCCIÓN

El Macizo de Peñalara es uno de los espacios naturales más singulares de la Comunidad de Madrid. Esta espectacular montaña culmina la Sierra de Guadarrama con sus 2428 m. Su situación en el conjunto del Sistema Central así como su historia geológica han condicionado su extraordinaria biodiversidad. Los profundos rastros dejados por los últimos glaciares (geomorfología glacial) en sus cuerdas constituyen un conjunto único del glaciario en todo el Sistema Central: sistemas lagunares, circos, hoyas, morrenas, lanchares, etc. son, en su conjunto, elementos de incalculable interés científico, paisajístico, cultural, pedagógico y recreativo.

La riqueza natural que alberga Peñalara y su entorno es la responsable de su emblemática e histórica atrac-

ción hacia excursionistas, naturalistas y científicos desde finales del siglo XIX. Un gran número de botánicos insignes tuvieron ocasión de conocer y estudiar personalmente el territorio o de acceder a especímenes vegetales recolectados en estas áreas carpetanas; por mencionar algunos de ellos podemos citar a P.E. Boissier, G.F. Reuter, M. Colmeiro, M. Willkomm, M.C. Lange, V. Cutanda, M.P. Graells, É. Levier, L.F.J.R. Leresche, C. Pau, C. Lacaita, E. Huguet del Villar, M. Rivas Mateos, S. Rivas Goday, J. González-Albo, A. Caballero, etc.

En 1930 se declara a Peñalara "Sitio Natural de Interés Nacional" incrementándose progresivamente la presión y el impacto de los visitantes así como las actuaciones humanas en su entorno. En 1990, seis décadas después, gracias al interés de la administración



regional y a los esfuerzos continuados de naturalistas e investigadores, se promulga la reclasificación de la figura de protección de Peñalara, declarándose Parque Natural con la denominación de *Parque Natural de la Cumbre, Circo y Lagunas de Peñalara*. Su declaración se hizo pública por la administración autonómica mediante la Ley 6/1990, de 10 de mayo. El espacio protegido abarca 768 Ha de indudables y excepcionales valores naturales.

A partir de esta fecha histórica son continuos los esfuerzos para conseguir la restauración de las áreas degradadas. Un hito en los esfuerzos conservacionistas para preservar este singular espacio ha tenido lugar recientemente (1998) cuando la Comunidad de Madrid, a través de su Consejería de Medio Ambiente, adquiere los terrenos de la finca privada de Valcotos y procede al desmantelamiento controlado de las instalaciones existentes para la práctica del esquí y otros deportes invernales. En la actualidad los esfuerzos se encaminan hacia la corrección máxima de impactos y restauración de áreas alteradas en todo el entorno.

BIOCLIMA Y VEGETACIÓN POTENCIAL

Los territorios comprendidos en los límites del Parque Natural de Peñalara se caracterizan, desde el punto de vista bioclimático, por presentar unos valores de termicidad bajos unidos a una compensación ómbrica estival apreciable que atenúa considerablemente el déficit hídrico de esta época del año. Los valores climáticos resultan propios de los termotipos suprasubmediterráneo, orosubmediterráneo y criorosubmediterráneo;

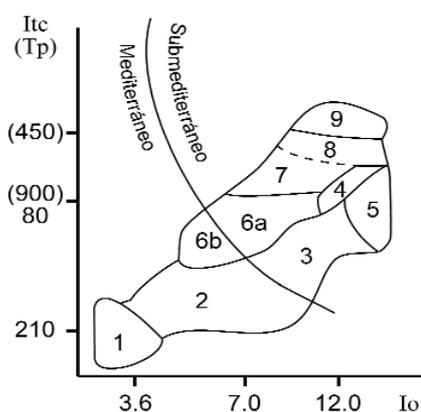


Figura 1. Diagrama de amplitud bioclimática correspondiente a algunas de las series de vegetación más representativas del Sistema Central ibérico: 1. *Junipero oxycedri-Quercu rotundifoliae* sigmetum. 2. *Luzulo forsteri-Quercu pyrenaicae* sigmetum. 3. *Festuco braunblanquetii-Quercu pyrenaicae* sigmetum. 4. *Melico uniflorae-Betulo celtibericae* sigmetum. 5. *Galio rotundifolii-Fago sylvaticae* sigmetum. 6. *Pteridio aquilini-Pino ibericae* sigmetum (a. *typicum*, b. *cistetosum laurifolii*). 7. *Avenello ibericae-Pino ibericae* sigmetum. 8. *Avenello ibericae-Junipero nanae* sigmetum. 9. *Hieracio myriadeni-Festuco curvifoliae* sigmetum. Los índices bioclimáticos usados (Itc, Tp, Io) son los de Rivas-Martínez (in Rivas-Martínez, Sánchez-Mata & Costa, 1999). (Diseño: J.M. Pizarro).

es decir, térmicamente, se corresponden con la variante submediterránea de los termotipos supratemplado y orotemplado (Temperatura Positiva 380-1400) propios de un macrobioclima Templado (Rivas-Martínez, 1996; Rivas-Martínez, Sánchez-Mata & Costa, 1999; Rivas-Martínez, Cantó *et al.*, 1999; Rivas-Martínez, 2000; Rivas-Martínez, Penas & T.E. Díaz, 2000).

La respuesta de la vegetación a estos condicionantes climáticos tan característicos en nuestro territorio se hace patente a través de una acusada zonación altitudinal de las series de vegetación, a su vez, delimitada y caracterizada por parámetros climáticos (figura 1). La cota de los 1700 m (que puede variar ligeramente según la exposición) supone la frontera entre los termotipos supra- y oromediterráneo; el Índice de Termicidad compensado (Itc) es alrededor de 80 y la Temperatura Positiva (Tp) es de unos 900: nos encontramos en territorios de tránsito del termotipo suprasubmediterráneo al claramente orosubmediterráneo. La etapa madura de la serie climatófila en estas áreas orosubmediterráneas (figura 2) corresponde a etapas forestales particulares: pinares orófilos de pino albar o de Valsáin (*Pinus sylvestris* var. *iberica*) mientras que en las áreas alteradas prosperan diversas etapas seriales entre las que destacan pionales orófilos de piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*), a veces extendidos y empobrecidos florísticamente a causa del fuego, pastizales xero-orófilos de joragas (*Festuca curvifolia*) y, aunque más puntuales, pastizales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*).

Al ascender en altitud, los valores térmicos descienden drásticamente. Cuando $Tp < 700$ de forma generalizada, nos encontramos en los niveles superiores del termotipo orosubmediterráneo pudiendo existir estaciones que ya, desde el punto de vista topográfico, se puedan considerar como criorosubmediterráneas. En zonas resguardadas del fuego, como son las estaciones rupes- tres, podemos reconocer las comunidades que representan la vegetación potencial de estas áreas orófilas y que

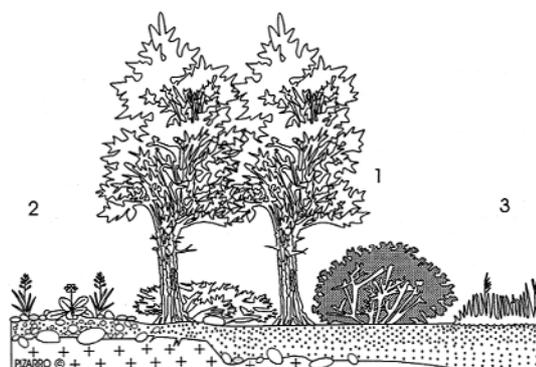


Figura 2. Representación esquemática de la distribución de las comunidades vegetales en el Puerto de Los Cotos: 1. Pinares orófilos de pino albar (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*). 2. Joragales xero-orófilos (*Hieracio castellani-Festucetum curvifoliae*). 3. Cervunales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*). (Diseño: J.M. Pizarro).



ya corresponden a comunidades arbustivas supraforestales dominadas por el enebro rastrero (*Juniperus communis* subsp. *nana*).

En las extensas áreas cumbreñas del Macizo de Peñalara, a cotas altitudinales superiores a los 2200 m, con Tp < 500 y extremas condiciones climáticas locales, puede reconocerse el termotipo criorosubmediterráneo. En estos territorios la vegetación climácica es básicamente cespitosa, integrada por diversos hemicriptófitos y caméfitos y dominada por la joraga (*Festuca curvifolia*).

En todo el territorio del Parque Natural de Peñalara y debido en gran parte a su singularidad, son frecuentes extensas áreas cubiertas por vegetación azonal, es decir, comunidades vegetales que responden a una microtopografía particular o que están ligadas a factores ecológicos limitantes que condicionan su existencia y desarrollo. Estos factores, a tener en cuenta sobre todo en zonas de termotipo orosubmediterráneo y criorosubmediterráneo, son básicamente tres: hidromorfía, cobertura nival (a veces estrechamente relacionadas entre sí) y formaciones rocosas. La geomorfología glacial y la intrincada red hidrológica, unida a los fenómenos de deshielo de los neveros en los circos glaciares relícticos condicionan un variado mosaico de comunidades vegetales muy interesantes; de éstas podemos destacar las comunidades saxícolas desarrolladas en estaciones rupestres, canchales, lapiaces o depósitos morrénicos; los diferentes cervunales (pastizales densos presididos por *Nardus stricta*); las comunidades higroturbosas de cárcices presididas por *Carex nigra* y, por último, las comunidades helofíticas y acuáticas propias de lechos lagunares relícticos de origen glacial.

Estas comunidades azonales albergan, en gran medida, la mayor parte de los elementos florísticos más valiosos del territorio debido a la alta especificidad entre el hábitat peculiar y las comunidades vegetales que lo colonizan.

BASES CIENTÍFICAS PARA LA RESTAURACIÓN

Series de vegetación

El estudio y conocimiento de las diferentes series de vegetación que se pueden reconocer en nuestro territorio implica tanto a las etapas maduras (a veces inexistentes por desaparecidas) como a las diferentes etapas seriales correspondientes. Además la delimitación de las comunidades climácicas (tanto climácicas como edáficas) como de las comunidades permanentes, en su caso, completarán nuestro objetivo.

La distribución altitudinal de las series de vegetación entre el Puerto de Los Cotos o de El Paular y la cumbre de Peñalara (figura 3) incluye las siguientes:

1. Pinares orófilos de pino albar (*Avenello ibericae-Pino ibericae sigmetum*).
2. Enebrales rastreros (*Avenello ibericae-Juniperonanae sigmetum*).
3. Joragales xero-orófilos culminícolas (*Hieracio myriadeni-Festuco curvifoliae sigmetum*).

Los mosaicos de vegetación son muy llamativos, sobre todo en las áreas cumbreñas, debido a la presencia, además de las comunidades propias de cada serie (etapa madura y etapas seriales), de comunidades azonales y permanentes. Así, en la cumbre de Peñalara, es posible reconocer, entre otras, las siguientes comunidades vivaces: joragales xeroófilos culminícolas (*Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae*), cervunales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*), comunidades saxícolas de gleras y pedregales (*Digitali carpetanae-Senecionetum carpetani*), cervunales rupestres con hidromorfía temporal (*Allietum latiorifolii*), comunidades pteridofíticas de canchales (*Cryptogrammo-Dryopteridetum oreadis*) y comunidades rupícolas de consuealdas (*Saxifragetum willkommiana*) (figura 4).

El estudio integrado de la flórua del Parque Natural de Peñalara y del anejo Valle de El Paular así como estudios diversos acerca de las especies raras y amenazadas arrojan resultados espectaculares y han sido objeto recientemente de minuciosos análisis (Fernández-González, 1999; Montouto, 2000).

La valoración de la cubierta vegetal del Parque Natural de Peñalara desde el punto de vista de la restauración de sus áreas alteradas nos obliga a proponer

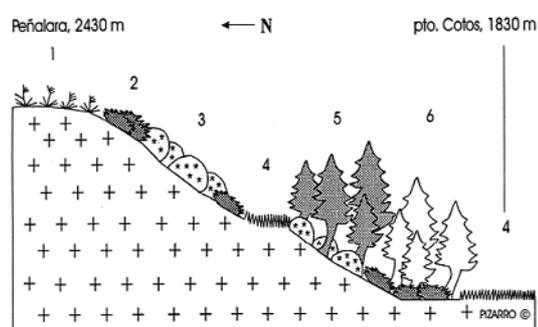


Figura 3. Representación esquemática de la catena altitudinal entre el Puerto de Los Cotos y la cumbre de Peñalara: 1. Joragales xero-orófilos culminícolas (*Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae*). 2. Enebrales rastreros (*Avenello ibericae-Juniperetum nanae*). 3. Piornales orófilos de piorno serrano (*Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei*). 4. Cervunales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*). 5. Pinares orófilos de pino albar (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*) con cambrones (*Adenocarpus hispanicus*). 6. Pinares orófilos de pino albar típicos (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*). (Diseño: J.M. Pizarro).



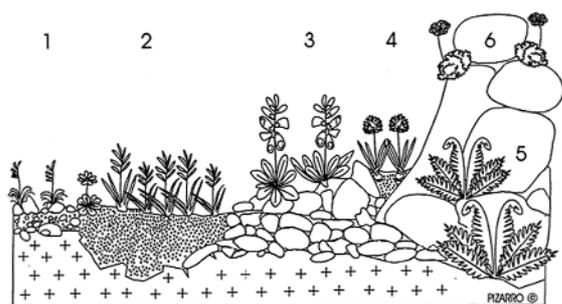


Figura 4. Representación esquemática de la distribución de las comunidades vegetales en la cumbre de Peñalara: 1. Joragales xero-orófilos culminícolas (*Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae*). 2. Cervunales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*). 3. Comunidades saxícolas de gleras y pedregales (*Digitali carpetae-Senecionietum carpetani*). 4. Cervunales fragmentarios de carácter rupestre y con hidromorfía temporal (*Allietum latiorifolii*). 5. Comunidades pteridofíticas colonizadoras de morrenas y gleras caóticas (*Cryptogrammo-Dryopteridetum oreadis*). 6. Comunidades casomfíticas de consueclas (*Saxifragetum willkommiana*). (Diseño: J.M. Pizarro).

respuestas y a reflexionar sobre numerosas cuestiones. Entre ellas, podemos reseñar:

- ¿Cuál es la diversidad fitocenótica del territorio?
- ¿Qué tipos de vegetación muestran mayor diversidad?
- ¿Cómo afecta el medio edáfico a la diversidad fitocenótica?
- ¿Cuántos "Hábitats Naturales y Hábitats Naturales Prioritarios" existen en el Parque Natural de Peñalara?

Análisis de las comunidades vegetales

La elaboración de una base de datos sintaxonómica completa que reúna la diversidad fitocenótica existente en el Parque Natural de Peñalara parte del estudio monográfico, y aún parcialmente inédito, de F. Fernández-González (1988) y otros trabajos significativos más recientes (Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Pizarro, 1990; Fernández-González, 1991; Rivas-Martínez, Cantó *et al.*, 1999).

En la tabla 1 se relacionan (agrupadas en sus respectivas clases fitosociológicas, cf. Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi, 1999) las comunidades vegetales reconocidas incluidas dentro de los "Tipos de Hábitats Naturales" de la Directiva 92/43/CEE. Para simplificar su identificación se han establecido 5 tipos fisionómicos a saber: bosques, matorrales y comunidades arbustivas, prados y pastizales, herbazales no gramínicos y comunidades saxícolas en general; además, se han diferenciado los hábitats relacionados con un exceso hídrico en el suelo de los que no: + = con exceso hídrico, * = con déficit hídrico; por último, se han diferenciado dos tipos de comunidades vegetales en relación con el grado de alteración del medio (ambientes alterados y no alterados).

La distribución porcentual de las comunidades relacionadas en el total del área ocupada por el Parque Natural de Peñalara se representa en la figura 5 (bosques, matorrales, pastizales y otras comunidades herbáceas). En las figuras 6 y 7 respectivamente se representan porcentualmente las relaciones entre las comunidades reconocidas, el carácter hidromorfo y el grado de alteración del medio que colonizan.

Las abreviaturas utilizadas en la tabla son:

- B = Bosques
- A = Ambientes alterados
- H = Herbazales no gramínicos
- HN = Hábitats Naturales Directiva 92/43/CEE
- HN* = Hábitats Naturales Prioritarios
- M = Matorrales y comunidades arbustivas
- NA = Ambientes no alterados
- P = Pastizales y prados
- S = Comunidades saxícolas en general

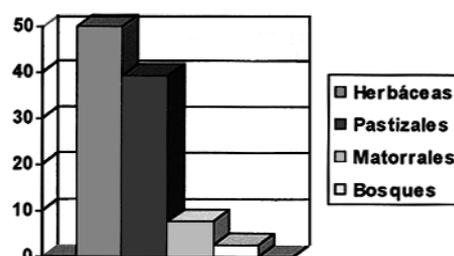


Figura 5. Distribución porcentual de los tipos fisionómicos de vegetación en el Parque Natural de Peñalara respecto a su extensión en el territorio.

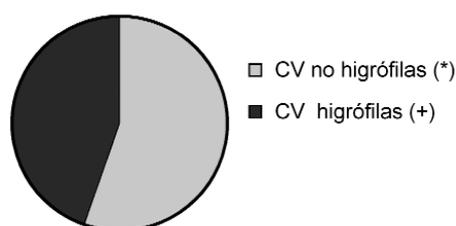


Figura 6. Distribución porcentual de las comunidades vegetales (CV) en el Parque Natural de Peñalara con respecto al exceso hídrico (higrófilas) o déficit hídrico (no higrófilas).

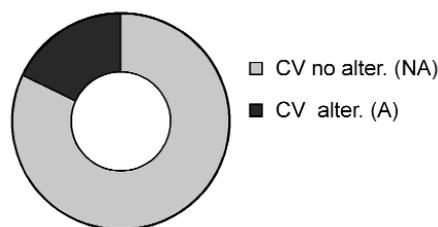


Figura 7. Distribución porcentual de las comunidades vegetales (CV) en el Parque Natural de Peñalara con respecto a su óptimo ecológico: comunidades de estaciones alteradas y no alteradas.



Tabla 1

Comunidades vegetales reconocidas en el Parque Natural de Peñalara incluidas dentro de los "Tipos de Hábitats Naturales" de la Directiva 92/43/CEE (incluidos los "Hábitats Naturales Prioritarios" *) con indicaciones fisionómicas y de ambientes

<ul style="list-style-type: none"> • MATORRALES ESCLERÓFILOS: submediterráneos y de zona templada Formaciones de <i>Cytisus oromediterraneus</i> en las altas montañas del suroccidente de Europa. 	<ul style="list-style-type: none"> - FESTUCETEA INDIGESTAE <ul style="list-style-type: none"> 17. <i>Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae</i>, P, *, NA 18. <i>Hieracio castellani-Festucetum curvifoliae</i>, P, *, NA 19. <i>Thymo zygidis-Plantaginetum radicatae</i>, P, *, NA
<ul style="list-style-type: none"> - PINO-JUNIPERETEA <ul style="list-style-type: none"> 1. <i>Avenello ibericae-Pinetum ibericae</i>, B, *, NA 2. <i>Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei</i>, M, *, NA, HN 3. <i>Avenello ibericae-Juniperetum nanae</i>, M, *, NA, HN 	<ul style="list-style-type: none"> - HELIANTHEMETEA GUTTATI <ul style="list-style-type: none"> 20. <i>Agrostio truncatulae-Trisetetum ovati</i>, P, *, NA 21. <i>Hispidello hispanicae-Tuberarietum guttatae</i>, P, *, NA
<ul style="list-style-type: none"> • PASTIZALES Y PRADOS NATURALES Y SEMINATURALES: pastos naturales Pastizales silicícolas xerofíticos y mesofíticos alpinos y crioturbados de las altas montañas ibéricas. 	<ul style="list-style-type: none"> - SALICETEA HERBACEAE <ul style="list-style-type: none"> 22. Comunidades de <i>Mucizonia sedoides</i>, H, *, NA
<ul style="list-style-type: none"> - NARDETEA <ul style="list-style-type: none"> 4. <i>Carici pallescentis-Luzuletum multiflorae</i>, P, +, NA, NH 5. <i>Luzulo carpetanae-Pedicularietum sylvaticae</i>, P, +, NA, NH 6. <i>Campanulo herminii-Festucetum ibericae</i>, P, +, NA, NH 7. <i>Campanulo herminii-Festucetum rivularis</i>, P, +, NA, NH 8. <i>Allietum latiorifolii</i>, H, +, NA, NH 	<ul style="list-style-type: none"> - MOLINIO-ARRHENATHERETEA <ul style="list-style-type: none"> 23. <i>Lolio perennis-Plantaginetum majoris</i>, P, +, NA
<ul style="list-style-type: none"> • HÁBITATS RUPÍCOLAS: vegetación casmofítica de farallones, paredes, cinglos y llambrías Vegetación colonizadora de llambrías y lapiaces. 	<ul style="list-style-type: none"> - PEGANO-SALSOLETEA VERMICULATAE <ul style="list-style-type: none"> 24. <i>Artemisio glutinosae-Santolinetum rosmarinifoliae</i>, M, *, A
<ul style="list-style-type: none"> 9. <i>Polytricho piliferi-Sedetum pedicellati</i>, H, *, NA, HN* 	<ul style="list-style-type: none"> - EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII <ul style="list-style-type: none"> 25. <i>Linarietum niveae</i>, H, *, A
<ul style="list-style-type: none"> • HÁBITATS RUPÍCOLAS: vegetación casmofítica de farallones, paredes, cinglos y llambrías Subtipos silicícolas. 	<ul style="list-style-type: none"> - ARTEMISIETEA VULGARIS <ul style="list-style-type: none"> 26. <i>Chenopodio boni-henrici-Senecionietum duriaei</i>, H, *, A 27. <i>Carduo carpetani-Onopordetum acanthii</i>, H, *, A
<ul style="list-style-type: none"> - ASPLENIETEA TRICHOMANIS <ul style="list-style-type: none"> 10. <i>Saxifragetum willkommiana</i>, H, *, NA, HN 	<ul style="list-style-type: none"> - STELLARIETEA MEDIAE <ul style="list-style-type: none"> 28. <i>Sisymbrio officinalis-Hordeetum murini</i>, H, *, A
<ul style="list-style-type: none"> • HÁBITATS RUPÍCOLAS: pedregales de montaña o gleras Pedregales de las montañas mediterráneas y cántabro-pirenaicas. 	<ul style="list-style-type: none"> - POLYGONO ARENASTRI-POETEA ANNUAE <ul style="list-style-type: none"> 29. <i>Matricario-Polygonetum arenastri</i>, H, *, A 30. Comunidades de <i>Spergularia rubra</i> var. <i>alpina</i>, H, *, A
<ul style="list-style-type: none"> - THLASPIETEA ROTUNDIFOLII <ul style="list-style-type: none"> 11. <i>Digitali carpetanae-Senecionietum carpetani</i>, H, *, NA, HN 12. <i>Rumicetum suffruticosi</i>, H, *, NA, HN 13. <i>Cryptogrammo-Dryopteridetum oreadis</i>, H, *, NA, HN 	<ul style="list-style-type: none"> - POTAMETEA <ul style="list-style-type: none"> 31. <i>Callitricho brutiae-Ranunculetum peltati</i>, H, +, NA 32. Comunidades de <i>Drepanocladus exannulatus-Callitriche brutia</i>, H, +, NA
<ul style="list-style-type: none"> • HÁBITATS DE AGUA DULCE: aguas estancadas (estanques y lagos) Vegetación anfibia mediterránea de lagunas y lagunazos temporales. 	<ul style="list-style-type: none"> - MONTIO-CARDAMINETEA <ul style="list-style-type: none"> 33. <i>Myosotidetum stoloniferae</i>, H, +, NA 34. <i>Montio amporitanae-Ranunculetum hederacei</i>, H, +, NA
<ul style="list-style-type: none"> - ISOETO-NANOJUNCETEA <ul style="list-style-type: none"> 14. <i>Juncetum nanae</i>, H, +, NA, HN* 15. Comunidades de <i>Antinoria agrostidea</i>, P, +, NA, (HN*) 16. <i>Sedetum lagascae</i>, H, +, NA, (HN*) 	<ul style="list-style-type: none"> - PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA <ul style="list-style-type: none"> 35. <i>Glycerio declinatae-Eleocharitetum palustris</i>, P, +, NA 36. <i>Glycerio declinatae-Alopecuretum aequalis</i>, P, +, NA 37. <i>Galio broteriani-Caricetum broteriana</i>, P, +, NA
	<ul style="list-style-type: none"> - SCHEUCHZERIO-CARICETEA NIGRAE <ul style="list-style-type: none"> 38. <i>Caricetum echinato-nigrae</i>, P, +, NA



RESTAURACION DE ÁREAS ALTERADAS

El esquema básico de actuación para el establecimiento de propuestas de restauración de la cubierta vegetal en cualquier zona alterada debe contemplar los siguientes objetivos:

1. Evaluación actualizada del estado de las áreas alteradas. Impactos pasados, actuaciones y estado actual. Prospección de la flora alóctona.
2. Biodiversidad fitocenótica: identificación y diagnóstico de las comunidades vegetales implicadas. Bioindicadores fitocenóticos.
3. Biodiversidad florística: composición y espectros florísticos habituales de las comunidades reconocidas. Especies dominantes y acompañantes. Endemismos. Bioindicadores (fitoindicadores).
4. Elaboración de propuestas de restauración de la cubierta vegetal natural. Viabilidad de las propuestas en función de las diferentes áreas alteradas a considerar: siembras y trasplantes con dos niveles de apreciación: espectros florísticos y comunidades vegetales. Acciones y actuaciones a considerar como potenciales coadyuvantes de la restauración propuesta.
5. Diseño y establecimiento de parcelas-piloto. Pautas y protocolos de seguimiento estacional. Modelización de los procesos de desarrollo de la restauración aplicada.
6. Evaluación de las diferentes modelos establecidos para la optimización de resultados.
7. Contraste de los resultados obtenidos. Elaboración de conclusiones. Extrapolación y postulado de modelos teóricos.

8. Objetivos colaterales:

- Creación de viveros especializados en la selección y multiplicación de individuos vegetales que aseguren la disponibilidad (calidad y cantidad) de especímenes aptos para el trasplante *in situ*.
- Diseño y creación de un banco de germoplasma activo a nivel de la Comunidad de Madrid con fines científicos de conservación de la biodiversidad vegetal.
- Establecimiento de un banco de "semillas certificadas" para el suministro real a los diversos proyectos de restauración de la cubierta vegetal natural de la Comunidad de Madrid.

RESTAURACIÓN DE LA CUBIERTA VEGETAL NATURAL EN AREAS ALTERADAS DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA

La alteración más importante en el área del Parque Natural de Peñalara se debe a las antiguas instalaciones e infraestructuras relacionadas con la estación de esquí. Su desmantelamiento ha puesto en evidencia la necesidad de los estudios de restauración en medios de alta montaña y ha urgido la elaboración de propuestas prácticas para llevar a cabo las actuaciones más convenientes.

Quizás una de las cuestiones más importantes a plantearnos es, independientemente de las consideraciones técnicas oportunas, cuales son las especies que debemos intentar favorecer, reintroducir, trasplantar o sembrar para obtener, a medio plazo, una cubierta vegetal lo más semejante posible a la primitiva en cada estación alterada y, a partir de ahora, restaurada.

Para conseguir contestar a esta interesante e importante cuestión es obligado conocer los espectros florísticos o combinaciones florísticas habituales de las

Tabla 2
Comunidades vegetales más representativas implicadas (oro- y criorosubmediterráneas).

Etapas maduras de cada serie de vegetación potencial

- Pinares orófilos de pino albar (*Avenello ibericae-Pinetum ibericae*)
- Enebrales rastreros (*Avenello ibericae-Juniperetum nanae*)
- Joragales xero-orófilos culminícolas (*Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae*)

Etapas seriales y comunidades terofíticas

- Piornales orófilos seriales (*Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei*)
- Joragales xero-orófilos (*Hieracio castellani-Festucetum curvifoliae*)
- Pastizales terofíticos efímeros (*Molinerion laevis, Sedion pedicellato-andegavensis*)

Comunidades azonales diversas

- Comunidades casmofíticas de consueledas (*Saxifragetum willkommiana*)
- Comunidades saxícolas de gleras y pedreras (*Digitali carpetanae-Senecionietum carpetani*)
- Cervunales quionófilos (*Campanulo herminii-Festucetum ibericae*)



comunidades correspondientes, diagnosticando en cada estación la comunidad original que se destruyó o alteró en su día. Como ejemplo de estos espectros florísticos propios de algunas de las comunidades vegetales más importantes del Parque presentamos diversas tablas sintéticas. Estas tablas sintéticas (florísticas) están realizadas siguiendo los métodos habituales en Fitosociología (Géhu & Rivas-Martínez, 1981). La escala (que utiliza guarismos romanos) fluctúa del I al V en función de la frecuencia de cada taxon en la totalidad de los datos manejados; las fuentes han sido tanto bibliográficas como procedentes de trabajos aún inéditos incluyéndose en su totalidad únicamente los táxones con valores de II o superiores. En la tabla 2 se recogen las principales comunidades orófilas implicadas.

Un hecho a destacar es el contraste entre especies constantes y abundantes en cada comunidad lo que se corresponde con importantes tendencias y patrones dinámicos de cada fitocenosis. Nuestra propuesta de restauración para una recuperación florística y fitocenótica integrada postula el uso obligado de las especies dominantes de cada comunidad considerada en los diseños técnicos de restauración. Además, la correcta selección de los individuos proveedores de esquejes o semillas obliga a la elección de poblaciones procedentes de los mismos ambientes y territorios que los considerados con el fin de no alterar la homogeneidad genética de las poblaciones coexistentes (Balaguer, 2000).

En las figuras 8 y 9 se indican, incluidas en las comunidades características, algunas de las especies más representativas a tener en cuenta en los procesos de restauración.

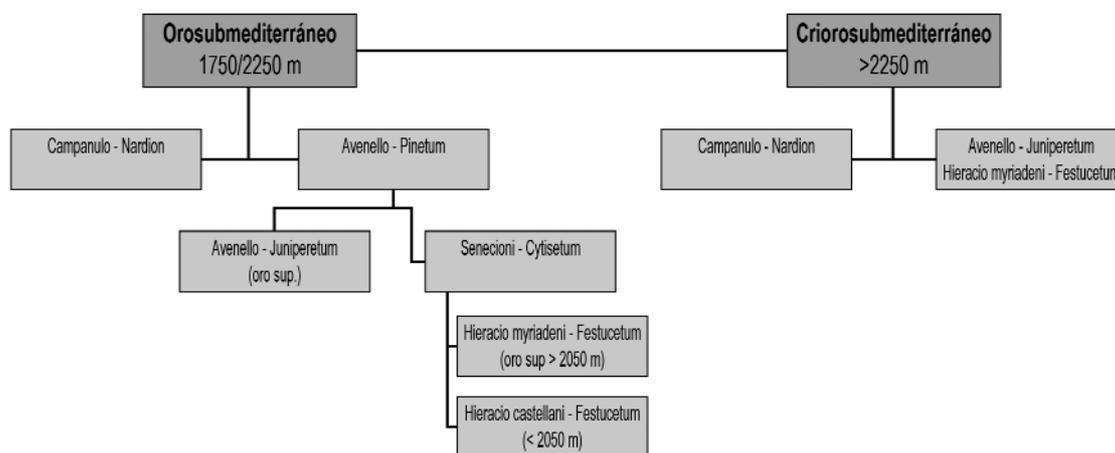


Figura 8. Esquema de las principales comunidades orófilas del Parque Natural de Peñalara relacionadas con los termostipos territoriales que caracterizan.

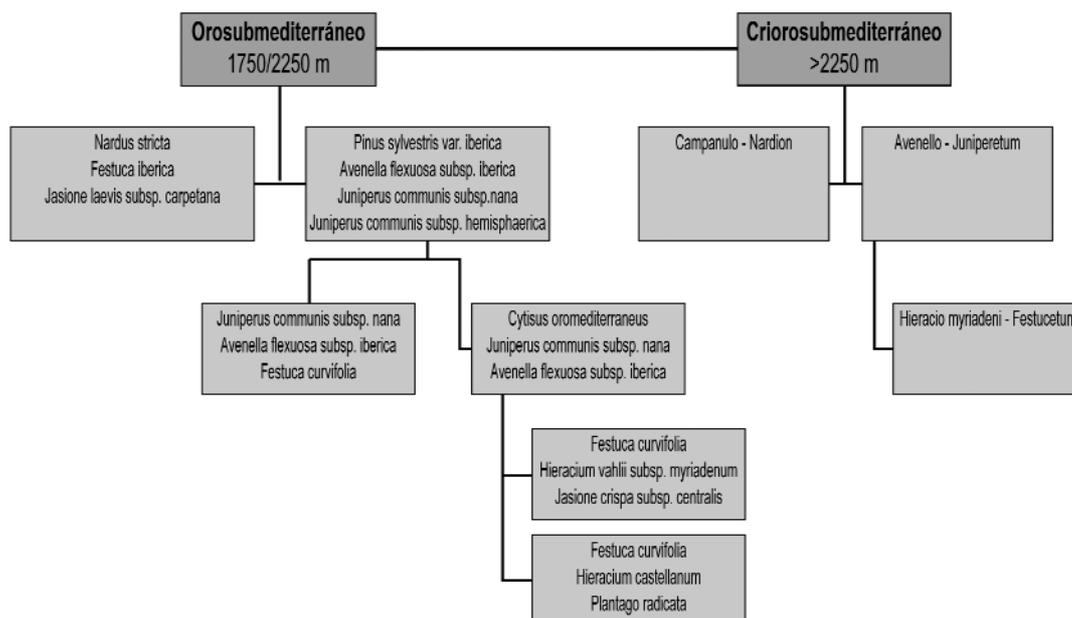


Figura 9. Principales táxones orófilos del Parque Natural de Peñalara según su frecuencia en las comunidades vegetales que caracterizan.



Espectros florísticos de las principales comunidades

Pinares orófilos de pino albar (*Pinus sylvestris* var. *iberica*):

Avenello ibericae-Pinetum ibericae: V *Pinus sylvestris* var. *iberica*, V *Avenella flexuosa* subsp. *iberica*, V *Juniperus communis* subsp. *nana*, IV *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*, IV *Jasione laevis* subsp. *carpetana*, IV *Cytisus oromediterraneus*, IV *Linaria nivea*, IV *Luzula lactea*, IV *Arenaria montana*, IV *Dicranum scoparium*, IV *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, IV *Cerastium ramosissimum*, III *Agrostis castellana*, III *Conopodium pyrenaicum*, III *Festuca heterophylla* subsp. *braun-blanquetii*, III *Festuca iberica*, III *Nardus stricta*, III *Leontodon hispidus* subsp. *bourgaeanus*, II *Festuca curvifolia*, II *Avenula sulcata*, II *Erica arborea*, II *Leucanthemopsis pallida* subsp. *alpina*, etc. (Fernández-González, 1991: 177, tab. 2B, 45-57, 12 inventarios; Rivas-Martínez & J.A. Molina, *ined.*: tab. 1, 25 inventarios).

Piornales orófilos de piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*):

Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei: V *Cytisus oromediterraneus*, V *Juniperus communis* subsp. *nana*, V *Avenella flexuosa* subsp. *iberica*, IV *Luzula lactea*, IV *Arenaria montana*, III *Juniperus communis* subsp. *hemisphaerica*, III *Senecio pyrenaicus* subsp. *carpetanus*, III *Arrhenatherum elatius* subsp. *carpetanum*, III *Erica arborea*, *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, III *Festuca curvifolia*, III *Linaria nivea*, III *Agrostis castellana*, II *Lactuca viminea* s. l., II *Adenocarpus hispanicus* (dif. subass.), II *Arctostaphylos uva-ursi* subsp. *crassifolia* (dif. subass.), II *Ranunculus ollisiponensis* subsp. *alpinus*, II *Pinus sylvestris* var. *iberica* (S2), etc. (Rivas-Martínez, 1964: 176, tab. 22, 9 inventarios; Rivas-Martínez & Cantó, 1987: 23, 12 inventarios; Fernández-González, 1991: 176, tab. 2A: 10-27, 17 inventarios).

Joragales xero-orófilos de *Festuca curvifolia*:

Hieracio castellani-Festucetum curvifoliae: V *Festuca curvifolia*, V *Hieracium castellanum*, V *Thymus bracteatus*, V *Koeleria crassipes*, IV *Jurinea humilis*, IV *Agrostis trunctatula*, IV *Sedum brevifolium*, IV *Poa bulbosa*, IV *Jasione crispa* subsp. *sessiliflora*, IV *Leucanthemopsis pallida* subsp. *alpina*, III *Armeria cespitosa*, III *Avenella flexuosa* subsp. *iberica*, II *Corynephorus canescens*, III *Agrostis castellana*, II *Plantago radicata*, II *Dianthus legionensis*, II *Festuca rivas-martinezii*, II *Linaria elegans*, II *Avenula sulcata*, etc. (Rivas-Martínez & Cantó, 1987: 225, tab. 7, 9 inventarios; Fernández-González, 1988, tab. 9.4, 23 inventarios).

Enebrales rastreros (*Juniperus communis* subsp. *nana*):

Avenello ibericae-Juniperetum nanae: V *Juniperus communis* subsp. *nana*, V *Avenella flexuosa* subsp. *iberica*, IV *Festuca curvifolia*, III *Senecio pyrenaicus* subsp. *carpetanus*, II *Thymus praecox* subsp. *penyalarensis*, II *Hieracium vahlhii* subsp. *myriadenum*, II *Veronica fruticans* subsp. *cantabrica*, II *Festuca iberica*, II *Nardus stricta*, II *Saxifraga willkommiana*, etc. (Fernández-González 1991: 176 tab. 2A, inventarios 1-9 sub *Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei juniperetosum nanae* (Rivas-Martínez, 1970) Rivas-Martínez & Fernández-González, 1991).

Joragales xero-orófilos culminícolas (vegetación potencial criorosubmediterránea):

Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae: V *Festuca curvifolia*, V *Hieracium vahlhii* subsp. *myriadenum*, V *Jasione crispa* subsp. *centralis*, V *Silene ciliata* subsp. *elegans*, IV *Minuartia recurva* var. *bigerrensis*, IV *Armeria caespitosa*, IV *Thymus praecox* subsp. *penyalarensis*, IV *Jurinea humilis*, IV *Luzula hispanica*, IV *Sedum brevifolium*, IV *Agrostis trunctatula*, III *Phyteuma hemisphaericum*, III *Leucanthemopsis pallida* subsp. *alpina*, III *Erysimum penyalarense*, III *Avenella flexuosa* subsp. *iberica*, II *Senecio boissieri*, II *Agrostis rupestris*, II *Veronica fruticans* subsp. *cantabrica*, II *Mucizonia sedoides*, II *Plantago alpina* subsp. *penyalarensis* (dif. subass.), II *Festuca iberica* (dif. subass.), II *Sempervivum vicentii* subsp. *pau* (dif. subass.), etc. (Rivas-Martínez, 1964: 149, Tab. 21, 16 inventarios; Fernández-González, 1991: 170, tab. 1A, 1B, 54 inventarios).

Cervunales quionófilos:

Campanulo herminii-Festucetum ibericae: V *Campanula herminii*, V *Festuca iberica*, V *Nardus stricta*, V *Jasione laevis* subsp. *carpetana*, IV *Narcissus nivalis*, III *Luzula campestris* subsp. *carpetana*, III *Ranunculus bulbosus* subsp. *cacuminalis*, III *Agrostis trunctatula*, III *Hieracium pilosella*, III *Lotus glareosus*, III *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, III *Polytrichum juniperinum*, II *Euphrasia willkommii*, II *Gagea nevadensis*, II *Dianthus deltoides*, II *Galium rivulare*, II *Pedicularis sylvatica*, II *Galium saxatile*, II *Polygala vulgaris*, II *Danthonia decumbens*, II *Potentilla erecta*, II *Plantago alpina* subsp. *penyalarensis*, II *Trifolium repens* subsp. *nevadense*, I *Ranunculus abnormis*, I *Selinum pyrenaicum*, I *Hieracium pseudovahlhii*, I *Juncus squarrosus*, etc. (Rivas-Martínez, 1964: 127, tab. 18, 14 inventarios; Fernández-González, 1988, tab. 14.1, 44 inventarios).



Vegetación turfófila de cárices:

Caricetum echinato-nigrae: V *Carex nigra*, V *Carex echinata*, IV *Sphagnum* sp. pl., IV *Viola palustris* subsp. *juressi*, III *Agrostis canina*, III *Carex demissa*, III *Drosera rotundifolia*, III *Potentilla erecta*, III *Nardus stricta*, III *Pedicularis sylvatica*, III *Parnassia palustris*, II *Eleocharis quinqueflora*, II *Carex ovalis*, II *Epilobium palustre*, II *Luzula campestris* subsp. *carpetana*, II *Aulacomnium palustre*, II *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, II *Ranunculus bulbosus* subsp. *cacuminalis*, II *Epilobium palustre*, II *Calliergonella cuspidata*, II *Erica tetralix*, I *Pinguicula grandiflora*, etc. (Rivas-Martínez, 1964: 91, tab. 12, 14 inventarios; Fernández-González, 1988: 702, tab. 33.1, 34 inventarios).

Comunidades casmofíticas de consueledas (*Saxifraga willkommiana*):

Saxifragetum willkommianae: V *Saxifraga willkommiana*, V *Murbeckiella boryi*, V *Hieracium carpetanum*, IV *Asplenium septentrionale*, III *Alchemilla saxatilis*, III *Cryptogramma crispa*, III *Sedum brevifolium*, III *Avenella flexuosa* subsp. *ibe-*

rica, II *Silene boryi* subsp. *penyalarensis*, II *Sedum hirsutum*, II *Alchemilla transiens*, II *Agrostis rupestris*, II *Hieracium amplexicaule*, II *Poa fontqueri*, II *Cystopteris fragilis*, II *Veronica fruticans* subsp. *cantabrica*, etc. (Rivas-Martínez, 1964: 46, tab. 1, 17 inventarios; Fernández-González, 1988, tab. 23.3, 30 inventarios).

Comunidades saxícolas de gleras y pedreras:

Digitali carpetanae-Senecionetum carpetani: V *Senecio pyrenaicus* subsp. *carpetanus*, V *Digitalis purpurea* subsp. *carpetana*, IV *Paronychia polygonifolia*, III *Cryptogramma crispa*, III *Linaria saxatilis*, III *Leontodon hispidus* subsp. *bourgaeanus*, III *Biscutella gredensis*, III *Solidago virgaurea* subsp. *fallii-tirones*, III *Agrostis truncatula*, III *Sedum brevifolium*, III *Leucanthemopsis pallida* subsp. *alpina*, II *Epilobium collinum*, II *Galeopsis angustifolia* subsp. *carpetana*, II *Arrhenatherum elatius* subsp. *carpetanum*, I *Poa fontqueri*, etc. (Rivas-Martínez, 1964: 62, tab. 5, 10 inventarios; Fernández-González, 1988, tab. 25.2, 31 inventarios).

APÉNDICE SINTAXONÓMICO

Se expone a continuación la tipología sintaxonómica completa de todas las comunidades vegetales mencionadas en el texto incluyendo las autorías correctas de todos los sintáxones correspondientes. La indicación "ined." hace referencia a que la unidad sintaxonómica correspondiente se encuentra en proceso de publicación efectiva en el momento de redacción de este apéndice.

I. FESTUCETEA INDIGESTAE Rivas Goday & Rivas-Martínez 1971

+ Festucetalia indigestae Rivas Goday & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez 1964

* Minuartio-Festucion curvifoliae Rivas-Martínez 1964 *corr.* Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

1. **Hieracio myriadeni-Festucetum curvifoliae** Rivas-Martínez 1964 *corr.* Rivas-Martínez, Cantó, Fernández-González, J.A. Molina, Pizarro & Sánchez-Mata 1999

+ Jasiono sessiliflorae-Koelerietalia crassipedis Rivas-Martínez & Cantó 1987

* Hieracio castellani-Plantaginion radicate Rivas-Martínez & Cantó 1987

2. **Hieracio castellani-Festucetum curvifoliae** Rivas-Martínez & Cantó 1987 *corr.* Rivas-Martínez, Cantó, Fernández-González, J.A. Molina, Pizarro & Sánchez-Mata 1999

3. **Thymo zygidis-Plantaginetum radicatae** Rivas-Martínez & Cantó 1987 *corr.* Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Pizarro 1990

II. PINO-JUNIPERETEA Rivas-Martínez 1965

+ Pino-Juniperetalia Rivas-Martínez 1965

* Avenello ibericae-Pinion ibericae Rivas-Martínez & J.A. Molina in Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

4. **Avenello ibericae-Pinetum ibericae** Rivas-Martínez & J.A. Molina in Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

+ Juniperetalia hemisphaericae Rivas-Martínez & J.A. Molina in Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999

* Cytision oromediterranei Tüxen in Tüxen & Oberdorfer 1958 *corr.* Rivas-Martínez 1987

5. **Senecioni carpetani-Cytisetum oromediterranei** Tüxen & Oberdorfer 1958 *corr.* Rivas-Martínez 1987

6. **Avenello ibericae-Juniperetum nanae** Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Sardinero in Rivas-Martínez *et al.* 2002

III. HELIANTHEMTEA GUTTATI (Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952) Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963 *em.* Rivas-Martínez 1978

+ Helianthemetalia guttati Br.-Bl. in Br.-Bl., Molinier & Wagner 1940

* Molinerion laevis Br.-Bl., P. Silva, Rozeira & Fontes 1952

7. **Agrostio truncatulae-Trisetetum ovati** Rivas Goday 1958

8. **Hispidello hispanicae-Tuberarietum guttatae** Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Pizarro 1990



- * Sedion pedicellato-andegavensis Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata 1986
9. *Polytricho piliferi-Sedetum pedicellati* Rivas-Martínez in Rivas-Martínez, Fernández-González & Sánchez-Mata 1986
- IV. SALICETEA HERBACEAE Br.-Bl. 1948
- + Salicetalia herbaceae Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926
- * Mucizonion sedoidis Rivas-Martínez, Fernández-González & Loidi 1999
10. **Comunidad de *Mucizonia sedoides***
- V. NARDETEA Rivas Goday in Rivas Goday & Rivas-Martínez 1963
- + Nardetalia strictae Oberdorfer ex Preising 1949
- * Campanulo herminii-Nardion strictae Rivas-Martínez 1964
11. *Carici pallescentis-Luzuletum multiflorae* Mayor 1969
12. *Luzulo carpetanae-Pedicularietum sylvaticae* Tüxen & Oberdorfer 1958 corr. Izco & Ortiz 1989
13. *Campanulo herminii-Festucetum ibericae* Rivas-Martínez 1964
14. *Campanulo herminii-Festucetum rivularis* Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Sardinero in Rivas-Martínez et al. 2002
15. *Allietum latiorifolii* Rivas-Martínez, Fernández-González, Sánchez-Mata & Pizarro 1990
- VI. MOLINIO-ARRHENATHERETEA Tüxen 1937
- + Plantaginetales majoris Tüxen & Preising in Tüxen 1950
- * Potentillion anserinae Tüxen 1947
16. *Lolio perennis-Plantaginetum majoris* Beger 1930
- VII. PEGANO-SALSOLETEA VERMICULATAE Br.-Bl. & O. Bolós 1958
- + Helichryso stoechadis-Santolinetalia squarrosae Peinado & Martínez-Parras 1984
- * Artemisio glutinosae-Santolinion rosmarinifoliae Costa 1975
17. *Artemisio glutinosae-Santolinetum rosmarinifoliae* Costa 1975
- VIII. EPILOBIETEA ANGUSTIFOLII Tüxen & Preising ex von Rochow 1951
- + Atropetalia belladonae Vlieger 1937
- * Linarion niveae Rivas-Martínez 1964
18. *Linarietum niveae* Rivas-Martínez 1964
- IX. ARTEMISIETEA VULGARIS Lohmeyer, Preising & Tüxen ex von Rochow 1951
- ++ Artemisienea vulgaris
- + Artemisietalia vulgaris Lohmeyer in Tüxen 1947
- * Arction lappae Tüxen 1937
19. *Chenopodio boni-henrici-Senecionietum duriaei* Rivas-Martínez 1964
- ++ Onopordenea acanthii Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi in Rivas-Martínez & al. 2002
- * Carduo carpetani-Cirsion odontolepidis Rivas-Martínez, Penas & T.E. Díaz 1986
20. *Carduo carpetani-Onopordetum acanthii* Rivas-Martínez, Penas & T.E. Díaz 1986
- X. STELLARIETEA MEDIAE Tüxen, Lohmeyer, Preising ex von Rochow 1951
- ++ Chenopodio-Stellarienea Rivas Goday 1956
- + Sisymbrietalia officinalis J.Tüxen in Lohmeyer & al. 1962 em. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
- * Sisymbriion officinalis Tüxen, Lohmeyer, Preising in Tüxen 1950
21. *Sisymbrio officinalis-Hordeetum murini* Br.-Bl. 1967
- XI. POLYGONO-POETEA ANNUAE Rivas-Martínez 1975
- + Polygono arenastri-Poetalia annuae Tüxen in Géhu, Richard & Tüxen 1972 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
- * Matricario-Polygonion arenastri Rivas-Martínez 1975 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
22. *Matricario-Polygonetum arenastri* Müller ex Oberdorfer 1971 corr. Passarge 1996
23. **Comunidades de *Spergularia rubra* var. *alpina***
- XII. ASPLENIETEA TRICHOMANIS (Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934) Oberdorfer 1977
- + Androsacetalia vandellii Br.-Bl. in Meier & Br.-Bl. 1934 corr. Rivas-Martínez & al. 2001
- * Saxifragion willkommianae Rivas-Martínez 1964
24. *Saxifragetum willkommianae* Rivas-Martínez 1964
- XIII. THLASPIETEA ROTUNDIFOLII Br.-Bl. 1948
- + Androsacetalia alpinae Br.-Bl. in Br.-Bl. & Jenny 1926
- * Linario saxatilis-Senecionion carpetani Rivas-Martínez 1964
25. *Digitali carpetanae-Senecionetum carpetani* Rivas-Martínez 1964
26. *Rumicetum suffruticosi* Rivas-Martínez 1964
- + Polystichetalia lonchiditis Rivas-Martínez, T.E. Díaz, F. Prieto, Loidi & Penas 1984
- * Dryopteridion oreadis Rivas-Martínez 1977 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
27. *Cryptogrammo-Dryopteridetum oreadis* Rivas-Martínez in Rivas-Martínez & Costa 1970 corr. Rivas-Martínez, Báscones, T.E. Díaz, Fernández-González & Loidi 1991
- XIV. POTAMETEA Klika in Klika & Novák 1941
- + Potametalia Koch 1926
- * Ranunculion aquatilis Passarge 1964



28. *Callitricho brutiae-Ranunculetum peltati*
Pizarro & Rivas-Martínez in Rivas-Martínez &
al. 2002
29. Comunidad de *Drepanocladus exannulatus-*
Callitriche brutia
- XV. ISOETO-NANOJUNCETEA Br.-Bl. & Tüxen ex
Westhoff, Dijk & Passchier 1946
+ Isoetetalia Br.-Bl. 1936
* Preslion cervinae Br.-Bl. ex Moor 1937
30. *Juncetum nanae* Rivas-Martínez 1964
31. Comunidad de *Antinoria agrostidea*
* Ciccion (Rivas Goday in Rivas Goday & Borja
1961) Br.-Bl. 1967
32. *Sedetum lagascae* Rivas-Martínez, Fernández
González, Sánchez-Mata & Sardinero in Rivas-
Martínez & al. 2002
- XVI. MONTIO-CARDAMINETEA Br.-Bl. & Tüxen ex
Br.-Bl. 1948
+ Montio-Cardaminetalia Pawlowski in Pawlowski,
Sokolowski & Wallisch 1928
* Myosotidion stoloniferae Rivas-Martínez, T.E. Díaz,
F. Prieto, Loidi & Penas 1984
33. *Myosotidetum stoloniferae* Br.-Bl., P Silva,
Rozeira & Fontes 1952
* Ranunculion omiophyllo-hederacei Rivas-Martínez,
Fernández-González, Pizarro, Sánchez-Mata &
Sardinero in Rivas-Martínez & al. 2002
34. *Montio amporitane-Ranunculetum hederacei*
Rivas-Martínez, Fernández-González, Pizarro,
Sánchez-Mata & Sardinero in Rivas-Martínez &
al. 2002
- XVII. PHRAGMITO-MAGNOCARICETEA Klika in
Klika & Novák 1941
+ Nasturtio-Glycerietalia Pignatti 1954
* Glycerio-Sparganion Br.-Bl. & Sissingh in Boer 1942
** Glycerienion fluitantis (Géhu & Géhu-Franck 1987)
J.A. Molina 1996
35. *Glycerio declinatae-Eleocharitetum palustris*
Rivas-Martínez & Costa in Rivas-Martínez,
Costa, Castroviejo & Valdés Bermejo 1980
36. *Glycerio declinate-Alopecuretum aequalis*
ined.
+ Magnocaricetalia Pignatti 1954
* Caricion broteriana (Rivas-Martínez, Fernández-
González & Sánchez-Mata 1986) J.A. Molina 1996
37. *Galio broteriani-Caricetum broteriana* Rivas-
Martínez ex Fuente 1986
- XVIII. SCHEUCHZERIO-CARICETEA FUSCAE Tüxen
1937
+ Caricetalia fuscae Koch 1926 em. Br.-Bl. 1949
* Caricion fuscae Koch 1926 em. Klika 1934
38. *Caricetum echinato-nigrae* (Rivas-Martínez
1964) Rivas-Martínez in Rivas-Martínez & al.
2002

APÉNDICE FLORÍSTICO

La nomenclatura (rangos aceptados y autorías) de los táxones citados en todo el texto sigue las propuestas de los volúmenes publicados de Flora iberica (Castroviejo *et al.*, 1996-2000), Med-Checklist (Greuter *et al.*, 1984-1989) y Flora Europaea (Tutin *et al.*, 1964-1980/1993). Se indican a continuación, por orden alfabético, los rangos aceptados por nosotros y las autorías para aquellos no admitidos en las obras básicas mencionadas o cuyo rango taxonómico no coincide exactamente con lo referenciado en ellas. La indicación "*ined.*" hace referencia a que el taxon correspondiente se encuentra en proceso de publicación efectiva en el momento de redacción de este apéndice.

Las abreviaturas de los autores siguen las propuestas de Brummitt & Powell (1996).

- *Arctostaphylos uva-ursi* subsp. *crassifolia* (Braun-Blanq.) Rivas Mart.
- *Arrhenatherum elatius* subsp. *carpetanum* Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata *ined.*
- *Avenella flexuosa* subsp. *iberica* (Rivas Mart. in Rivas Mart., Izco & M.J.Costa) García-Suárez, Fern.-Carv. & Fern.Prieto in García-Suárez & al.
- *Avenula sulcata* (Gay ex Boiss.) Dumort.
- *Biscutella gredensis* Guinea
- *Digitalis purpurea* subsp. *carpetana* (Rivas Mateos) Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata
- *Festuca curvifolia* Lag ex Lange
- *Festuca heterophylla* subsp. *braun-blanquetii* Fuente, Ortuñez & Ferrero
- *Festuca rivas-martinezii* Fuente & Ortuñez
- *Galeopsis angustifolia* subsp. *carpetana* (Willk.) M.Laínz
- *Hieracium pseudovahlii* De Retz
- *Hieracium vahlii* subsp. *myriadenum* (Boiss. & Reut.) Zahn
- *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris* (Hartm.) Hämet-Ahti
- *Leontodon hispidus* subsp. *bourgaeanus* (Willk.) Rivas Mart. & Sáenz de Rivas
- *Leucanthemopsis pallida* subsp. *alpina* (Boiss. & Reut.) Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata
- *Luzula campestris* subsp. *carpetana* Rivas Mart.
- *Minuartia recurva* var. *bigerrensis* (Pau) Font Quer
- *Narcissus nivalis* Graells
- *Plantago alpina* subsp. *penyalarensis* (Pau) Rivas Mart.
- *Plantago radicata* Hoffmanns. & Link
- *Poa fontqueri* Braun-Blanq.
- *Saxifraga willkommiana* Boiss. ex Willk.



- *Sempervivum vicentei* subsp. *pau* Fern.Casas
- *Senecio pyrenaicus* subsp. *carpetanus* (Willk.) Rivas Mart.
- *Silene boryi* subsp. *penyalarensis* (Pau) Rivas Mart.
- *Silene ciliata* subsp. *elegans* (Link ex Brot.) Rivas Mart.
- *Solidago virgaurea* subsp. *fallit-tirones* (Font Quer) Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata
- *Thymus praecox* subsp. *penyalarensis* (Pau) Rivas Mart., Fern.Gonz. & Sánchez Mata
- *Veronica fruticans* subsp. *cantabrica* M.Laínz
- *Viola palustris* subsp. *juressi* (Link ex K.Wein) W.Becker ex Cout.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BALAGUER NUÑEZ, L. 2000. *Restauración ecológica de Espacios Naturales Singulares*. Actas Segundos Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular (1999): 81-87. Publ. Cons. Medio Amb. Comunidad de Madrid. 127 p. Guadarrama (Madrid).
- BEGER, H. 1930. Praktische Richtlinien der strukturellen Assoziationsforschung im Sinne der von der Zürich-Montpellier-Schule geübten Methode. *Handb. Biol. Arbeitsmeth.* 11: 481-526.
- BOER, A.C. 1942. Plantensoziologische beschrijving van de orde der Phragmitetalia. *Ned. Kruidk. Arch.* 52: 237-302.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1936. Un joyau floristique et phytosociologique: "L'Isoetion" méditerranéen. *Bull. Soc. Étud. Sci. Nat. Nîmes* 47: 1-23.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1948. La végétation alpine des Pyrénées orientales. (Comm. St. Int. Géobot. Médit. Alpine 98). *Mon. Est. Est. Pir. & Inst. Esp. Edaf. Ecol. Fisiol. Veg.* 9. 7-306.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1949. Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätians (III). *Vegetatio* 1(4-5): 285-316.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1949. Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätians (IV). *Vegetatio* 2: 20-37.
- BRAUN-BLANQUET, J. 1967. Vegetationsskizzen aus dem Baskenland mit Ausblicken auf das weitere iberio-atlantikum. II Teil. *Vegetatio* 14 (1-4): 1-126.
- BRAUN-BLANQUET, J. & H. JENNY. 1926. Vegetations-Entwicklung und Bodenbildung in der alpinen Stufe der Zentralalpen. *Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges. Zürich* 63: 183-349.
- BRAUN-BLANQUET, J., R. MOLINIER & H. WAGNER. 1940. *Prodrome des groupements végétaux. Prodromus der Pflanzengesellschaften. Cisto-Lavanduletea (landes siliceuses à cistes et lavandes)*. 53 p. Montpellier.
- BRAUN-BLANQUET, J., A.R. PINTO DA SILVA, A. ROZEIRA & F. FONTES. 1952. Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. I. Une incursion dans la Serra da Estrêla. *Agron. Lusit.* 14(4): 303-323.
- BRAUN-BLANQUET, J., N. ROUSSINE & R. NÈGRE. 1952. *Les Groupements Végétaux de la France Méditerranéenne*. Centre National de la Recherche Scientifique. Montpellier.
- BRAUN-BLANQUET, J. & O. DE BOLÒS. 1958. Les groupements végétaux du bassin moyen de l'Ebre et leur dynamisme. *Anales Est. Exp. Aula Dei* 5: 1-266.
- BRUMMITT, R.K. & C.E. POWELL (ED.). 1996. *Authors of plant names*. Publ. Royal Botanic Gardens, Kew (reprint from first edition, 1992). 732 p. Whitstable.
- CASTROVIEJO, S. ET AL. (ED.). 1986-2000. *Flora iberica*. Real Jardín Botánico (CSIC). Vol. 1-8. Madrid.
- COSTA, M. 1975. Sobre la vegetación nitrófila vivaz de la provincia de Madrid (Artemisio-Santolinetum rosmarinifoliae). *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 32 (2): 1093-1098.
- FERNÁNDEZ CASAS, J. 1970. Notas sobre vegetación. *Publ. Inst. Biol. Apl.* 49: 111-120.
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. 1988. *Estudio florístico y fitosociológico del Valle del Paular (Madrid)*. Memoria doctoral. Facultad de Biología. Universidad Complutense. 759 p. Madrid.



-
- FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. 1991. La vegetación del Valle del Paular (Sierra de Guadarrama, Madrid), I. *Lazaroa* 12: 153-272.
 - FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. 1999. *La flora y la vegetación del Parque Natural de Peñalara y del Valle del El Paular (Madrid): implicaciones en la conservación de la biodiversidad*. Actas Primeros Encuentros Científicos del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular (1998): 179-196. Publ. Cons. Medio Amb. Comunidad de Madrid. 226 p. Guadarrama (Madrid).
 - FUENTE, V. DE LA. 1986. Vegetación orófila del occidente de la provincia de Guadalajara (España). *Lazaroa* 8: 123-219.
 - GÉHU, J.M., J.L. RICHARD & R. TÜXEN. 1972. Compte rendu de l'excursion de l'Association Internationale de Phytosociologie dans le Jura, Juin 1967 (1er partie). *Doc. Phytosociol.* 2: 1-44.
 - GÉHU, J.M. & J. GÉHU-FRANCK. 1987. Schéma des végétations herbacées riveraines du nord de la France. *Publ. Univ. La Laguna, Ser. Informes* 22: 313-320.
 - GÉHU, J.M. & S. RIVAS-MARTÍNEZ. 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. *Coll. Phytosociol.* 10: 5-33.
 - GREUTER, W., H.M. BURDET & G. LONG. (ED.). 1984-1989. *Med-Checklist*. Éd. Conserv. Jard. Bot. Ville Genève. Vol. 1, 3 & 4. Genève.
 - IZCO, J. & S. ORTIZ. 1989. Luzulo (carpetanae)-Juncetum ellmanii Rivas-Martínez 1963, nombre inválido según el CNF. *Lazaroa* 11: 178-179.
 - KLIKA, J. 1934. Orostlinných společenstvech Stankovanských travertínů a jejich sukcesi. *Rozpr. Ces. Akad. Ved. Umeni (Praha)* 44: 1-11.
 - KLIKA, J. 1934. Studien über die xerotherme Vegetation Mitteleuropas. III. Die Pflanzengesellschaften des Marchfeldes in der Slowakei. *Beih. Bot. Centralb. (Dresden)* 52B: 1-16.
 - KLIKA, J. & V. NOVÁK. 1941. *Praktikum rostlinné sociologie, puzoznalství, klimatologie a ekologie*. Praha.
 - KOCH, W. 1926. Die Vegetationseinheiten der Linthebene, Nordostschwiz. *Jb. St. Gall. Naturwiss. Ges.* 61: 1-134.
 - LOHMEYER, W., A. MATUSZKIEWICZ, W. MATUSZKIEWICZ, H. MERKER, J.J. MOORE, T. MÜLLER, E. OBERDORFER, E. POLI, P. SEIBERT, H. SUKOPP, W. TRAUTMANN, J. TÜXEN, R. TÜXEN & V. WESTHOFF. 1962. Contribution a l'unification du système phytosociologique pour l'Europe moyenne et nord-occidentale. *Melhoram.* 15: 137-151.
 - MAYOR, M. 1969. Estudio de las nardetas y erioforretas del Sistema Central y las disyuntas del Maestrazgo. *Rev. Fac. Ci. Oviedo* 10(1): 213-220.
 - MEIER, H. & J. BRAUN-BLANQUET. 1934. *Prodrome des groupements végétaux. Fasc. 2: Classe des Asplenietales rupestres-groupements rupicoles*. Mari-Lavit, Montpellier.
 - MOLINA, J.A. 1996. Sobre la vegetación de los humedales de la Península Ibérica I: Phragmiti-Magnocaricetea. *Lazaroa* 16: 27-88
 - MONTOUTO GONZÁLEZ, O. 2000. *La flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno. Amenazas y necesidades de conservación en la finca de Los Cotos*. Actas Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular (1999): 33-53. Publ. Cons. Medio Amb. Comunidad de Madrid. 127 p. Guadarrama (Madrid).
 - MOOR, M. 1937. Ordnung der Isoetalia (Zwergbinsengesellschaften). *Prodr. Group. Vég.* 4: 1-24.
 - OBERDORFER, E. 1971. Zur Syntaxonomie der Trittpflanzengesellschaften. *Beitr. Naturk. Forsch. Südw.-Dtland.* 30 (2): 95-111. Karlsruhe.
 - OBERDORFER, E. 1977. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Teil I. 2. ed. G. Fischer, 311 p. Stuttgart-New York.
 - PASSARGE, H. 1964. Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. *Pflanzensoziol.* 13: 1-324.
 - PASSARGE, H. 1996. Mitteleuropäische Potamogetonetea III. *Phytocoenol.* 26: 129-177.
 - PASSARGE, H. 1996. *Pflanzengesellschaften Nordostdeutschlands*. J. Cramer. 298 p. Berlin-Stuttgart.



- PAWLOWSKI, B., M. SOKOLOWSKI & K. WALLISCH. 1928. Die Pflanzenassoziationen des Tatra-Gebirges. VII. Teil. Die Pflanzenassoziationen und die Flora des Morskie Oko-Tales. *Bull. Int. Acad. Polon. Sci., Cl. Sci. Math., Ser. B., Suppl. 2*: 205-272.
- PEINADO, M. & J.M. MARTÍNEZ-PARRAS. 1984. Sobre la clase Pegano-Salsoletea: Helichryso-Santolinetalia ord. nov. *Anales Jard. Bot. Madrid* 40(2): 437-444.
- PIGNATTI, S. 1954. Introduzione allo studio fitosociologico della pianura veneta orientale con particolare riguardo alla vegetazione ligure. *Atti Inst. Bot. Univ. Lab. Crittog. Pavia, ser. 5 (9)*: 92-258.
- PREISING, E. 1949. Nardo-Callunetea. Zur Systematik der Zwergstrauch-Heiden und Magertriften Europas mit Ausnahme des Mittelmeergebietes, der Arktis und der Hochgebirge. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. N.F. 1*: 82-94.
- RIVAS GODAY, S. 1956. Comportamiento fitosociológico de *Eryngium corniculatum* Lam. y de otras especies de Phragmitetea e Isoeto-Nanojuncetea. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 14: 501-528.
- RIVAS GODAY, S. 1958. Nuevos órdenes y alianzas de Helianthemetea annuae Br. Bl. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 15: 539-651.
- RIVAS GODAY, S. 1970. Revisión de las comunidades hispanas de la clase Isoeto-Nanojuncetea Br.-Bl. & Tüxen 1943. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 27: 225-276.
- RIVAS GODAY, S. & J. BORJA CARBONELL. 1961. Estudio de la vegetación y flórua del Mácizo de Gúdar y Javalambre. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 19: 1-550.
- RIVAS GODAY, S. & S. RIVAS-MARTÍNEZ. 1963. *Estudio y clasificación de los pastizales españoles*. Publ. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- RIVAS GODAY, S. & S. RIVAS-MARTÍNEZ. 1971. Vegetación potencial de la provincia de Granada. *Trab. Dep. Bot. Fisiol. Veg. Univ. Madrid* 4: 3-85
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1964. Estudio de la vegetación y flora de las sierras de Guadarrama y Gredos. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 21(1): 1-325.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1965. Esquema de la vegetación potencial y su correspondencia con los suelos de la España peninsular. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 22: 343-404.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1970. Vegetatio Hispaniae. Notula II. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 27: 145-170.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1975. Sobre la nueva clase Polygono-Poetea annuae. *Phytocoenol.* 2: 123-140.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1977. La vegetación de los pedregales de los Pirineos (*Thlaspietea rotundifolii*). *Phytocoenol.* 4(1): 14-34.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1978. Sur la syntaxonomie des pelouses thérophytiques de l'Europe occidentale. *Coll. Phytosociol.* 6: 55-71
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1987. *Mapa de series de vegetación de España*. Publ. ICONA, Serie Técnica. 268 p. + 30 mapas. Madrid.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1996. *Geobotánica y Climatología*. Discurso de investidura Dr. Honoris causa Universidad de Granada. Serv. Publ. Univ. Granada. 98 p. Granada.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1996. *Bioclimatic Map of Europe*. Discurso de investidura Dr. Honoris causa Universidad de Granada. Serv. Publ. Univ. Granada. Granada.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 2000. *Bioclimatic Map of Europe*. Bioclimates. Servicios Cartográficos. Universidad de León.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. & M. COSTA. 1970. Comunidades gipsícolas del centro de España. *Anales Inst. Bot. Cavanilles* 27: 193-224.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., M. COSTA, S. CASTRO-VIEJO & E. VALDÉS-BERMEJO. 1980. Vegetación de Doñana (Huelva, España): *Lazaroa* 2: 5-189.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., T.E. DÍAZ, J.A. FERNÁNDEZ PRIETO, J. LOIDI & A. PENAS. 1984. *La vegetación de la alta montaña cantábrica: Los Picos de Europa*. Ediciones Leonesas. 300 pp. León.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ & D. SÁNCHEZ-MATA. 1986. Datos sobre la vegetación del Sistema Central y Sierra Nevada. *Opusc. Bot. Pharm. Complutensis* 2: 3-136.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., A. PENAS & T.E. DÍAZ. 1986. Datos sobre la vegetación nitrófila y terofítica leonesa. Nota II. *Acta Bot. Malacitana* 11: 273-288
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. & P. CANTÓ. 1987. Datos sobre la vegetación de las sierras de Guadarrama y Malagón. *Lazaroa* 7: 235-257



-
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., F. FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, D. SÁNCHEZ-MATA & J. PIZARRO. 1990. Vegetación de la Sierra de Guadarrama. *Itinera Geobot.* 4: 3-132.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., J.C. BÁSCONES, T.E. DÍAZ GONZÁLEZ, F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ & J. LOIDI. 1991. La vegetación del Pirineo Occidental y Navarra. *Itinera Geobot.* 5:5-456.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S. & F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ. 1991. On priority of Genistion purgantis Tüxen & Oberdorfer 1958 and Senecioni-Genistetum purgantis Tüxen & Oberdorfer 1958. *Lazaroa* 12: 380-383.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., P. CANTÓ, F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. A. MOLINA ABRIL, J. M. PIZARRO DOMÍNGUEZ & D. SÁNCHEZ-MATA. 1999. Synopsis of the Sierra de Guadarrama vegetation. *Itinera Geobot.* 13: 189-206.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ & J. LOIDI. 1999. Checklist of plant communities of Iberian Peninsula, Balearic and Canary Islands to suballiance level. *Itinera Geobot.* 13: 353-451.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., D. SÁNCHEZ-MATA & M. COSTA. 1999. North America Boreal and Western Temperate Forest Vegetation. *Itinera Geobot.* 12: 5-316.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., A. PENAS & T.E. DÍAZ. 2000. *Bioclimatic Map of Europe. Thermoclimatic Belts*. Servicios Cartográficos. Universidad de León
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. LOIDI, M. LOUSÃ & A. PENAS. 2001. Syntaxonomical checklist of vascular plant communities of Spain and Portugal to association level. *Itinera Geobot.* 14: 5-341.
 - RIVAS-MARTÍNEZ, S., T. E. DÍAZ, F. FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. IZCO, J. LOIDI, M. LOUSÃ & A. PENAS. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. *Itinera Geobot.* 15(1): 5-432 & 15 (2): 433-922.
 - TUTIN, T.G. ET AL. (ED.). 1964-1980/1993. *Flora Europaea*. Cambridge University Press. Vol. 1-5 & 1 (reed.). Cambridge.
 - TÜXEN, R. 1937. Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem. Nieders.* 3: 1-170.
 - TÜXEN, R. 1947. Der Pflanzensoziologische Garten in Hannover und Seine bisherige Entwicklung. *Jahresber. Naturhist. Ges. Hannover*, 94/98: 113-287.
 - TÜXEN, R. 1950. Grundriß einer Systematik der nitrophilen Unkrautgesellschaften in der Eurosiberischen Region Europas. *Mitt. flor.-soz. Arbeitsgem.* N.F. 9: 296-301.
 - TÜXEN, R. & E. OBERDORFER. 1958. Die Pflanzenwelt Spaniens. II. Eurosiberische Phanerogamen-Gesellschaften Spaniens. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel (Zürich)* 32: 1-328.
 - VLIÉGER, J. 1937. Aperçu sur les unités phytosociologiques supérieures des Pays-Bas. *Ned. Kruidk. Arch.* 47: 335-353.
 - VON ROCHOW, M. 1951. *Die Pflanzengesellschaften des Kaiserstuhls*. Pflanzensociologie 8. 140 pp. G. Fischer. Jena.
 - WESTHOFF, V., J.W. DIJK & H. PASSCHIER. 1946. *Overzicht der plantengemeenschappen in Nederland (Overview of the plant communities in the Netherlands)*. B.W. Breughel. Amsterdam.



LA FLORA VASCULAR RARA, ENDÉMICA Y AMENAZADA DEL PARQUE NATURAL DE PEÑALARA Y SU ENTORNO. II CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE SU ESTADO DE CONSERVACIÓN EN EL SECTOR LAGUNA DE PEÑALARA-SISTEMA LAGUNAR DE CLAVELES

OSCAR MONTOUTO GONZÁLEZ

*Unidad de Botánica. Departamento de Biología.
Facultad de Ciencias. Universidad Autónoma de Madrid.
E-mail: fulmon@jazzfree.com*

INTRODUCCION

La presencia masiva de especies vegetales de distribución puntual y aislada, junto con el elevado nivel de rareza (tanto de especies como de sus hábitats) y endemidad, provocado por un alto índice de especialización y factores biogeográficos (un importante contingente florístico de optimo septentrional se encuentra en el territorio), conduce a que estudios sobre el estado de conservación de la flora del macizo de Peñalara constituya una de las prioridades en cuanto a la protección de la biodiversidad de este privilegiado enclave.

Con el objeto de contribuir al conocimiento de ese estado de conservación, la cartografía detallada de la distribución de cada taxón (especie y subespecie) que conforma la flora vascular y singular de Peñalara, permite localizar aquellas áreas de mayor riqueza en este tipo de especies. De esta manera, se consigue una evaluación inicial de sus poblaciones, lo que junto con el análisis del grado y factores de amenaza, nos otorga la posibilidad de disponer de una primera diagnosis florística y establecer propuestas de gestión botánica del territorio.

En este sentido y como continuación del proyecto de investigación encargado por la Consejería de Medio Ambiente, en el marco de las actuaciones previstas en el Programa de Restauración Ambiental del Parque Natural de Peñalara y su entorno iniciado en 1999, se exponen los resultados obtenidos de la segunda fase de trabajo de un amplio estudio relativo a la elaboración de la cartografía y evaluación de la flora vascular, rara, endémica y amenazada del macizo de Peñalara.

El trabajo corológico y florístico aquí expuesto fue realizado durante el año 2000 sobre aquellos táxones

singulares y de interés presentes en el sector Laguna Grande de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles. Prolonga el estudio integral de la flora de máximo valor de Peñalara, iniciado en 1999 para la finca de Los Cotos como primera fase de trabajo, y cuyos resultados se presentaron en las Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular (Montouto, 2000).

METODOLOGÍA

La sistemática metodológica coincide casi en su totalidad con la relacionada para la primera fase de trabajo en Los Cotos. Sin embargo, al considerarse un área de estudio de mayor extensión, ello ha dado lugar a relevantes variaciones cuantitativas en relación con los siguientes aspectos:

Establecimiento de la flora del Parque Natural de Peñalara y su entorno

La flora vascular, rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno, se estableció a partir de la revisión de aquellos inventarios y catálogos florísticos y atlas corológicos, relativamente recientes, que incluyeran el macizo de Peñalara dentro de su área de estudio (Montouto, *l.c.*).

Tras esta revisión, se recopilaron aquellas especies vasculares que se consideraron más singulares y de interés en función de criterios biogeográficos y de amenaza. Así, se integraron tanto especies incluidas en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Comunidad de Madrid (Decreto 18/1992 de 10 de Mayo), en adelante CREACM, y en la reciente revisión



del mencionado catálogo regional (Blanco, 1999), en el marco de actuaciones del Programa de Forestación y Restauración de las Cubiertas Vegetales dentro del Plan Forestal de la Comunidad de Madrid (2000-2019); como endemismos orófitos del Sistema Central y de la Península Ibérica, y otros táxones con carácter relicto en el Parque y su entorno, de óptimo septentrional y/o distribución finícola (final de área) en el territorio estudiado. Así mismo se incluyeron especies citadas para Peñalara incluidas en la recientemente elaborada Lista Roja de la Flora Española, definida por la Comisión de Flora del Comité Español de la UICN (VV. AA., 2000).

Elaboración de la cartografía 100 x 100 m

La ampliación de la superficie de estudio condicionó también variaciones en las diferentes fases de elaboración de la cartografía.

a) Análisis inicial.

- Delimitación geográfica del área de estudio: sector Laguna Grande de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles. El territorio abarca aproximadamente 400 has y se haya integrado en su totalidad dentro del Parque Natural de Peñalara. Sus fronteras vienen marcadas en el norte por el vértice noroeste (2375 m), con coordenadas X: 04195, Y: 45231, y vértice noreste (1800 m), con coordenadas X: 04214, Y:45231. Por el oeste la linde que separa Madrid de Segovia, coincidente con el límite administrativo occidental del Parque Natural; por el sur el límite de la finca de Los Cotos, que viene definido en su mayor parte por el arroyo de la Laguna Grande de Peñalara y el límite meridional del Parque Natural hasta el Collado de Garcisancho (1675 m), para encerrar el área de estudio por el oeste uniendo dicho collado con el vértice noreste, coincidiendo con el límite oriental del Parque (figura 1).

- Definición y numeración de cuadrículas 100 x 100 m. En total 411 cuadrículas (enteras o en parte) fueron definidas para el territorio, 104 más que el año anterior.

b) Recogida de datos. Un total de 4235 registros fueron compilados, procedentes de las siguientes fuentes:

- 3973 registros procedentes de observaciones de campo, en su mayoría correspondientes a la campaña del año 2000, aunque se añaden datos recogidos el año anterior para este sector de trabajo. En cada observación se extrajo la siguiente información: coordenada UTM 100 x 100 m correspondiente (georreferenciada mediante GPS - Sistema de Posicionamiento Global-), topónimo, altitud, fecha de visita, especies detectadas.

- 257 registros procedentes de consultas bibliográficas y testimonios de herbarios locales, MA (herbario Real Jardín Botánico de Madrid) y MAF (herbario Facultad de Farmacia de la Universidad Complutense de Madrid). Es evidente la dificultad de asignar correctamente coordenadas UTM 100 x 100 m a las localidades procedentes de fuentes bibliográficas y testimonios de herbario, lo que ha impedido utilizar estos datos para la elaboración de la cartografía de cada especie, aunque si aporta información sobre la distribución de los táxones citados para este sector.

c) Vinculación, a través de un sistema de información geográfica, de los registros compilados en una base de datos alfanumérica a la base cartográfica del territorio, previamente digitalizada, y desarrollo de consultas específicas para detectar la ubicación de cada especie.

d) Generación final de los mapas de distribución de cada especie.

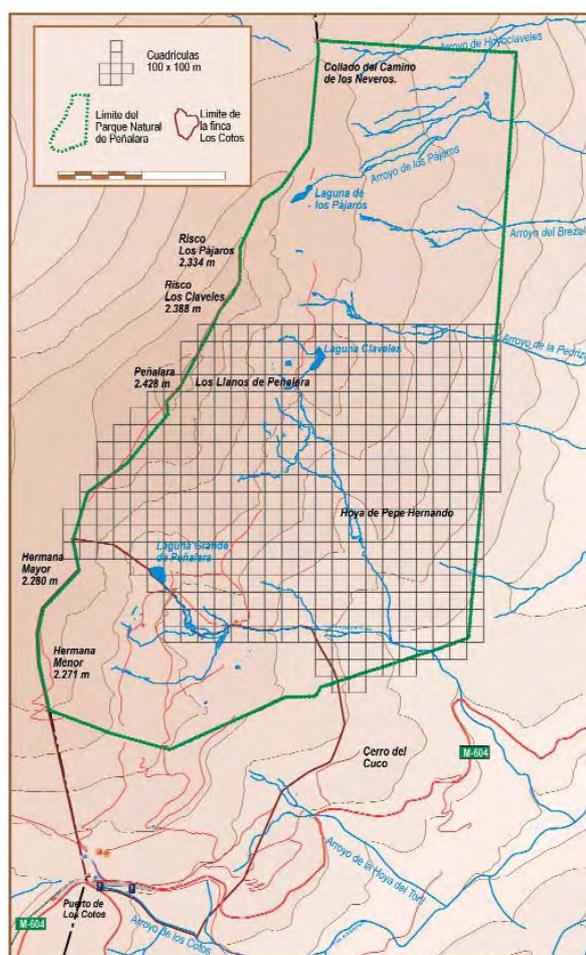


Figura 1. Mapa comparativo de la extensión ocupada por el sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles, reticulada por cuadrículas 100 x 100 m en relación con el área del Parque Natural de Peñalara. En marrón finca de Los Cotos, estudiada en la campaña de 1999.



Confección del catálogo florístico y atlas corológico

En la estructuración del catálogo florístico y atlas corológico se aportó información de cada taxón referente a su nomenclatura, ecología, distribución general, nivel de presencia territorial, valoración, conservación y distribución concreta en el área de estudio.

El establecimiento del nivel de presencia territorial y los criterios de valoración de cada especie sufrió variaciones por el incremento mencionado del número de cuadrículas que conformaron el territorio a estudiar.

Con el nivel de presencia territorial de cada especie (muy rara, rara, escasa, habitual, frecuente o muy frecuente) se quiere expresar el grado o frecuencia de cada especie en el área de estudio, en función del porcentaje de ocupación territorial, y a partir del número de cuadrículas donde se ha localizado la especie en relación con el total de cuadrículas (411).

Los criterios de valoración se estimaron con el fin de valorar cada especie, en un rango de 1 a 3 (1: valor alto o máximo; 2: valor medio; 3: valor bajo), lo que sirvió para establecer una diagnosis florística de área de estudio que sirva de instrumento para una futura gestión botánica del territorio del Parque Natural. Cabe destacar que se ha partido de un grupo de especies singulares en función de su importancia biogeográfica, rareza o estado de amenaza para Peñalara y secundariamente para la Comunidad de Madrid, por lo que a todas ellas se les supone un alto valor intrínseco. Estos criterios fueron los siguientes:

* **Valor 1 (alto).** Táxones que deben cumplir cualquiera de los criterios prioritarios o, al menos, los dos criterios secundarios considerados.

a) Criterios prioritarios son:

- Especies consideradas muy raras localizadas en menos de 15 cuadrículas.
- Especies declaradas en peligro de extinción por CREACM, Blanco (1999) o incluida en cualquier categoría de amenaza de la Lista Roja 2000 de la Flora Vasculosa Española.
- Endemismos de la Sierra de Guadarrama o del Sistema Central.
- Especie citada, pero no localizada en el área de estudio.

b) Criterios secundarios son:

- Resto de especies incluidas en cualquier categoría de protección de CREACM o Blanco (1999).
- Resto de especies muy raras, localizadas entre 15 y 20 cuadrículas.

* **Valor 2 (medio).** Se consideran, indistintamente, el resto de especies incluidas en cualquier categoría de

protección del CREACM, Blanco (1999) y resto de especies muy raras, raras y escasas, detectadas como máximo en 80 cuadrículas.

* **Valor 3 (bajo).** Resto de especies consideradas.

El análisis comparado de la valoración multicriterio de cada especie y estado de conservación permitió a posteriori establecer una zonificación donde se definieron aquellas áreas de alto, medio o bajo valor florístico, sobre las que se demandan la adopción de medidas encaminadas a la conservación de la flora vascular.

RESULTADOS

Flora rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno. Consideraciones respecto a la campaña del año 2000

Tras la realización de la revisión y trabajo de campo de la campaña 2000, la flora rara endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno quedó establecida en 127 táxones, de rango específico y subespecífico. Este número difiere en solo dos táxones respecto a la flora estimada en la campaña de 1999, 129 táxones (Montouto, 2000: 46). En este sentido han sido de especial importancia las consultas realizadas al equipo de trabajo liderado por el Dr. Ginés López González, del Real Jardín Botánico de Madrid, en relación con la revisión actualizada de la Flora de Madrid en la que se hayan trabajando, así como la aparición del último volumen de la obra *Flora Iberica* (vol. 14, *Myoporaceae-Campanulaceae*, 2001). Ello ha contribuido a diversos cambios nomenclaturales y en el tratamiento taxonómico de algunas especies, lo que ha favorecido el citado número de especies y subespecies a considerar.

Así, tres táxones han sido excluidos, dos tras la revisión taxonómica peninsular publicada en *Flora Iberica* (l. c.) de los géneros *Wahlenbergia* y *Jasione* (Sales & Hedge, 2001a: 150; 2001b: 153), cuya ampliación de información corológica, por un lado, aportada para *Wahlenbergia hederacea* le hace perder valor en cuanto a su rareza geográfica mientras que, por otro, la nueva adscripción nomenclatural al rango específico *Jasione laevis* de la subsp. *carpetana* (Boiss. & Reut.) Rivas Martínez, elimina su antiguo carácter de endemismo ibérico que la valoraba. El último taxón excluido, *Orchis morio* subsp. *morio*, lo fue producto de una posterior revisión del material colectado, por su confusión inicial con *Orchis mascula* subsp. *mascula*. Además un nuevo pteridófito, *Lycopodiella inundata*, fue localizada durante los muestreos de campo, desconocida hasta la fecha del macizo de Peñalara.



Respecto a las variaciones nomenclaturales realizadas, aunque no han condicionado el número de táxones a considerar, se ha seguido lo establecido por Mateo (1996: 35, 36) para *Pilosella vahlii* (Froel.) F. W. Schultz & Schultz Bip. subsp. *vahlii* y *P. vahlii* subsp. *pseudovahlii* (Arv.-Touv.) G. Mateo, consideradas anteriormente como *Hieracium vahlii* Froel in DC. e *H. pseudovahlii* de Retz respectivamente, mientras que se ha continuado el criterio de Sales & Hedge (*l.c.*) para *Jasione crispa* (Pourret) Samp. subsp. *crispa* (anteriormente *J. crispa* subsp. *centralis* (Rivas Martínez) Tutin).

Cabe destacar el caso de *Pilosella vahlii* subsp. *pseudovahlii*, conocido tradicionalmente como endemismo del Sistema Ibérico. Se trata de un taxón de fácil confusión con *Pilosella vahlii* subsp. *vahlii*, abundante en las cumbres de Guadarrama. Fernández González (1988:148) refiere poblaciones de *Hieracium pseudovahlii*, basiónimo del primero según Mateo (*l.c.*), para Peñalara, que parecen conectadas por formas transicionales con las típicas de *H. vahlii*, basiónimo del segundo según este mismo autor. El material colectado durante la campaña 1999 (finca Los Cotos) presenta valores diagnósticos cercanos a los descritos para *Pilosella vahlii* subsp. *pseudovahlii*, por lo se ha decidido aceptar su presencia en el territorio. No obstante no fue localizado este taxón, aunque si citado, para el sector 2000 (Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles). En este sentido, Mateo trata además esta planta como abundante de las partes elevadas del Sistema Ibérico, que alcanza áreas limítrofes de algunas provincias colindantes, entre ellas Madrid.

En la tabla 1 se relacionan los táxones considerados, adjuntando su elemento corológico estimado, presencia o no en el sector Laguna Grande Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles y su protección legal, si existe o se pretende, con categoría de amenaza incluida correspondiente a cada especie. Este último aspecto se rige por lo establecido en el CREACM, Blanco (1999) y Lista Roja 2000 de la Flora Vascular Española (VV.AA., 2000).

Se han incluido aquellos táxones citados antiguamente para Peñalara, pero no localizados en trabajos recientes (*Carex asturica*, *Erysimum humile* subsp. *penyalarensis*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Hieracium granatense* subsp. *guadarramense*, *Linaria alpina*, *Luzula caespitosa*, *Lycopodium clavatum*, *Polystichum lonchitis* y *Veratrum album*), o cuya presencia debe ser confirmada (*Vaccinium uliginosum*).

Por otro lado, en función del elemento corológico al que pertenece cada especie, del total de 127, 67 se consideran especies relictas en Peñalara de mayor distribución general; 55 endemismos orófilos ibéricos; 3 ende-

mismos del Sistema Central y 2 endemismos de la Sierra de Guadarrama. En cuanto a su protección, 28 especies de las consideradas se hayan incluidas en el CREACM, 31 son consideradas por Blanco (1999) y 2 forman parte de la Lista Roja 2000 de la Flora Vascular Española (VV.AA., 2000).

Flora singular del macizo de Peñalara presente en el sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles

A) Riqueza de especies raras, endémicas o amenazadas

Un total de 85 táxones (especies y subespecies) de la flora vascular rara, endémica y amenazada, estimada para el Parque Natural de Peñalara y su entorno, han sido detectados en el área de estudio. De ellos, sólo 4 no han sido localizados, aunque si citados en el territorio, mientras que no se conocían la presencia de *Alchemilla xanthochlora* y *Lycopodiella inundata*, ni *Epilobium lanceolatum* había sido citado, para el Valle del Paular (cf. Fernández González, 1988).

En comparación, para la finca de Los Cotos, durante la campaña de 1999, fueron detectados 77 táxones, y 11 no fueron localizados (Montouto, 2000: 37).

B) Espectro corológico

En función del elemento corológico al que pertenece cada especie, se localizan en el sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles 3 endemismos del Sistema Central, 34 endemismos orófilos ibéricos y 48 especies relictas en Peñalara de mayor distribución general.

En cuanto al comportamiento finícola de las especies, 22 encuentran su final de distribución en el Sistema Central, mientras que 3 se comportan como finícolas en la Sierra de Guadarrama (*Alchemilla xanthochlora*, *Festuca curvifolia* y *Thymus praecox* subsp. *polytrichus*) y otros 2 en el macizo de Peñalara (*Carex umbrosa* subsp. *huetiana* y *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora*).

C) Protección legal y categoría de amenaza

En cuanto a su protección legal, 17 especies se encuentran incluidas en el CREACM, bajo las categorías de:

- En peligro de extinción (3): *Lycopodiella inundata*, *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus* y *Polystichum lonchitis*.



- Sensibles a la alteración del hábitat (4): *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*, *Ilex aquifolium*, *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, *Taxus baccata* y *Utricularia minor*.
- Vulnerables (2): *Juncus bulbosus* y *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora*.
- De interés especial (7): *Betula alba*, *Eleocharis quinqueflora*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Rosa villosa*, *Sorbus aria*, *Sorbus aucuparia* y *Vaccinium myrtillus*.

En relación con la revisión de este catálogo regional, realizada por Blanco (1999), son propuestas para su inclusión como:

- Sensible a la alteración del hábitat (6): *Agrostis rupestris*, *Carex panicea*, *Dactylorhiza elata* subsp. *sesquipedalis*, *Poa cenisia*, *Ranunculus aconitifolius*, *Veronica fruticans* subsp. *cantabrica*.
- Vulnerables (3): *Alchemilla xanthochlora*, *Parnassia palustris* y *Sempervivum vicentei*.
- De interés especial (5): *Drosera rotundifolia*, *Erica tetralix*, *Eryngium bourgatii*, *Orchis mascula* subsp. *mascula* y *Silene boryi*.
- 2 táxones (*Fritillaria lusitanica* subsp. *lusitanica* y *Polygonatum odoratum*) son considerados como especies que por uno u otro motivo su estado de conservación es próximo al necesario para ser declaradas "de interés especial", se precisa elegir algunas poblaciones para su protección, preservar sus hábitats o requieren ser mejor estudiadas.

Por otro lado, este mismo autor recatologa, además de lo citado en Montouto (2000: 38), a *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora* de "vulnerable" a "sensible a la alteración del hábitat".

Por último la Lista Roja de la Flora Vasculosa Española (VV.AA., 2000), donde se realiza una valoración de la flora española según categorías de amenaza y sus correspondientes criterios y subcriterios establecidos por UICN (1994), y actualizados recientemente por UICN (2001), contempla dos especies presentes en el territorio, cuyas categorías de amenaza, criterios y subcriterios son los siguientes:

- * *Utricularia minor*: taxón vulnerable con un alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo; con una extensión de presencia menor de 20.000 km² o área de ocupación menor de 2.000 km²; con subpoblaciones aisladas con una baja probabilidad de recolonización o con no más de

10 localidades; con declinación continua de su área de ocupación y número de individuos maduros; con fluctuaciones del área, extensión y/o calidad del hábitat y del número de localidades o subpoblaciones; con tamaño poblacional pequeño menor de 10.000 individuos maduros; con declinación continua en el número de individuos maduros y con ninguna subpoblación mayor de 1.000 individuos maduros.

En este sentido, se considera "extensión de presencia" al área contenida dentro de los límites continuos e imaginarios más cortos que pueden dibujarse para incluir todos los sitios conocidos, inferidos o proyectados en los que un taxón se halla presente. Por otro lado "área de ocupación" se estima como el área dentro de su extensión de presencia que es ocupada realmente por un taxón, reflejando este factor el hecho de que un taxón comúnmente no ocurrirá a través de toda el área de su extensión de presencia, ya que puede, por ejemplo, contener hábitats no viables. Para mayor comprensión gráfica sobre ambos conceptos se sugiere consultar UICN (2001).

- * *Lycopodiella inundata*: taxón vulnerable con un alto riesgo de extinción en estado silvestre a medio plazo; con una extensión de presencia menor de 20.000 km² o área de ocupación menor de 2.000 km²; con subpoblaciones aisladas con una baja probabilidad de recolonización o con no más de 10 localidades; con declinación continua del número de localidades o subpoblaciones y del número de individuos maduros; con un tamaño poblacional pequeño menor de 10.000 individuos maduros; con declinación continua en el número de individuos maduros y con ninguna subpoblación mayor de 1.000 individuos maduros.

D) Niveles de presencia territorial

Respecto a los niveles de presencia territorial establecidos, en función del porcentaje de cuadrículas que comprenden el territorio en las que está presente cada especie, de los 85 táxones totales detectados 53 han sido considerados muy raros (detectados como máximo en el 5% de las cuadrículas que comprenden el territorio, o citados en menos de tres localidades diferentes); 4 raros (entre el 6% y el 10% del número total de cuadrículas); 18 escasos (entre el 11% y el 30%); 5 habituales (entre el 31% y el 50%); 4 frecuentes (entre el 51% y el 70%) y 1 muy frecuente (más del 70%) (figura 2).

En valores porcentuales, el 62% de los 88 táxones totales citados y/o localizados para el sector estudiado se consideran muy raros, el 5% raros, el 21% escasos, un 6% habituales, el 5% frecuentes y solo 1% muy frecuentes (figura 3).



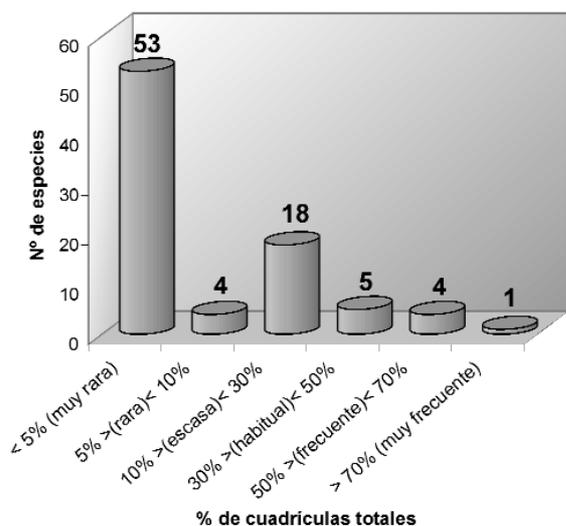


Figura 2. Rango de niveles de presencia territorial por número de especies singulares detectadas en el sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles.

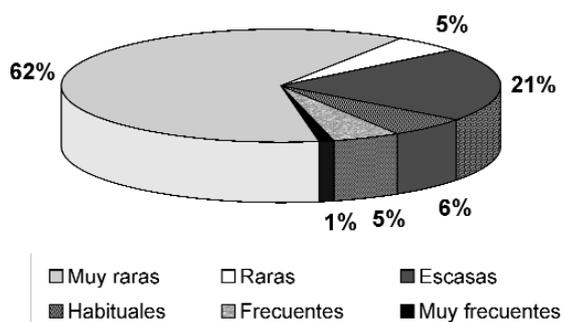


Figura 3. Porcentaje de especies singulares detectadas en el territorio estudiado.

En este sentido merece la pena destacar algunos ejemplos de especies consideradas muy raras, con menos de un 5% de presencia en el territorio estudiado:

* *Lycopodiella inundata*. (Foto 1). Se trata de un pteridófito turfófilo distribuido por todas las zonas templadas circumboreales de América y Europa, siendo rarísima en la región mediterránea. Al igual que el resto de las licopodiáceas, aunque de amplio areal, sus poblaciones son muy reducidas. En la Península Ibérica se circunscribe a unas cuantas localidades de los Sistemas Ibérico septentrional y Central, Navarra y noroeste peninsular (Baonza & Montouto, 2001).

Es sin duda una de las licopodiáceas más escasas de la flora ibérica, de la que progresivamente se van conociendo más localidades en el Sistema Central español. Si bien en la Lista de plantas amenazadas y raras de Europa (Consejo de Europa,

1977), figura tan solo una especie del orden *Lycopodiales* (*Diphysium issleri*), sin embargo otros géneros adscritos a este orden (*Huperzia* [fam. Huperziaceae], *Lycopodium*, *Lycopodiella* y *Diphasiastrum* [fam. Lycopodiaceae]) aparecen recogidos en legislaciones sobre especies protegidas de distintos países europeos. La Península Ibérica constituye el límite meridional del área de las especies europeas incluidas en este orden, siendo muy pocas las poblaciones aquí existentes y con pocos efectivos. A este factor se le une el hecho de que, generalmente, las licopodiales sobreviven en lugares frecuentados y alterados por el pastoreo, lo que reduce las probabilidades de subsistencia.

Lycopodiella inundata en el área de estudio prefiere bordes de turberas y suelos higróturbosos y arenosos, habiéndose detectado únicamente en tres poblaciones, con numerosos efectivos, del circo glacial pleistocénico de Pepe Hernando, lo que contrasta con la mayor parte de citas ibéricas que hacen referencia a poblaciones de pequeño tamaño. En estas localidades convive con elementos típicos de comunidades de turberas orófilas guadarrámicas de *Caricetum carpetanae* Rivas Martínez 1963 (*Scheuchzerio-Caricetea nigrae* Nordh. 1963) como *Agrostis canina*, *Carex echinata*, *C. nigra*, *Drosera rotundifolia*, *Parnassia palustris*, *Eleocharis quinqueflora*, *Calluna vulgaris*, *Carex demisa*, *Euphrasia hirtella*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus*, *J. squarrosus*, *Pedicularis sylvatica*, *Potentilla erecta* y *Wahlenbergia hederaceae*.

Este núcleo peñalarenses constituye la segunda cita provincial para Madrid, después de la población clásica conocida de la Sierra de los Porrones, cerca de La Pedriza de Manzanares Real (Rivas Martínez *et al.*, 1978), lo que refuerza poco a poco la continuidad geográfica de esta especie para todo el Sistema Central español.

La posible amenaza sobre esta planta en el Parque Natural de Peñalara se refiere a su ubicación en enclaves turbosos alterados por el ganado vacuno, lo que produce fenómenos de descalzamiento del sustrato por pisoteo y arrancamiento y arrastre de la cubierta vegetal. *Lycopodiella inundata* se encuentra incluida en la categoría "en peligro de extinción" del CREACM, lo que obliga a la redacción de un Plan de Recuperación individual, tal y como se establece en el artículo 8 de la Ley 2/1991 sobre protección de flora y fauna silvestres en la Comunidad de Madrid (BOCM núm. 54, de 5 de marzo de 1991), en virtud de lo establecido a nivel nacional por la Ley 4/1989 de Conservación



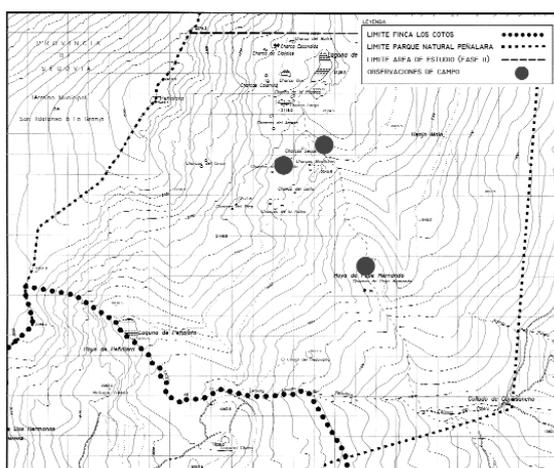


Figura 4. Mapa de distribución en el territorio estudiado de *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub.

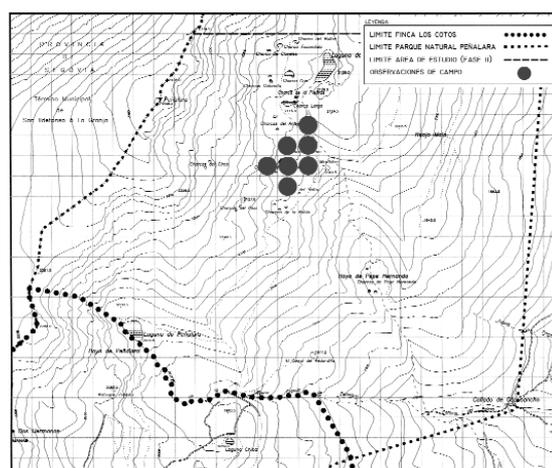


Figura 5. Mapa de distribución en el área de estudio de *Pinguicula grandiflora* Lam. subsp. *grandiflora*

de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres (BOE núm. 74, de 28 de marzo de 1989). Como se comentó anteriormente, también ha sido declarada "vulnerable" para nuestro país en la Lista Roja 2000 de la Flora Vasculosa Española, elaborada por la Comisión de Flora del Comité Español de la UICN (VV.AA., 2000), donde se la considera en declinación continua del número de localidades o subpoblaciones, no alcanzando ninguna de ellas más de 1.000 individuos maduros.

Por todo ello se considera a esta especie de las más amenazadas para la Comunidad de Madrid. Con tal motivo deben adoptarse medidas de conservación inmediatas sobre esta especie, restringiendo el acceso del ganado a sus poblaciones, con el objeto de evitar su desaparición de nuestra región.

* *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora*.

(Foto 2). Esta grasilla habita en áreas de alta montaña con elevada humedad, como turberas y roquedos higrofilos. En el área de estudio sobrevive sobre medios higroturbosos oligotróficos y grietas rezumantes. Se trata de un elemento endémico de Europa, de aptencia eurosiberiana, desde Gran Bretaña, las montañas del Jura suizo pasando por los Alpes y penetrando por los Pirineos en la Península Ibérica hasta las montañas cantábricas. Hacia el sur ha sido citada de la vertiente soriana de la Sierra de Urbión, Sierra de la Demanda, páramo de la Lora (Burgos) y en la Sierra de Guadarrama, donde las únicas citas que se conocen son las del propio Parque de Peñalara y en el circo de Hoyocerrado (Fernández González, 1984: 273). Quizás se trate de las espe-

cies más estudiadas dentro del Parque de Peñalara en cuanto a su conservación. Los estudios sobre influencia del uso recreativo sobre las tres poblaciones conocidas de Peñalara (Martínez Torres & Vazquez-Dodero, 2000: 247) mediante estimaciones demográficas cartografiadas exhaustivamente, demuestran una relación directa entre el uso recreativo y la reducción del porcentaje de floración, incidiendo sobremanera en la supervivencia de la especie. Su otra amenaza proviene de la afección por sobrepastoreo en su hábitat, muy requerido por el ganado vacuno especialmente en la época estival. Estudios similares de relación entre herbívoros y cubierta vegetal de turberas serían más que necesarios en orden a contribuir al conocimiento del estado de conservación de las poblaciones de esta especie. Las conclusiones obtenidas a partir de estos estudios favorecen la adopción de medidas de conservación sobre una especie que se encuentra protegida por el CRE-ACM bajo la categoría de "vulnerable". Esta figura de protección se refiere a aquellas especies que corren el riesgo de pasar a categorías de mayor amenaza en un futuro inmediato, si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos, siendo, en tal caso, exigible la redacción de un Plan de Conservación, tal y como se establece en el artículo 8 de la Ley 2/1991 sobre protección de flora y fauna silvestres en la Comunidad de Madrid, en virtud de lo establecido a nivel nacional por la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. Con motivo de la disminución observada en las poblaciones de este taxón, Blanco (1999: 770) propone su recatalogación a la categoría de "sensible a la alteración de su hábitat".



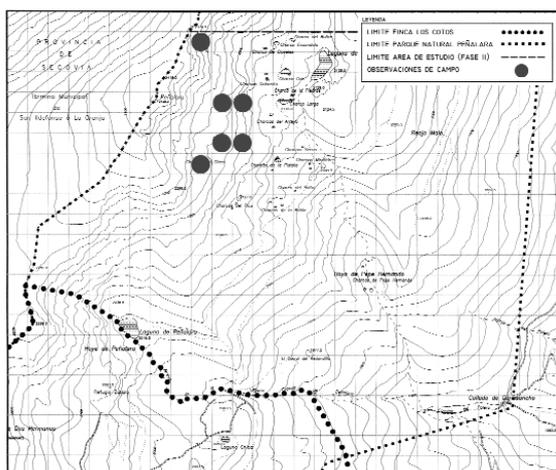


Figura 6. Mapa de distribución en el área de estudio de *Ranunculus aconitifolius* L.

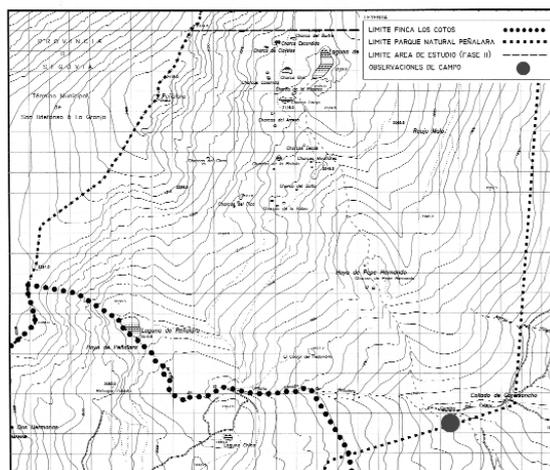


Figura 7. Mapa de distribución en el territorio de *Epilobium angustifolium* L.

* *Ranunculus aconitifolius*. (Foto 3). Especie eurosiberiana, del centro y sur de Europa, en la Península Ibérica se distribuye por el norte, centro y este montañoso. De Madrid se conoce puntualmente del Paular (Peñalara y Hoyoclaves), Miraflores y Sierra de Buitrago, aunque estas dos últimas no fueron reencontradas por Fernández González (1988: 222). En el territorio habita en comunidades megafórbicas y fontinales por encima de los 2200 m. Las mejores poblaciones madrileñas, aunque nunca con muchos efectivos (30 individuos máximo), de esta especie se localizan en el macizo de Peñalara, cuya mayor amenaza puede proceder de su consumo como pasto por el ganado, en concreto en la población del entorno de las charcas del Circo, donde es más abundante y existe mayor tendencia en verano, coincidiendo con su época de floración, a una mayor concentración de carga ganadera.

Aunque no se haya protegida por el CREAM, su presencia tan escasa en Madrid provoca que Blanco (1999: 774) la considere "*sensible a la alteración del hábitat*", figura de protección referida a aquellas especies cuyo hábitat característico se encuentra particularmente amenazado, en grave regresión, fraccionado o muy limitado siendo, en tal caso, exigible la redacción de un Plan de Conservación de Hábitat, tal y como se establece en el artículo 30 de la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

* *Epilobium angustifolium*. (Foto 4). Taxón propio de zonas templadas y frías del hemisferio norte, en la Península Ibérica se localiza por la mitad septentrional y Sierra Nevada. En Madrid fue citado de Somosierra y Lozoya, en zonas boscosas y

barrancos de los niveles medios y bajos de la sierra, aunque Fernández González (1988: 114) tampoco reencontró estas localidades, pero si la colectó únicamente de Cabeza Mediana, entre roquedos bajo pinares. En general se cría en claros de bosque, comunidades megafórbicas y otros lugares de montaña con suelos más o menos húmedos, removidos y ricos, entre (900) 1000 m y 2100 (2450) m, mientras que en el área de estudio se sitúa sobre sustratos removidos y húmedos de fondos de vaguada, bajo cubierta arbórea de pinares supramediterráneos, hacia los 1650 m.

Además de la población detectada en Cabeza Mediana, la localidad que aquí se aporta constituye la segunda conocida hasta ahora del Paular, y por ende del macizo de Peñalara. Su desaparición constituiría la extinción probable de este taxón para el territorio. Las dos poblaciones detectadas en el arroyo de la Laguna Grande de Peñalara presentan pocos efectivos, por lo que se debería vigilar su evolución para observar posibles amenazas que pudieran poner en peligro su conservación.

Se trata de una especie declarada "*vulnerable*" por el CREAM, figura de protección referida a aquellas especies que corren el riesgo de pasar a categorías de mayor amenaza en un futuro inmediato, si los factores adversos que actúan sobre ellas no son corregidos, siendo, en tal caso, exigible la redacción de un Plan de Conservación, tal y como se establece en el artículo 8 de la Ley 2/1991 sobre protección de flora y fauna silvestres en la Comunidad de Madrid, en virtud de lo establecido a nivel nacional por la Ley 4/1989 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

CONCLUSIONES: VALORACIÓN Y DIAGNOSIS FLORÍSTICA

A partir de la valoración multicriterio establecida para cada especie, exclusivamente aplicable al ámbito territorial del sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles, se han considerado 51 especies de valor alto o máximo, 18 de valor medio y 16 de valor bajo.

Estos resultados denotan una significación especial, puesto que el alto número de especies de máximo valor (un 60% del total) confirma el interés de la flora rara, endémica y amenazada establecida como hipótesis de trabajo.

En función de ello, y tras realizar un análisis comparativo de todos los mapas de distribución, se extrajo una cartografía de diagnóstico del territorio con el objeto de sectorizar y ubicar aquellas zonas de alto, medio o bajo valor, manteniéndose los mismos criterios que se utilizaron para diagnosticar la finca de Los Cotos durante la campaña de 1999, que fueron los siguientes:

- * Zonas de valor alto: cuadrículas con presencia de, al menos, especies de valoración multicriterio 1 (valor máximo).
- * Zonas de valor medio: cuadrículas con presencia de, al menos, especies de valoración multicriterio 2 (valor medio), excluyendo aquellas que contengan especies de valor 1 (valor alto).
- * Zonas de valor bajo: cuadrículas con presencia únicamente de especies de valor multicriterio 3 (valor bajo).

A las zonas consideradas de valor alto se les ha denominado Unidades de Gestión Florística (UGF). La delimitación final de estas áreas de máxima valoración florística se ha llevado a cabo aplicando, siempre que se ha creído conveniente, un principio de proximidad geográfica para facilitar su gestión botánica común.

Para cada una de ellas se establece un topónimo que sirva para su localización en el mapa de diagnóstico, así como su contenido florístico, por el que se le ha asignado la valoración máxima, identificación de problemática y propuestas de gestión. Respecto a la identificación de problemáticas, como globales se siguen observando, de igual modo que para Los Cotos (Montouto, 2000: 42), las siguientes:

- Excesivo tránsito de excursionistas y visitantes que sufren estas áreas, con fines recreativos y de estancia sedentaria y/o práctica deportiva: escalada o senderismo, ocasionando problemas relativos a

pisoteo y compactación del suelo, con la consiguiente pérdida de la cubierta vegetal, recolección de especies conspicuas y llamativas.

- Sobrecarga ganadera que ocasiona predación de especies y alteración de sus hábitats por remoción, nitrificación y eutrofización del sustrato.

En el apartado de contenido florístico, se mencionan solo aquellos táxones de distribución extraordinariamente reducida para toda la Comunidad de Madrid, todos amenazados y necesitados de conservación, en su mayoría protegidos, o así se pretende (cf. Blanco, 1999), legalmente. Sus escasas y mermadas poblaciones se concentran en estas áreas (UGF's) establecidas, que fueron las siguientes:

* 1. Canales ascendentes y repisas rocosas del circo de Peñalara, alrededores de la Laguna Grande, áreas encharcadas y prados higroturbosos del fondo de la Hoya de Peñalara y morrena nor-oriental superior

Contenido florístico de interés: *Alchemilla xanthochlora*, *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*, *Dactylorhiza elata* subsp. *sesquipedalis*, *Drosera rotundifolia*, *Eleocharis quinqueflora*, *Erica tetralix*, *Eryngium bourgatii*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, *Juncus bulbosus*, *Parnassia palustris*, *Phyteuma hemisphaericum*, *Potentilla rupestris*, *Silene boryi*, *Sorbus aria*, *Succisa pratensis*, *Utricularia minor*, *Vaccinium myrtillus* y *Vicia pyrenaica*.

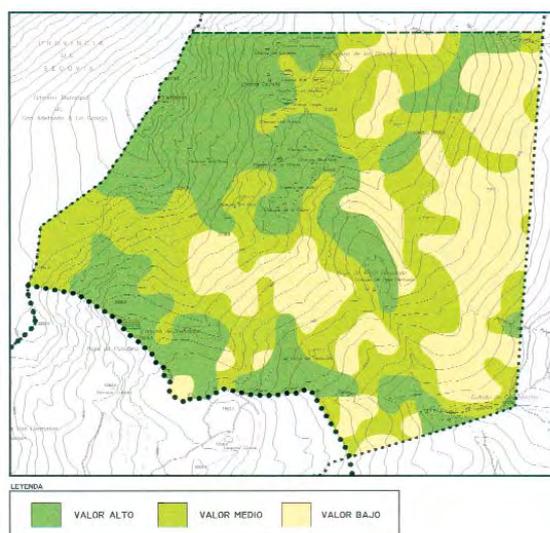


Figura 8. Cartografía de diagnóstico florística del sector Laguna de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles.



* **2. Cumbre de Peñalara, farallones y paredes rocosas del circo de Pepe Hernando, complejo lagunar de Claveles y Hoya de Pepe Hernando**

Contenido florístico de interés: *Agrostis rupestris*, *Alopecurus aequalis*, *Armeria caespitosa*, *Drosera rotundifolia*, *Eleocharis quinqueflora*, *Epilobium collinum*, *Erica tetralix*, *Euphrasia minima* subsp. *minima*, *Fritillaria lusitanica* subsp. *lusitanica*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Hieracium argyrocomum*, *Ilex aquifolium*, *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, *Juncus bulbosus*, *Lycopodiella inundata*, *Parnassia palustris*, *Phyteuma hemisphaericum*, *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora*, *Plantago alpina* subsp. *penyalarensis*, *Poa cenisia*, *Polygonatum odoratum*, *Polystichum aculeatum*, *Potentilla rupestris*, *Ranunculus aconitifolius*, *Rosa villosa*, *Sedum candolleianum*, *Selinum pyrenaicum*, *Sempervivum vicentei*, *Silene boryi*, *Sorbus aucuparia*, *Utricularia minor* y *Vaccinium myrtillus*

* **3. Cervunales del Reajo Malo y vaguada del arroyo de la Pedriza**

Contenido florístico de interés: *Carex panicea*, *Drosera rotundifolia*, *Erica tetralix*, *Vaccinium myrtillus* (cervunales del Reajo Malo), y *Betula alba*, *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*, *Fritillaria lusitanica* subsp. *lusitanica*, *Gentiana lutea* subsp. *lutea*, *Populus tremula*, *Rumex suffruticosus* y *Sorbus aria* (vaguada y orillas del arroyo de la Pedriza).

* **4. Entorno del arroyo de la Laguna Grande Peñalara, arroyo que desciende de la Hoya de Pepe Hernando y arroyo del Palero**

Contenido florístico de interés: *Aquilegia vulgaris* subsp. *hispanica*, *Blechnum spicant* subsp. *spicant* var. *spicant*, *Epilobium angustifolium*, *Epilobium lanceolatum*, *Hieracium argyrocomum*, *Ilex aquifolium*, *Juncus bulbosus*, *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus*, *Populus tremula*, *Senecio nebroidensis*, *Sorbus aucuparia*, *Taxus baccata* y *Vaccinium myrtillus*.

Disposiciones sobre conservación de la flora

Además de las disposiciones que se derivan del Catálogo Regional de Especies Amenazadas y de la Ley autonómica 2/1991, sobre protección de flora y fauna silvestres en la Comunidad de Madrid, se estima imprescindible la necesidad consecuente de elabora-

ción de planes de recuperación, conservación y manejo según el grado de amenaza, panorama éste realmente desalentador por el desinterés mostrado en este sentido, hasta el momento, por la administración ambiental competente en la Comunidad de Madrid. Desde la aprobación del Catálogo Regional (1992), no se ha desarrollado ningún programa de protección de especies vegetales amenazadas. Por todo ello, y a la vista de la situación concreta de las poblaciones de algunas especies en el territorio estudiado, se propone la protección integral, dentro del Parque de Peñalara y su área de influencia, de las siguientes especies:

Alchemilla xanthochlora, *Alopecurus aequalis*, *Aquilegia vulgaris* subsp. *hispanica*, *Carex panicea*, *Carex umbrosa* subsp. *huetiana*, *Dactylorhiza elata* subsp. *sesquipedalis*, *Eleocharis quinqueflora*, *Epilobium angustifolium*, *Eryngium bourgatii*, *Juncus alpinoarticulatus* subsp. *alpestris*, *Juncus bulbosus*, *Hieracium argyrocomum*, *Pilosella vahlii* subsp. *pseudovahlii*, *Lycopodiella inundata*, *Narcissus pseudonarcissus* subsp. *confusus*, *Pinguicula grandiflora* subsp. *grandiflora*, *Poa cenisia*, *Polygonatum odoratum*, *Potentilla rupestris*, *Ranunculus aconitifolius*, *Rosa villosa*, *Selinum pyrenaicum*, *Sempervivum vicentei*, *Sorbus aria*, *Utricularia minor* y *Vaccinium myrtillus*.

En la mayor parte de los casos su futuro no queda asegurado con la preservación genérica de sus hábitats, por el mero hecho de tratarse de un espacio natural protegido, sino que su conservación pasa por su protección específica, debido a lo pequeño y localizado de sus poblaciones.

En este sentido, en otras comunidades autónomas como Castilla La Mancha y Valencia, se realizan prácticas de gestión botánica en áreas de pequeña extensión, generalmente menores de una o dos hectáreas, denominadas microrreservas florísticas. Esta figura de protección es utilizada para aquellos enclaves de mínima superficie con alta concentración de especies vegetales raras, endémicas o amenazadas, y está destinada a conservar, "in situ" y, en su caso, "ex situ", ese patrimonio florístico para su estudio y gestión bajo criterios científicos a largo plazo (cf. Laguna, 1996 a,b). Este modelo de gestión es perfectamente compatible en el seno de un espacio natural protegido, pues actúa como un mecanismo complementario para asegurar no solo la conservación, sino sobre todo el estudio científico del área (Laguna, 1995. 24). En el territorio estudiado, se han detectado algunos enclaves que cumplen con creces estas premisas, en especial en áreas del entorno de la Laguna Grande de Peñalara, donde podrían plantearse metodologías similares de conservación, dentro del contexto de protección del Parque de Peñalara.



Por último y para finalizar, los resultados obtenidos tras este estudio ponen de manifiesto la importancia de conocer la composición florística, valoración y estado de conservación de aquellos hábitats que sufren mayor impacto por las actividades humanas que acontecen en el Parque de Peñalara. Es preciso la adopción de medidas urgentes encaminadas a la preservación de la flora más amenazada, aunque eso conlleve la regulación y/o limitación de determinados usos que impactan sobre sus poblaciones. Su localización y cartografiado ha servido para delimitar aquellas áreas de máximo valor florístico, que coinciden con aquellos lugares de considerable tránsito humano y ganadero, lo que conlleva mayor presión ambiental. La diagnosis realizada sobre el estado actual de la flora vascular más singular, debe encauzar futuros trabajos relacionadas con la puesta en marcha de planes de manejo y conservación "*in situ*" y, en su caso, "*ex situ*" del patrimonio botánico de uno de los enclaves de la provincia de Madrid más importantes en cuanto a sus valores naturales y biológicos.

AGRADECIMIENTOS

El trabajo, del que nace este artículo, fue promovido y financiado por la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid, durante el año 2000. El autor expresa su agradecimiento a: D. Juan Vielva Juez, director-conservador del Parque Natural de Peñalara, y a su equipo técnico; al Dr. Ginés López González y Nicolás López, del Real Jardín Botánico de Madrid, por su revisión nomenclatural, siempre desinteresada, de las especies estudiadas; a Esther Pérez y a Amador Fernández, por su colaboración en el tratamiento cartográfico de las observaciones de campo; y, muy especialmente, a Jorge Baonza, compañero biólogo amante incansable de la botánica, por su apoyo en las labores de muestreo y compilación de datos.



Foto 1. *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub.



Foto 2. *Pinguicula grandiflora* Lam. subsp. *grandiflora*.



Foto 3. *Ranunculus aconitifolius* L.



Foto 4. *Epilobium angustifolium* L.



Tabla 1. Flora rara, endémica y amenazada

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Sector 2000
<i>Aconitum vulparia</i> Rch. subsp. <i>neapolitanum</i> (Ten.) Muñoz Garm.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999). Vulnerable
<i>Adenocarpus hispanicus</i> (Lam.) DC. subsp. <i>hispanicus</i>	Endemismo del Sistema Central	Localizado en sector 2000
<i>Agrostis rupestris</i> All.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999). Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Alchemilla xanthochlora</i> Rothm.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999). Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Allium schoenoprasum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Aquilegia vulgaris</i> L. subsp. <i>hispanica</i> (Willk.) Heywood	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Armeria caespitosa</i> (Gómez Ortega) Boiss.	Endemismo orófito del Sistema Central	Localizado en sector 2000
<i>Betula alba</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM. De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Biscutella valentina</i> (Loefl. ex L.) Heywood subsp. <i>pyrenaica</i> (A. Huet) Grau & Klingenberg	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Blechnum spicant</i> (L.) Roth subsp. <i>spicant</i> var. <i>spicant</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Campanula herminii</i> Hoffmanns. & Link	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Carduus carpetanus</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Carex asturica</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Carex furva</i> Webb	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat; BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Carex panicea</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999). Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Carex umbrosa</i> Host subsp. <i>huetiana</i> (Boiss.) Soó	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM. Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Centaurea nigra</i> L. subsp. <i>carpetana</i> (Boiss. & Reuter) Nyman	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Coincya monensis</i> (L.) Greuter & Burdet subsp. <i>hispida</i> (Cav.) Leadlay	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Conopodium pyrenaicum</i> (Loisel.) Miégeville	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Crocus carpetanus</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Dactylorhiza elata</i> (Pouret) Soó subsp. <i>sesquipedalis</i> (Willd.) Soó	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración de su hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>subtriflora</i> (Lag.) Ehr. Bayer & G. López var. <i>hispanica</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv. subsp. <i>subtriflora</i> (Lag.) Ehr. Bayer & G. López var. <i>subtriflora</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Digitalis thapsi</i> L.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Doronicum carpetanum</i> Boiss. & Reuter ex Willk.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Eleocharis quinqueflora</i> (Hartmann) O. Schwarz	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000



Tabla 1. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Sector 2000
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Epilobium collinum</i> C. C. Gmel.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Epilobium lanceolatum</i> Sebast. & Mauri	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Epilobium montanum</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Erica tetralix</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Eryngium bourgatii</i> Gouan	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Erysimum humile</i> Pers. subsp. <i>penyalarense</i> (Pau) Rivas Martínez ex G. López	Endemismo de la Sierra de Guadarrama	BLANCO (1999): De interés especial
<i>Euphrasia minima</i> Jacq. ex DC. subsp. <i>minima</i>	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Festuca curvifolia</i> Lag. ex Lange	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Festuca iberica</i> (Hackel) K. Ritcher	Endemismo orófito ibérico	
<i>Festuca rivularis</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Festuca rothmaleri</i> (Litard.) Markgr.-Dannenb	Endemismo orófito ibérico	
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat
<i>Fritillaria lusitanica</i> Wikström subsp. <i>lusitanica</i>	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Necesitada de protección(*). Localizado en sector 2000
<i>Galium broterianum</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Galium rivulare</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Gentiana lutea</i> L. subsp. <i>lutea</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Gymnocarpium dryopteris</i> (L.) Newman	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Herniaria scabrida</i> Boiss. subsp. <i>scabrida</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Hieracium argyrocomum</i> (Fries) Zahn.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Hieracium castellanum</i> Boiss. & Reuter	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Hieracium granatense</i> Arv.-Touv. subsp. <i>guadarramense</i> (Arv.-Touv.) Zahn.	Endemismo de la Sierra de Guadarrama	
<i>Holcus reuteri</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración del hábitat; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Jasione crispa</i> (Pourret) Samp. subsp. <i>centralis</i> (Rivas Martínez) Tutin	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Juncus alpinoarticulatus</i> Chaix subsp. <i>alpestris</i> (Hämet-Ahti)	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Juncus bulbosus</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Koeleria caudata</i> (Link) Steudel subsp. <i>crassipes</i> (Lange) Rivas Martínez	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Leontodon carpetanus</i> Lange subsp. <i>carpetanus</i>	Endemismo orófito ibérico	
<i>Leucanthemopsis pallida</i> (Miller) Heywood subsp. <i>pallida</i>	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000



Tabla 1. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Sector 2000
<i>Linaria alpina</i> (L.) Miller	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Linaria elegans</i> Cav.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Linaria nivea</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Linaria saxatilis</i> (L.) Chaz.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Luzula caespitosa</i> J. Gay	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Luzula spicata</i> (L.) DC.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Luzula multiflora</i> (Retz.) Lej.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Luzula sylvatica</i> (Hudson) Gaudin subsp. <i>henriquesii</i> (Degen) P. Silva	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Lycopodiella inundata</i> (L.) J. Holub	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	CREACM. En peligro de extinción. VV.AA. (2000). Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Lycopodium clavatum</i> L.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999). Debería protegerse si se confirma presencia
<i>Lysimachia nemorum</i> L.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Merendera montana</i> (Loefl. ex L.) Lange	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L. subsp. <i>confusus</i> (Pugsley) A. Fern.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: En peligro de extinción; BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Narcissus triandrus</i> L. subsp. <i>pallidulus</i> (Graells.) Rivas Goday	Endemismo orófito ibérico	
<i>Narcissus rupicola</i> Dufour	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Orchis mascula</i> (L.) L. subsp. <i>mascula</i>	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Paris quadrifolia</i> L.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Parnassia palustris</i> L.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Phyteuma hemisphaericum</i> L.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Pilosella vahlia</i> (Froel.) F. W. Schultz & Schultz Bip. subsp. <i>pseudovahlia</i> (Arv.-Touv.) G. Mateo	Endemismo orófito ibérico	Citado pero no localizado en sector 2000
<i>Pilosella vahlia</i> (Froel.) F. W. Schultz & Schultz Bip. subsp. <i>vahlia</i>	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Pinguicula grandiflora</i> Lam. subsp. <i>grandiflora</i>	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	CREACM. Vulnerable. BLANCO (1999). Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Plantago alpina</i> L. subsp. <i>penyalarensis</i> (Pau) Rivas Martínez	Endemismo del Sistema Central	Localizado en sector 2000
<i>Poa cenisia</i> All.	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Poa legionensis</i> (Lainz) Fern. Casas & Lainz	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Polygonatum odoratum</i> (Miller) Druce	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Necesitada de protección(*). Localizado en sector 2000
<i>Persicaria alpina</i> (All.) H. Gross	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Polystichum aculeatum</i> (L.) Roth	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Polystichum lonchitis</i> (L.) Roth	Especie relictada en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: En peligro de extinción. Citado pero no localizado en sector 2000



Tabla 1. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Sector 2000
<i>Populus tremula</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Potentilla pyrenaica</i> Ramond ex DC.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat
<i>Potentilla rupestris</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Pyrola minor</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Vulnerable
<i>Pyrola chlorantha</i> Sw.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Quercus petraea</i> (Mattuschka) Liebl. subsp. <i>petraea</i>	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable
<i>Ranunculus abnormis</i> Cutanda & Willk.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable; BLANCO (1999): En peligro de extinción
<i>Ranunculus aconitifolius</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Ranunculus bulbosus</i> L. subsp. <i>aleae</i> (Willk.) Rouy & Fouc. var. <i>cacuminalis</i> G. López	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Ranunculus valdesii</i> Grau	Endemismo orófito ibérico	CREACM: Vulnerable
<i>Rosa villosa</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Rumex papillaris</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Rumex suffruticosus</i> Gay ex Willk.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Sagina saginoides</i> (L.) Karsten	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Sanguisorba officinalis</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Saxifraga pentadactylis</i> Lapeyr. subsp. <i>willkommiana</i> (Boiss. ex Willk.) Rivas Martínez	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Sedum candolleianum</i> Raym.-Hamet ex G. López	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Selinum pyrenaicum</i> (L.) Gouan	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Sempervivum vicentei</i> Pau	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Senecio boissieri</i> DC.	Endemismo orófito ibérico	CREACM: De interés especial; BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat.
<i>Senecio nebrodensis</i> L.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Senecio pyrenaicus</i> L.	Endemismo orófito ibérico	Localizado en sector 2000
<i>Silene boryi</i> Boiss.	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Sorbus latifolia</i> (Lam.) Pers.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat
<i>Succisa pratensis</i> Moench	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Taxus baccata</i> L.	Especie relicta en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: Sensible a la alteración de su hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Thlaspi stenopterum</i> Boiss. & Reuter	Endemismo orófito ibérico	
<i>Thymus bracteatus</i> Lange ex Cutanda	Endemismo orófito ibérico	



Tabla 1. (continuación)

Taxon	Elemento corológico	Protección/Detección en Sector 2000
<i>Thymus praecox</i> Opiz subsp. <i>ligusticus</i> (Briq.) Paiva & Salguero	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Thymus praecox</i> subsp. <i>polytrichus</i> (A. Kerner ex Borbas) Jalas	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Citada pero no localizada en sector 2000
<i>Trisetum ovatum</i> (Cav.) Pers.	Endemismo orófito ibérico	Citado pero no localizado en sector 2000
<i>Utricularia minor</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM. Sensible a la alteración de su hábitat. VV.AA. (2000). Vulnerable. Localizado en sector 2000
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial. Localizado en sector 2000
<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	
<i>Veratrum album</i> L.	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	CREACM: De interés especial
<i>Veronica fruticans</i> Jacq. subsp. <i>cantabrica</i> Laínz	Endemismo orófito ibérico	BLANCO (1999): Sensible a la alteración del hábitat. Localizado en sector 2000
<i>Vicia pyrenaica</i> Pourret	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000
<i>Viola parvula</i> Tineo	Especie relictas en Peñalara de mayor distribución general	Localizado en sector 2000

(*) BLANCO (1999) considera que de estas especies, las cuales por uno u otro motivo se quedan próximas a su declaración como “de interés especial”, se deben proteger algunas poblaciones, sus hábitats y/o deben ser mejor estudiadas.

Tabla 1. Flora rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno considerada para la campaña 2000, en relación con su elemento corológico, protección y presencia o no en el sector Laguna Grande de Peñalara-Sistema Lagunar de Claveles



REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BAONZA, J. & O. MONTOUTO (2001) *Lycopodiella inundata* (L.) J. Holub (Lycopodiaceae) en el Parque Natural de Peñalara (Sierra de Guadarrama, Madrid). Síntesis corológica y conservación. *Bot. Complutensis*, 25: 299-304.
- BLANCO, E. (coord.) (1999) *Revisión del Catálogo Regional de Especies Amenazadas de la Flora Silvestre de la Comunidad de Madrid*. Informe inédito incluido en el Programa A de Forestación y Restauración de las Cubiertas Vegetales, del Plan Forestal de la Comunidad de Madrid (2000-2019): 751-779.
- CADIÑANOS, J. A. & G. MEAZA (1998) *Bases para una biogeografía aplicada: criterios y sistemas de valoración de la vegetación*. Geoforma ediciones. Logroño.
- FERNANDEZ GONZÁLEZ, F. (1984) Notas florísticas sobre el valle del Paular (Madrid, España) III. *Lazaroa*, 6: 271-274.
- FERNÁNDEZ GONZÁLEZ, F. (1988) *Estudio florístico y fitosociológico del Valle del Paular (Madrid)*. Tesis Doctoral ined., Facultad de Biología, Universidad Complutense, Madrid..
- LAGUNA LUMBRERAS, E. (1995) Microrreservas de flora: un nuevo modelo de conservación en la Comunidad Valenciana. *Quercus*, 118: 22-26.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. (1996a) Conservación in situ de flora mediante microrreservas en la Comunidad Valenciana. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (extra): 379-381.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. (1996b) Proyectos de investigación adscritos al programa de microrreservas de flora de la Comunidad Valencia. *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (extra): 382-384.
- LAGUNA LUMBRERAS, E. (1998) *Flora de la Comunidad Valenciana. Microrreservas de flora*. Consellería de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana
- MARTÍNEZ TORRES, R. & I. VÁZQUEZ-DODERO ESTEVAN (2000) Influencia del uso recreativo en la población de *Pinguicula grandiflora* Lam. del Parque Natural de Peñalara (Sierra de Guadarrama). En I. GRANADOS & M. GRANADOS (eds.) *Conservación de los Lagos y Humedales de la Alta Montaña de la Península Ibérica*. Colección de Estudios, 63: 247-258. Ediciones Universidad Autónoma de Madrid.
- MATEO, G. (1996) Contribución al conocimiento del género *Pilosella* en España, III. Sección *Auriculina*. *Flora Montiberica*, 2. 32-41.
- MONTOUTO, O. (2000) La flora vascular rara, endémica y amenazada del Parque Natural de Peñalara y su entorno (Madrid). Amenazas y necesidades de conservación en la finca de Los Cotos. En: *Segundas Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle de El Paular*: 33-53. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- RIVAS MARTÍNEZ, S., A. CRESPO, P. CUBAS, & J. M. MORENO (1978) *Lycopodiella inundata* (L.) Holub en la Sierra de Guadarrama (España). *Anal. Inst. Bot. Cavanilles* 34(2): 535-537.
- SALES, F. & I. C. HEDGE (2001a) *Wahlenbergia* (Schrad. ex Roth). *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica y Baleares*, vol. 14: 150-152. Real Jardín Botánico. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.). Madrid.
- SALES, F. & I. C. HEDGE (2001b) *Jasione* L. *Flora Iberica. Plantas vasculares de la Península Ibérica y Baleares*, vol. 14: 153-170. Real Jardín Botánico. Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.). Madrid.
- SALVO, E. (1990) *Guía de helechos de la Península Ibérica y Baleares*. Ed. Pirámide. Madrid.
- UICN (1994) *Categorías de las Listas Rojas de la UICN: Version 2.3*. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- UICN (2001) *Categorías de las Listas Rojas de la UICN: Version 3.1*. Preparadas por la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, Reino Unido.
- VV.AA. (2000) Lista Roja 2000 de la Flora Vascular Española (valoración según categorías UICN). *Conservación Vegetal*, 6 (extra): 11-38.



