

# La crisis de la biodiversidad: causas y soluciones

## monográfico

### Editorial Invitada:

La crisis global de la biodiversidad	1
--------------------------------------	---

### Revisiones:

Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies	3
Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa	13
La diversidad en las especies forestales: un cambio de escala. El ejemplo del alcornoque	24
Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad	34
La protección de la flora vascular en España peninsular y Baleares	42
El papel de las biotecnologías reproductivas en la conservación animal	50
Informatización del conocimiento para la conservación de la biodiversidad	58
El valor económico del medio ambiente	66

## otros contenidos

Monitorización de la flora y vegetación de las zonas húmedas en el Baixo Vouga Lagunar (Ría de Aveiro, Portugal)	72
Bases de datos y metadatos en ecología: compartir para investigar en cambio global	83
El Quebrantahuesos: apuntes sobre su biología	89
Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares.	101
Consecuencias de cambios de presión ganadera sobre la estructura de la vegetación a lo largo de gradientes climáticos	106
Estudio de la transpiración del esparto ( <i>Stipa tenacissima</i> L.) en una cuenca del semiárido alicantino: un análisis pluriescalar	113
Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación.	118
Efectividad de las medidas agroambientales para la conservación de la fauna y la flora europeas	121

# La crisis global de la biodiversidad

F.I. Pugnaire

Departamento de Ecología funcional y evolutiva. Estación experimental de zonas áridas. CSIC. General segura 1, 04001 Almería. España

Ha sido frecuente ver en los libros de texto -en plan anecdótico- al dodó de Mauricio, un enorme pájaro con aspecto de paloma desplumada, ejemplo de una especie que desapareció a consecuencia de la actividad humana. Y a la mayoría de los lectores les sonarán otras desapariciones locales recientes, como el último oso nativo de los pirineos (2004), o el último bucardo (2000). Haciendo memoria podrán recordar que muchas especies han disminuido drásticamente sus poblaciones en la Península Ibérica. Desde el lobo o el quebrantahuesos hasta la cigüeña negra o numerosas especies de peces y anfibios; o sabrán que en el siglo XX desaparecieron de nuestras costas y ríos la foca monje y el esturión. Por no referirnos a especies tan amenazadas como emblemáticas, el águila imperial y el lince. Lo grave es que lo que antes era una anécdota ahora se ha convertido en un proceso generalizado. Y ya no necesitamos mirar al exterior para apreciar los efectos de la crisis de la biodiversidad. Aunque si lo hacemos los datos son aterradores. Hemos cambiado tanto las condiciones globales del planeta que muchas especies no pueden encontrar un sitio adecuado donde sobrevivir. O se ven tan amenazadas por enfermedades o plagas que están desapareciendo a ritmo creciente. La UNESCO denominó recientemente ésta que estamos viviendo como la 6ª extinción de la que tenemos noticia. Quizá la única diferencia con las anteriores puede ser la velocidad a la que está ocurriendo.

La biodiversidad es, directa e indirectamente, el soporte de nuestra propia vida en la Tierra. Si entre las especies que desaparecen hubiese alguna clave en algún proceso, nuestra situación se vería comprometida. Porque con la pérdida de especies no sólo pueden desaparecer formas de vida atractivas, como ciertas ranitas tropicales de colores brillantes o los majestuosos tigres. También se pierden nodos de una red que nos defiende de plagas y parásitos, que nos procuran numerosos servicios, desde los más obvios como la producción de alimentos o madera hasta otros más sutiles como la polinización de las cosechas o la purificación de las aguas. En estos días se ha publicado un claro ejemplo de lo que puede ser la alteración de los equilibrios naturales. La introducción, como control biológico, de una mosca que parasita una planta invasora en Estados Unidos proporciona alimento durante el invierno a unos ratoncillos que se nutren de las larvas de la mosca, logrando sobrevivir en mayores cantidades (Pearson y Callaway, 2006). El problema es que el ratoncillo actúa como reservorio natural de un hantavirus que ocasiona una severa enfermedad pulmonar en humanos, por lo que la alteración de la red trófica puede tener serias consecuencias sanitarias para la población humana.

La crisis de la biodiversidad, patente ya hace décadas, llevó a la firma de la Convención para la Diversidad Biológica propuesta por la ONU en la Convención de Río de Janeiro de 1992. Y como la propia Convención reconoce, la biodiversidad va más allá de las plantas, los animales y los microorganismos y sus ecosistemas. Se refiere a la gente y a nuestras necesidades de seguridad alimentaria, de medicinas, de aire y agua limpios, de cobijo, y de un ambiente saludable en el que vivir.

Son varios los factores que inciden en la pérdida de biodiversidad a nivel global, incluyendo el cambio de usos del suelo, el cambio climático, la deposición de nitrógeno, el aumento de CO<sub>2</sub> y las invasiones biológicas (Sala *et al.*, 2000). En este número monográfico de Ecosistemas dedicado a la biodiversidad se analizan dos de estos factores, la pérdida y fraccionamiento del hábitat y los efectos de la invasión de especies foráneas. Reúne también varios artículos sobre medidas de conservación, desde un mayor conocimiento de la diversidad intraespecífica, imprescindible para el diseño de planes de conservación, hasta el establecimiento óptimo de redes de espacios protegidos, medidas legales para la protección de la flora, y aplicaciones de la tecnología aplicadas a la conservación. Un último artículo expone un punto de vista económico de la conservación, al que tan ajenos nos solemos sentir los ecólogos pero que resulta indispensable para el éxito de las tareas de conservación.

Un tema tan complejo y debatido no se puede abarcar completamente en un número monográfico. Sirva sin embargo esta colección de artículos para aumentar nuestro conocimiento y perspectiva sobre estos temas. Quiero finalizar agradeciendo vivamente la contribución de los distintos autores, que han aceptado amablemente la invitación a participar en este Monográfico, a pesar de los apremiantes problemas de tiempo y de las ya de por sí cargadas agendas. Mis más sinceras gracias a todos.

## Referencias

Pearson DE, Callaway RM. 2006. Biological control agents elevate hantavirus by subsidizing deer mouse populations. *Ecology Letters* 9: 435-442.

Sala OE, Chapin FS, Armesto JJ, Berlow E, et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.

# Pérdida y fragmentación del hábitat: efecto sobre la conservación de las especies

T. Santos, J.L. Tellería

Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de C. Biológicas. Universidad Complutense, 28040 Madrid. España

La pérdida y fragmentación del hábitat está considerada como una de las causas principales de la actual crisis de biodiversidad. Los procesos responsables de esta pérdida son múltiples y difíciles de separar (pérdida regional de hábitat, insularización causada por la reducción y el aislamiento progresivo de los fragmentos de hábitat, efectos de borde, etc.), y han sido particularmente estudiados en el caso de los vertebrados forestales. En este trabajo se revisan algunas ideas generales sobre la fragmentación y pérdida de hábitat, y se incide en la necesidad de una ampliación de los objetivos conceptuales y taxonómicos de los estudios dirigidos a conocer los efectos de esta alteración ambiental.

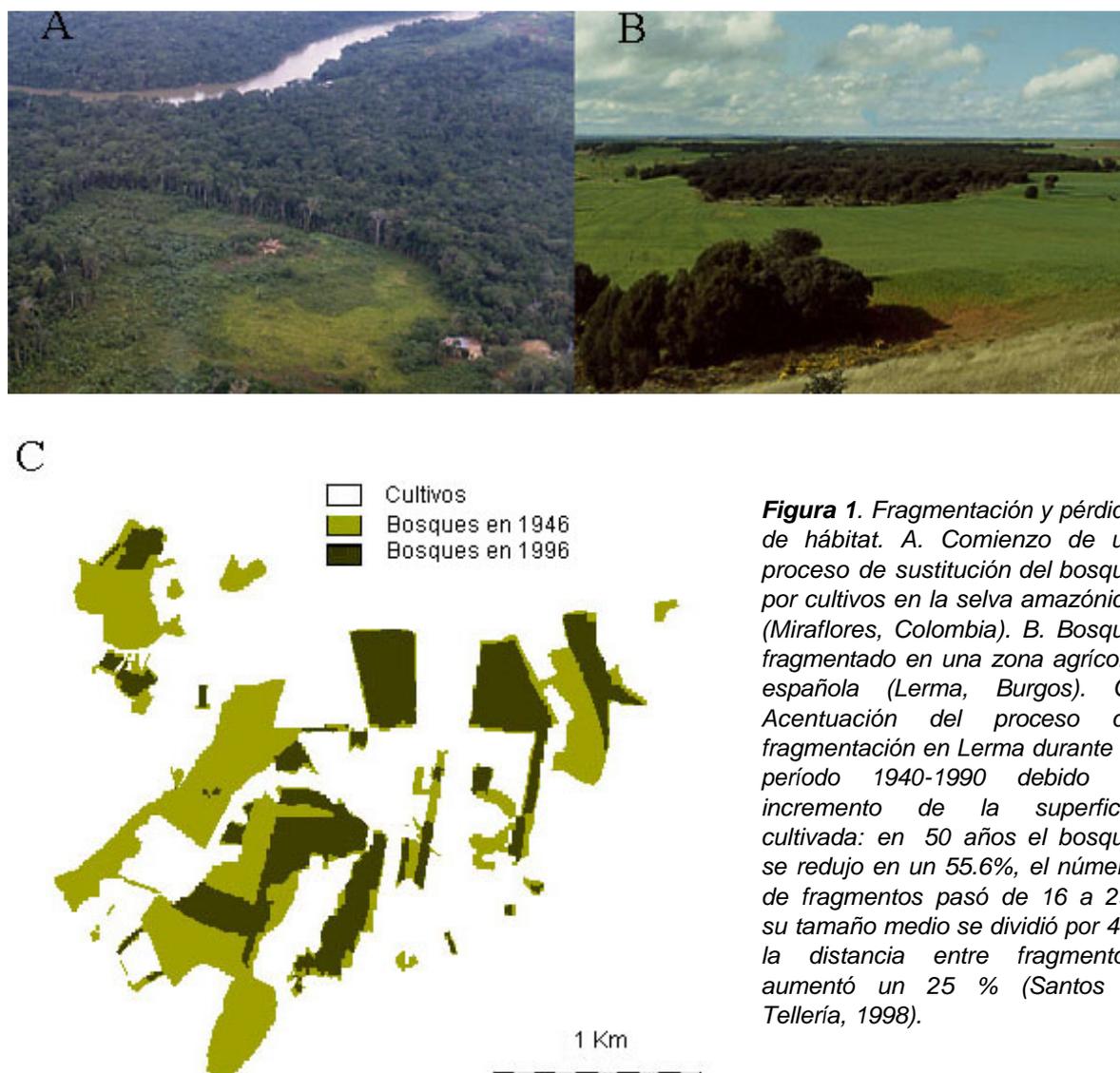
*Palabras clave:* Pérdida de especies, pérdida de hábitat, fragmentación, conservación de la biodiversidad, insularización, efecto de borde, vertebrados forestales.

**Habitat loss and fragmentation: effect on species conservation.** Habitat loss and fragmentation has been considered as one of the more pervasive effects on biodiversity conservation. Species loss caused by habitat fragmentation is related to an array of concomitant processes (decrease of habitat cover, increasing isolation of habitat fragments, edge effects, etc.) that have been predominantly studied on forests vertebrates. This paper reviews some general ideas on these topics, and claims for an enlargement of the conceptual and taxonomical scopes of studies on this environment alteration.

*Key words:* Habitat loss, fragmentation, biodiversity conservation, species loss, isolation, edge effects, forest vertebrates.

## Introducción

Las especies suelen presentar patrones de distribución discontinuos producidos por la variación espacial de las condiciones ambientales que determinan la calidad de sus hábitats. Además, el régimen natural de perturbaciones ("gaps" producidos por la caída de grandes árboles, corrimientos de tierra, inundaciones, incendios, huracanes, etc.) da lugar a cambios continuos en la estructura del territorio generando un paisaje heterogéneo (Hansson *et al.*, 1995). No es este parcelado natural, sin embargo, el que preocupa desde una perspectiva conservacionista, sino su atomización adicional por causa de la acción humana. Una imagen muy familiar, por ejemplo, es la destrucción y fragmentación de los bosques por la expansión de cultivos y pastizales (**Fig. 1**), o la eliminación de los terrenos agrícolas en beneficio de las áreas urbanas. En todos estos casos, las especies de los hábitats en retroceso ven mermar el territorio disponible a la vez que se enfrentan a una creciente atomización de sus poblaciones. Este proceso es tan antiguo como la expansión agrícola de la humanidad, solo que ahora se ha intensificado por una capacidad tecnológica que no conoce barreras. De esta forma, el hombre ha alterado en su propio beneficio la mayor parte de la tierra emergida útil (Loh y Wackernagel, 2004). No ha de extrañar, por tanto, que la reducción y fragmentación de los hábitats naturales o semi-naturales de nuestro planeta, con su secuela de pérdida de especies, esté considerada como una de las amenazas más frecuentes y ubicuas para la conservación de la biodiversidad (Turner, 1996; Fahrig, 2003).

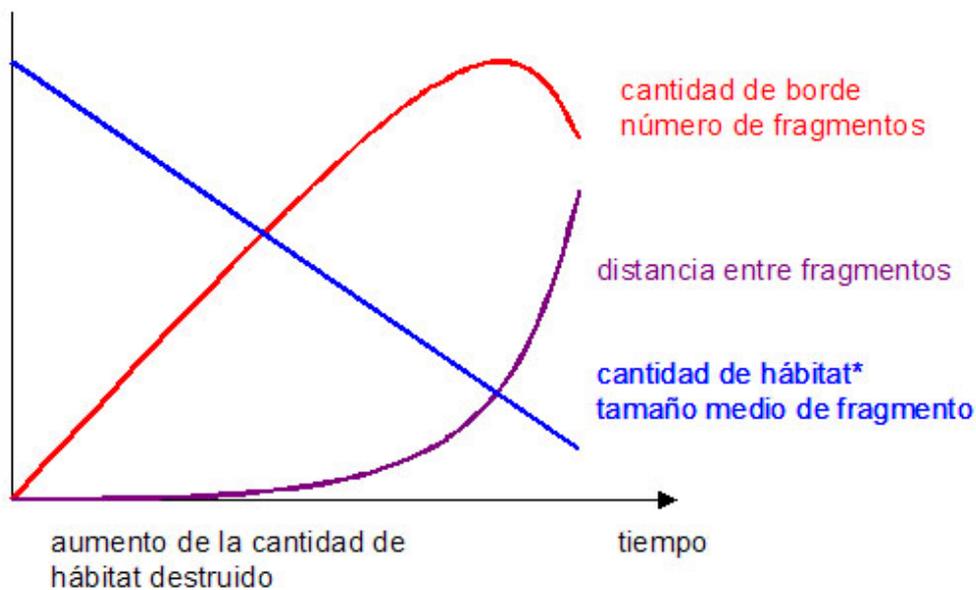


**Figura 1.** Fragmentación y pérdida de hábitat. A. Comienzo de un proceso de sustitución del bosque por cultivos en la selva amazónica (Miraflores, Colombia). B. Bosque fragmentado en una zona agrícola española (Lerma, Burgos). C) Acentuación del proceso de fragmentación en Lerma durante el período 1940-1990 debido al incremento de la superficie cultivada: en 50 años el bosque se redujo en un 55.6%, el número de fragmentos pasó de 16 a 29, su tamaño medio se dividió por 4 y la distancia entre fragmentos aumentó un 25 % (Santos y Tellería, 1998).

## Evolución del paisaje fragmentado

Con la fragmentación y destrucción de un hábitat se produce un cambio progresivo en la configuración del paisaje que puede definirse adecuadamente mediante las tendencias de cinco variables paisajísticas que cambian simultáneamente y que tienen, en conjunto, una incidencia perniciosa sobre la supervivencia de las especies afectadas (Saunders *et al.*, 1991; Andrén, 1994; Fahrig, 2003; **Fig. 1 y 2**):

- Una pérdida regional en la *cantidad de hábitat*, con la consiguiente reducción del tamaño de las poblaciones de los organismos afectados. Como consecuencia, disminuye la *densidad regional* de las especies (número de individuos por unidad de superficie en toda la región considerada), un buen índice de su capacidad para restañar extinciones puntuales mediante el aporte de individuos desde sectores menos alterados.
- Una disminución del *tamaño medio* y un aumento del *número de los fragmentos de hábitat* resultantes. Esta tendencia reduce progresivamente el tamaño de las poblaciones mantenidas por cada uno de los fragmentos, aumentando así el riesgo de que alcancen un umbral por debajo del cual son inviábiles.
- Un aumento de la *distancia entre fragmentos*, con la consiguiente dificultad para el intercambio de individuos entre las poblaciones aisladas, así como para reponerse, por recolonización, de una eventual extinción.
- Por último, se produce un aumento de la relación perímetro/superficie y, por consiguiente, una mayor exposición del hábitat fragmentado a múltiples interferencias procedentes de los hábitats periféricos, conocidos genéricamente como "matriz de hábitat". Se da así un creciente *efecto de borde* que origina un deterioro de la calidad del hábitat en regresión, afectando a la supervivencia de las poblaciones acantonadas en los fragmentos.



**Figura 2.** Tendencias de las variables que definen los cambios principales de la configuración del paisaje a lo largo de un proceso de pérdida y fragmentación del hábitat. Por razones de claridad, las variables que muestran la misma tendencia general se han representado juntas. De especial importancia es el incremento no lineal de la distancia entre fragmentos, una medida inversa de la conectividad del paisaje que proporciona la explicación más plausible de que la pérdida de especies en los fragmentos (extinciones locales) se dispare a partir de un cierto umbral en la cantidad de hábitat destruido (Andrén, 1994). \*Conforme disminuye la cantidad de hábitat en retroceso se produce un incremento de proporciones inversas del hábitat antrópico que lo sustituye.

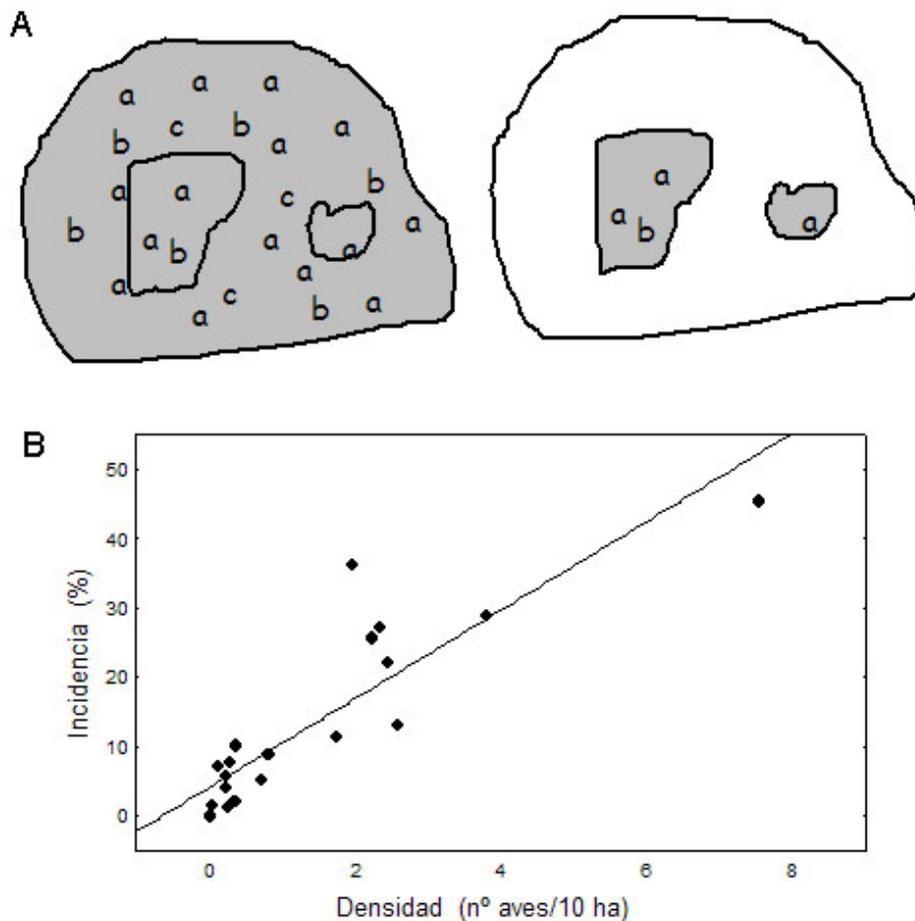
## Extinción en paisajes fragmentados

Salvo excepciones, las tendencias descritas se manifiestan conjuntamente a lo largo de los procesos de destrucción y fragmentación del hábitat, dando lugar a paisajes en los que, en fases avanzadas, faltan muchas de las especies originales (Andrén, 1994; Fahrig, 2003). A esta pérdida de especies, que no es sino una suma de *extinciones regionales*, se llega a través de dos pasos obvios: 1) una *reducción progresiva de los tamaños de población* en cada uno de los fragmentos de hábitat formados, así como a la escala de todo el paisaje, y 2) una pérdida definitiva de poblaciones en los fragmentos (*extinciones locales*). En suma, la reducción, fragmentación y deterioro del hábitat terminan por producir una atomización de las distribuciones originales en subpoblaciones cada vez más pequeñas y aisladas, sometidas a problemas crecientes de viabilidad genética y demográfica (Frankham, 1995; Hedrick, 2001). Además, no cesa de aumentar el número de trabajos que prueban que en las etapas finales de los procesos de fragmentación las condiciones son tan restrictivas que pueden afectar negativamente a parámetros tales como la condición corporal, el esfuerzo reproductivo (efecto Allee), la estabilidad durante el desarrollo, el comportamiento, etc. (Lens y van Dongen, 1999; Tellería *et al.*, 2001; Tomimatsu y Ohara, 2002; Luck 2003, Díaz *et al.*, 2005). A continuación se describen las hipótesis y mecanismos asociados habitualmente a esta pérdida de especies.

## Hipótesis del muestreo: efectos de la densidad de las especies

La reducción en el tamaño de los fragmentos da lugar a una progresiva pérdida de las especies que albergan, tanto más acusada en cuanto menor sea su superficie. Dicha pérdida suele ajustarse a un *patrón encajado* (Patterson y Atmar, 1986); es decir, las especies se pierden según un determinado orden, de modo que cada una de ellas desaparece al alcanzar los fragmentos un umbral de tamaño dado. Este patrón tiene unas implicaciones conservacionistas obvias, ya que la superficie total de hábitat disponible en una región no define por sí solo su capacidad para retener una determinada comunidad de especies. Por ejemplo, 100 fragmentos de 1 ha no reunirán nunca a todas las especies presentes en un fragmento de 100 ha, ya que solo albergarán réplicas del limitado número de aquellas capaces de persistir en ese contexto de fragmentación extrema. La pérdida encajada de especies es, en última instancia, la suma de la respuesta diferencial de cada una de las especies al proceso de fragmentación, y el orden en el que desaparecen es un índice de su vulnerabilidad ante la misma. Aunque dicha vulnerabilidad depende de múltiples factores y varía entre especies, la *hipótesis del muestreo* mantiene que depende básicamente de la *densidad ecológica* de cada especie (densidad en un hábitat dado) y del tamaño de los

fragmentos de hábitat (Connor y McCoy, 1979). Según esta propuesta, con valor de hipótesis nula (Haila, 2002), el número de individuos por unidad de superficie en el hábitat fragmentado determinará la probabilidad de que la especie sea “muestreada” por los fragmentos. De aquí surgen tres predicciones interesantes: a) a un tamaño de fragmento dado, las especies más densas tendrán mayor probabilidad de ser retenidas que las menos densas (**Fig. 3**); b) cualquier especie tendrá su mayor probabilidad de supervivencia en los fragmentos procedentes de los sectores de hábitat con las mayores densidades originales de la misma; y c) cuánto mayor sea un fragmento mayor será su probabilidad de acumular un elevado número de especies, ya que alcanzará el umbral de tamaño requerido para un mayor número de especies de baja densidad (**Fig. 3**). Esta última predicción explicaría, por sí misma, el patrón encajado de pérdida de especies descrito más arriba, ya que las menos densas se pierden antes que las más abundantes (Bolger *et al.*, 1991).



**Figura 3.** Hipótesis del muestreo. A. Efecto de la densidad ecológica en la retención de especies tras un evento de fragmentación. Antes de la fragmentación, la comunidad está compuesta por 15 individuos de la especie a, 5 de la b y 3 de la c. Solo la especie más abundante (a) ha sido retenida en los dos fragmentos de hábitat que restan tras el evento de fragmentación (derecha), mientras que la más rara ha desaparecido en el nuevo paisaje. A su vez, el fragmento mayor ha retenido más especies que el menor. B. Efecto de la densidad ecológica sobre la distribución de los pájaros forestales en los fragmentos de encinar de las mesetas ibéricas. Obsérvese que la densidad ecológica (en abscisas), estimada en bosques de gran superficie, es un buen predictor de la probabilidad de encontrar a las diferentes especies en los fragmentos (su incidencia, expresada como porcentaje de fragmentos ocupados). La Curruca carrasqueña, *Sylvia cantillans*, la especie más abundante, está presente en cerca del 50 % de los fragmentos, mientras que las especies atlánticas, raras en este hábitat, como el Petirrojo, *Erithacus rubecula*, tienen una incidencia muy baja en los mismos (Tellería y Santos, 1999).

Estas predicciones se cumplen razonablemente bien en muchos casos, por lo que puede afirmarse que la densidad ecológica es un dato muy valioso a la hora de predecir los efectos de la fragmentación del hábitat especie a especie en circunstancias muy variadas. Sin embargo, la hipótesis del muestreo adolece de dos graves carencias teóricas que hacen de ella una herramienta claramente insuficiente. En primer lugar, porque las densidades ecológicas no siempre reflejan la capacidad de una especie para mantenerse en un hábitat independientemente de la configuración espacial del mismo. Sin embargo, como ya se ha expuesto, los paisajes fragmentados se definen por un proceso obligado de *insularización* creciente que, como toda configuración insular (Brown Lomolino, 1998), incrementa en mayor o menor grado las tasas de extinción de las poblaciones afectadas (las aisladas en los fragmentos). En segundo lugar, porque los patrones de ocupación predichos por la densidad ecológica tampoco contemplan los efectos del deterioro de la calidad del hábitat producido por los *efectos de borde*. Los efectos sobre las especies de la insularización y de la pérdida de calidad de hábitat son, sin embargo, extremadamente variables, definiendo un cuadro de susceptibilidad a la fragmentación marcado por la especificidad y multiplicidad de las respuestas (Henle *et al.*, 2004). Estos hechos explican que, en muchos eventos de fragmentación, las especies “capturadas” por los retazos de hábitat supervivientes de acuerdo con la lógica de la hipótesis del muestro sufran con el tiempo un rosario de extinciones que se cebará en las más sensibles al aislamiento y a los efectos de borde.

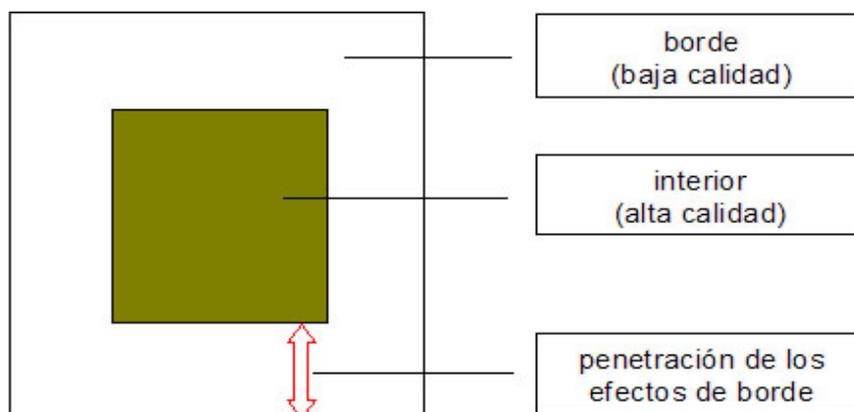
### Teoría insular: importancia de la configuración espacial del paisaje

Dado que los fragmentos son islas de hábitat separadas por un mar de hábitat hostil, la matriz de hábitat, la *teoría de la biogeografía de islas* (MacArthur y Wilson, 1967) es, por derecho propio, el marco natural de explicación de los efectos sobre la biodiversidad de la pérdida y fragmentación del hábitat. De hecho, durante más de veinte años esta teoría ha guiado la mayor parte de la investigación empírica realizada sobre el tema (Haila, 2002) partiendo de dos premisas insulares básicas: 1) existencia de un continente o fuente de colonizadores (p. ej., un gran retazo de hábitat continuo situado en la misma región que los fragmentos de hábitat), y 2) la consideración de la matriz como un hábitat uniformemente hostil que no ofrece ningún recurso a las especies aisladas en los fragmentos. En este escenario, el continente, de magnitud suficiente como para albergar poblaciones viables de todas las especies de la región, suministraría los individuos necesarios para mantener, a través de procesos de recolonización y reforzamiento demográfico, las poblaciones aisladas en los fragmentos de hábitat. Por lo tanto, a igualdad de otras condiciones (calidad de hábitat, capacidad dispersiva de las especies, etc.), el número de especies de un fragmento vendría determinado, de acuerdo con las predicciones de la teoría insular, por su tamaño y por su distancia al continente. De este modo, la configuración del paisaje originada por cada proceso de fragmentación particular, con rasgos tales como la ubicación espacial de grandes manchas de hábitat continuo con relación a los fragmentos formados, y la existencia de un mayor o menor número de fragmentos en situaciones muy alejadas de los continentes, determinará, de acuerdo con los postulados insulares, la proporción final de fragmentos vacíos en cada paisaje fragmentado (es decir, el número de extinciones locales).

El hecho de que muchos paisajes fragmentados no dispongan de una auténtica fuente de colonizadores, así como la realidad de que muchas matrices de hábitat actúen más bien como filtros que como barreras uniformemente hostiles, ofreciendo a numerosas especies una cierta cantidad de recursos que facilitan el tránsito entre fragmentos, ha estimulado la entrada de la *teoría de metapoblaciones* y de la *teoría ecológica del paisaje* como hipótesis alternativas a la teoría insular (véase la revisión de Hanski, 1998). Sólo se comentará la primera, mucho más flexible en su aplicación a los escenarios reales producidos por los procesos de fragmentación. La idea de metapoblación (población de poblaciones; formulada por Levins, 1970) propone un escenario cada día más frecuente en aquellas regiones donde los hábitats naturales han quedado reducidos a un archipiélago de pequeños retazos. En estas situaciones de fragmentación extrema no queda ya ningún gran fragmento que pueda ser identificado como fuente de colonizadores potenciales. Este modelo propone, en consecuencia, la existencia de una población de poblaciones asentada en una serie fragmentos de hábitat y sometida a una dinámica de extinciones y recolonizaciones; mientras esta dinámica tenga un balance positivo, la persistencia de la metapoblación está asegurada. La probabilidad de recolonización de un fragmento tras un evento de extinción dependerá de su distancia media al resto de los fragmentos que configuran la metapoblación, así como del porcentaje de los mismos ocupado por la especie en cuestión.

### Efectos de borde: importancia de la calidad del hábitat

La disminución del tamaño de los fragmentos se asocia a un incremento inevitable de la relación perímetro/superficie regido por reglas de geometría básica. Se crea así en todos los fragmentos una banda perimetral de hábitat con condiciones adversas para muchas de las especies allí acantonadas; es decir, se produce una zonificación (**Fig. 4**) en un hábitat de borde (de baja calidad) y un hábitat de interior (de alta calidad). La pérdida de calidad se debe a la incidencia de múltiples factores físicos y bióticos que proceden de la matriz de hábitat, por lo que es fácil de comprender que la matriz y los efectos de borde crecen simultáneamente en todos los procesos de fragmentación, con graves consecuencias para la supervivencia de las poblaciones afectadas (Janzen, 1983; 1986; Murcia, 1995; Ries *et al.*, 2004; Fletcher, 2005).



**Figura 4.** Zonificación del hábitat de un fragmento como resultado del efecto de borde. La proporción entre hábitat de alta y baja calidad variará para cada tipo de efecto y tipo de organismo con la forma y el tamaño del fragmento. Para un efecto y forma dados, la penetración se incrementa al disminuir el tamaño, paralelamente al aumento de la relación perímetro/área. Como los efectos penetran por la frontera del fragmento, su magnitud relativa depende de esta relación. Por tanto, el efecto de borde podría definirse como el conjunto de procesos asociados al incremento de la relación perímetro/área que se produce con el avance de la fragmentación del hábitat. Estos procesos afectan gravemente a la calidad del hábitat y provocan una pérdida de especies.

**Procesos físicos.** Estos efectos son tanto mayores cuanto mayor sea el contraste entre la matriz de hábitat y el hábitat fragmentado. Así, por ejemplo, las matrices agrícolas alteran drásticamente las condiciones microclimáticas de los fragmentos forestales a los que rodean: aumento de la insolación, intensidad lumínica, evaporación y consiguientemente de la sequedad del suelo, de la exposición al viento y a muy diversos agentes contaminantes que llegan por el suelo o el aire, etc. (Saunders *et al.*, 1991). Estos efectos generan una pérdida de las condiciones homeostáticas propias del interior de los hábitats arbolados, penetrando unas tres veces la altura del arbolado (150 m en bosques tropicales; Murcia, 1995). Por tanto, en fragmentos muy pequeños, bajo un determinado umbral de tamaño, estos efectos modificarán las condiciones ambientales de todo el bosque, afectando a todos aquellos organismos que requieran el mantenimiento de unas condiciones forestales más o menos estrictas.

**Procesos bióticos.** El incremento del borde asociado a la geometría de los paisajes fragmentados favorece la invasión de los fragmentos por muchas especies generalistas propias de las matrices de hábitat, o bien de sectores del propio hábitat sometidos a algún tipo de perturbación natural. Estos procesos invasivos afectarán tanto a la supervivencia de las especies directamente afectadas (a través de interacciones tales como la depredación y la herbivoría, la competencia por diversos recursos, etc.) como a sus potenciales funciones ecosistémicas (polinización, dispersión de semillas, etc.), generando cadenas de extinciones locales (Aizen y Feisinger, 1994, Tallmon *et al.*, 2003). Un caso típico de *efecto biótico directo* (o primario; Janzen, 1986) es el incremento de la depredación en los bordes de los fragmentos forestales debido a un aumento de los depredadores generalistas (córvidos, roedores, algunas especies de serpientes, etc.; Chalfoun *et al.*, 2002) propiciado por los recursos generados en la matriz de hábitat. De hecho, desde que Wilcove (1985) apuntara la existencia de altas tasas de extinción local en muchos pájaros migradores por la elevada presión de depredación de sus nidos en los bosques fragmentados de Norteamérica, no han dejado de acumularse evidencias en este sentido (Stephens *et al.*, 2003).

En otros casos, el consumo de las plantas o de sus propágulos por ciertas especies invasoras que medran en la matriz de hábitat da inicio a una cascada de efectos interactivos que Janzen (1986) ha denominado *efectos bióticos indirectos* (secundarios). Así, el consumo de propágulos reproductivos afectará al reclutamiento de la planta afectada, pero además puede generar bucles adicionales que disminuyan todavía más dicho reclutamiento si, por ejemplo, se establece una interacción competitiva con algún mutualista de la planta por el recurso, como con los dispersantes frugívoros en el caso de los frutos. Un ejemplo de esta naturaleza se da en los fragmentos de encinar inmersos en los cultivos cerealistas del centro de España, que se ven invadidos durante el otoño-invierno por elevadas concentraciones de ratones (*Apodemus sylvaticus*) procedentes de la matriz agrícola. El resultado es un incremento dramático de las tasas de mortalidad de los propágulos reproductivos de la sabina albar (*Juniperus thurifera*) y la encina (*Quercus ilex*), las principales especies arbóreas de estos fragmentos forestales, y un descenso equivalente del reclutamiento de ambas especies, que puede incluso llegar a colapsarse en fragmentos muy pequeños (Santos y Tellería, 1997; Santos *et al.*, 1999). Es posible, además, que ocurra un desplazamiento de los zorzales (*G. turdus*), principales dispersantes de la sabina, como resultado de un mecanismo de competencia por explotación, en cuyo caso la planta recibiría daños adicionales al ver disminuidos los servicios dispersivos prestados por los zorzales.

Recientemente se ha visto que algunas de estas cadenas de efectos pueden penetrar varios kilómetros en el interior de hábitats vírgenes, llegando a colapsar, por ejemplo, el reclutamiento de muchas especies de árboles tropicales en reservas de hasta 90.000 ha (Laurance, 2000). Aunque todavía escasas, estas evidencias apuntan una escala de acción regional de estos efectos en bastantes procesos de fragmentación, un extremo magistralmente advertido por Janzen veinte años atrás (1983, 1986), así como la preocupante posibilidad de que se necesiten reservas de tamaño mucho mayor al habitual para la conservación de muestras de biodiversidad auténticamente vírgenes (de hasta 650.000 ha en los ejemplos comentados por Laurance, 2000).

## Conclusiones y prioridades para una agenda de investigación

Tras casi tres décadas en el punto de mira de las preocupaciones y del esfuerzo de la investigación conservacionista (Fazey *et al.*, 2005), existe una conciencia clara de que la fragmentación y la pérdida del hábitat es uno de los procesos antrópicos con efectos más devastadores sobre la biodiversidad (Laurance y Bierregaard, 1997; Fahrig, 2003). Desgraciadamente, la comprensión de los mecanismos implicados va por detrás de esta convicción, hasta el punto de que la teoría disponible es todavía insuficiente para proporcionar herramientas eficaces para la gestión del problema (Haila, 2002; McGarigal y Cushman, 2002; Fahrig, 2003; Melbourne *et al.*, 2004; Ries *et al.*, 2004). De hecho, a pesar de esta situación de urgencia, las investigaciones realizadas hasta la fecha adolecen de un marcado sesgo hacia los tópicos y formatos originales de estudio: vertebrados frente a invertebrados, aves frente a otros animales, árboles frente a otros taxones vegetales; bosques frente a otros tipos de hábitats; localidades templadas y tropicales frente a otras; escala de borde y fragmento frente a escala de paisaje; seguimientos de corta duración frente a estudios a largo plazo, etc. (McGarigal y Cushman, 2002; Santos, 2004).

Faltan, por tanto, estudios que amplíen el escenario de estudio a otros taxones, hábitats y latitudes, y, más aún, un cambio profundo en los diseños y en los planteamientos seguidos hasta la fecha si se quiere adquirir una comprensión adecuada de las respuestas de las especies (Bierregaard *et al.*, 1997; McGarigal y Cushman, 2002; Melbourne *et al.*, 2004). A este respecto, cabe señalar como prioritarias una serie de directrices, sin duda muy parciales, sobre las que ya existe un razonable acuerdo entre la comunidad científica:

- Entre estas directrices cabe quizás resaltar la necesidad de un cambio en la escala de estudio, algo que se viene reclamando desde hace largo tiempo y que cuenta con el apoyo creciente de numerosas aportaciones teóricas y empíricas (Chalfoun *et al.*, 2002; Fahrig, 2003; Stephens *et al.*, 2003; Lloyd *et al.*, 2005). Estos y otros estudios han demostrado que la escala más adecuada para la detección de muchos de los efectos causados por la fragmentación es una combinación de escala espacial de paisaje con una temporal de varios años de estudio (evitada en muchos casos por su alto coste en tiempo y recursos), sin duda porque la fragmentación es un proceso que ocurre a escala de paisaje y porque sus efectos, en especial los de borde, suelen operar con un retraso notable.
- Otro aspecto importante es la identificación de respuestas umbrales, defendidas por una hipótesis que propone que los efectos de la fragmentación no son lineales, sino que se multiplican al llegar a un cierto porcentaje de hábitat destruido, el *umbral crítico*, a partir del cual las extinciones locales se disparan (Andrén, 1994). Aunque la generalidad este proceso es todavía materia de discusión (véase, p. ej., los resultados contrarios obtenidos por Lindenmayer *et al.*, 2005, y Radford *et al.*, 2005), es evidente la necesidad de conocerlo mejor para evitar, en lo posible, alcanzar los umbrales que desencadenan este tipo de respuesta.
- Una necesidad evidente es la aproximación a los postulados de la ecología del paisaje mediante la realización de estudios que incluyan el uso de la matriz hábitat, un elemento paisajístico obviado en los diseños clásicos, pero que parece tener una importancia clave para la subsistencia de todas aquellas especies que tienen cierta capacidad para moverse en el mismo y utilizar algunos de sus recursos (Van der Ree *et al.*, 2003; Viveiros de Castro y Fernandez, 2005). De hecho, hay estudios antiguos que sugieren que la tolerancia a la matriz es el determinante principal de la vulnerabilidad a la extinción para amplios grupos de animales (Laurance, 1991)
- Parece interesante aumentar el esfuerzo de estudio de organismos con respuestas rápidas a la fragmentación del hábitat y fácilmente muestreables, como los insectos, y que cuentan además con ventajas tan relevantes para la conservación de la biodiversidad como una altísima riqueza de especies y de endemismos locales y un papel destacado en el funcionamiento de los ecosistemas (Bierregaard *et al.*, 1997; Didham *et al.*, 1998; Tschamtkke *et al.*, 2002).
- Habría que abordar en una amplia muestra de organismos la evaluación de la importancia relativa y los plazos de acción de los factores genéticos y demográficos como causas últimas de extinción local, así como sus posibles interacciones (Avisé, 1995)
- Finalmente, también parece interesante explorar el campo de las respuestas a la fragmentación “guiadas” por mecanismos comportamentales, una posibilidad prevista desde hace tiempo, y probablemente muy extendida entre especies animales con conductas complejas, en especial si cuentan con organización colonial y claves de selección de hábitat basadas en la atracción por conespecíficos (Reed y Dobson, 1993; Tellería *et al.*, 2001).

## Referencias

- Aizen, M.A. y Feisinger, P. 1994. Forest fragmentation, pollination and plant reproduction in a Chaco dry forest, Argentina. *Ecology* 75: 330-351.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366.
- Avise, J.C. 1995. Mitochondrial DNA polymorphism and a connection between genetics and demography of relevance to conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 9: 686-690.
- Bierregaard, R.O. et al. 1997. Key priorities for the study of fragmented tropical ecosystems. En: Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.), *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*: 515-525. Univ. Chicago Press.
- Bolger, D.T., Alberts, A.C. y Soulé, M.E. 1991. Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subsets. *American Naturalist* 137: 155-166.
- Brown, J.H. y Lomolino, M. 1998. *Biogeography*. Second Edition. Sinauer.
- Chalfoun, A.D., Thompson III, F.R. y Ratnaswamy, M.F. 2002. Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology* 16: 306-318.
- Connor, E.F. y McCoy, E.D. 1979. The statistics and biology of the species-area relationships. *American Naturalist* 113: 791-833.
- Díaz, J.A., Pérez-Tris, J., Tellería, J.L., Carbonell, R. y Santos, T. 2005. Reproductive investment of a lacertid lizard in fragmented habitat. *Conservation Biology* 19: 1578-1585.
- Didham, R. K., Hammond, P. M., Lawton, J. H., Eggleton, P. y Stork, N. E. 1998. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs* 68: 295-323.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34: 487-515.
- Fazey, I., Fischer, J. y Lindenmayer, D.B. 2005. What do conservation biologists publish? *Biological Conservation* 124: 63-73.
- Fletcher, R.J. Jr., 2005. Multiple edge effects and their implications in fragmented landscapes. *Journal of Animal Ecology* 74: 342-352.
- Frankham, R., 1995. Conservation Genetics. *Annual Review of Genetics* 29: 305-327.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12: 321-334.
- Hanski, I. 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396: 41-49.
- Hansson, L., Fahrig, L. y Merriam, G. 1995 (eds.). *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall.
- Hedrick, P.W. 2001. Conservation genetics: where are we now? *Trends in Ecology and Evolution* 16: 629-636.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. y Settele, J.. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation* 13: 207-251.
- Janzen, D.H. 1983. No park is an island: increase in interference from outside as park size decreases. *Oikos* 41: 402-410.

- Janzen, D.H. 1986. The eternal external threat. En: M.E.Soulé (ed.), *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*: 286-303. Sinauer, Sunderland
- Laurance, W.F. 1991. Ecological correlates of extinction proneness in australian tropical rain forest mammals. *Conservation Biology* 5: 79–89.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Trends in Ecology and Evolution* 15: 134-135.
- Laurance, W.F. y Bierregaard, R.O. (eds.) 1997. *Tropical forest remnants. Ecology, management, and conservation of fragmented communities*. Univ. Chicago Press.
- Lens, L. y van Dongen, S. 1999. Evidence for organism-wide asymmetry in five bird species of a fragmented afrotropical forest. *Proceedings of the Royal Society of London B* 266: 1055-1060.
- Levins, R. 1970. Extinction. En : *Lectures on Mathematical Analysis of Biological Phenomena*: 75-107. Annals of New York Academy of Sciences Vol. 231.
- Lindenmayer, D.B., Fisher, J. y Cunningham, R.B. 2005. Native vegetation cover thresholds associated with species responses. *Biological Conservation* 124: 311-316.
- Lloyd, P., Martin, T.E., Redmond, R.L., Langner, U y Hart, M.M. 2005. Linking demographic effects of habitat fragmentation across landscapes to continental source-sink dynamics. *Ecological Applications* 15: 1504-1514.
- Loh, J. y Wackernagel, M. (eds.). 2004. *Informe Planeta Vivo 2004*. WWF, Gland.
- Luck, G.W. 2003. Differences in the reproductive success and survival of the rufous tree creeper (*Climacteris rufa*) between a fragmented and unfragmented landscape. *Biological Conservation* 109: 1-14.
- MacArthur, R.H. y Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, N.Jersey.
- McGarigal, K. y Cushman, S.A. 2002. Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications* 12: 335-345.
- Melbourne, B. A, Davies, K. F., Margules, C. R., Lindenmayer, D. B., Saunders, D. A., Wissel, C. y Henle, K. 2004. Species survival in fragmented landscapes: where to from here. *Biodiversity and Conservation* 13: 275-284.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- Patterson, B.D. y Atmar, W. 1986. Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of Linnean Society* 28: 65-82.
- Radford, J.Q., Bennett, A.F. y Cheers, G.J. 2005. Landscape-level-thresholds of habitat cover for woodland-dependent birds. *Biological Conservation* 124: 317-337.
- Reed, J.M. y Dobson, A.P. 1993. Behavioural constraints and conservation biology: conspecific attraction and recruitment. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 253-256.
- Ries, L., Fletcher, R. J., Battin, J. y Sisk, T. D. 2004. Ecological responses to habitat edges: Mechanisms, Models, and Variability Explained. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35: 491–522
- Santos, T. 2004. Aves y paisaje: respuesta de las comunidades de aves a la pérdida y fragmentación del hábitat. En: J.L.Tellería (ed), *La Ornitología hoy. Homenaje al profesor Francisco Bernis Madrazo*: 191-222. Editorial Complutense, Madrid.
- Santos, T. y Tellería, J.L. 1997. Vertebrate predation on Holm Oak, *Quercus ilex*, acorns in a fragmented habitat: effects as seedling recruitment. *Forest Ecology and Management* 98: 181-187.
- Santos, T. y Tellería, J.L. 1998. *Efectos de la fragmentación de los bosques sobre los vertebrados de las mesetas ibéricas*. MIMA, Madrid.

- Santos, T., Tellería, J.L. y Virgós, E. 1999. Dispersal of Spanish juniper *Juniperus thurifera* by birds and mammals in a fragmented landscape. *Ecography* 22: 193-204.
- Saunders, D.A., Hobbs, R.J. y Margules, C.R.. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: A review. *Conservation Biology* 5: 18-32
- Stephens, S. E., Koons, D.N., Rotella, J.J. y Willey, D.W. 2003. Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales. *Biological Conservation* 115: 101-110.
- Tallmon, D.A., Jules, E.S., Radke, N.J. y Mills, L.S. 2003. Of mice and men and trillium: cascading effects of forest fragmentation. *Ecological Applications* 13: 1193-1203.
- Tellería, J.L. y Santos, T. 1999. Distribution of birds in fragments of Mediterranean forests: the role of ecological densities. *Ecography* 22: 13-19.
- Tellería, J.L., Virgós, E., Carbonell, R., Pérez-Tris, J. y Santos, T. 2001. Behavioural responses to changing landscapes: flock structure and anti-predator strategies of tits wintering in fragmented forests. *Oikos* 95: 253-264
- Tomimatsu, H. y Ohara, M.. 2002. Effects of forest fragmentation on seed production of the understory herb *Trillium camschatcense*. *Conservation Biology* 16:1277-85.
- Tscharntke, T., Stefan-Dewenter, I., Kruess, A. y Thies, C. 2002. Contribution of small habitat fragments to conservation on insect communities of grassland-cropland landscapes. *Ecological Applications* 12: 354-363.
- Turner, I.M. 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33: 200-205.
- Van der Ree, R., Bennett, A.F. y Gilmore, D.C. 2003. Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 115: 241-249.
- Viveiros de Castro, E.B. y Fernandez, F.A.S. 2005. Determinants of differential extinction vulnerabilities of small mammals in Atlantic forest fragments in Brazil. *Biological Conservation* 119: 73-80
- Wilcove D.S.1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.

# Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa

M. Vilà<sup>1</sup>, S. Bacher<sup>2</sup>, P. Hulme<sup>3</sup>, M. Kenis<sup>4</sup>, M. Kobelt, W. Nentwig<sup>5</sup>, D. Sol<sup>6</sup>, W. Solarz<sup>7</sup>

(1) Centre De Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals and Unitat de Biologia animal, Biologia vegetal y Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra (Barcelona)

(2) Zoological Institute, University of Bern, Baltzerstr. 6, CH 3012 Berna (Suiza).

(3) NERC Centre for Ecology and Hydrology, Banchory, Kincardineshire (Escocia).

(4) CABI Bioscience Switzerland Centre, 1, Rue des Grillons, 2800 Delémont (Suiza)

(5) Zoological Institute, University of Bern, Baltzerstr. 6, CH 3012 Berna (Suiza).

(6) Centre De Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals and Unitat de Biologia animal, Biologia vegetal y Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona, 08193 Bellaterra (Barcelona)

(7) Institute of Nature Conservation, Polish Academy of Science, Mickiewicza 33. 31-120 Krakow (Polonia)

Los impactos ecológicos de las especies introducidas constituyen uno de los aspectos menos investigados de la ecología de las invasiones, especialmente en Europa. La mayor parte de los estudios realizados se han restringido a especies que tienen un impacto económico inmediato. Hemos revisado la literatura centrada en los efectos de plantas y animales vertebrados terrestres invasores sobre especies nativas y ecosistemas receptores en Europa. Las plantas invasoras pueden interferir con las especies nativas por competencia o mediante la producción de sustancias alelopáticas. A escala de comunidad, el impacto más estudiado ha sido la disminución de la biodiversidad y el desplazamiento local de alguna de ellas. Las plantas invasoras también pueden interferir con niveles tróficos superiores; tal es el caso de la competencia por polinizadores. A escala de ecosistema, las invasoras pueden modificar los ciclos de nutrientes (por ejemplo, especies fijadoras de N), la disponibilidad de agua, e incluso alterar los regímenes de perturbación. En el caso de la invasión por vertebrados, si la especie ocupa el mismo nicho ecológico que una especie nativa, una de las dos puede llegar a interferir con la otra. Normalmente, estas interferencias entre especies son causadas por competencia por el alimento u por otros recursos, depredación directa o transferencia de patógenos. Los vertebrados invasores también pueden provocar alteraciones considerables en la estructura de la vegetación y en la sucesión.

*Palabras clave:* competencia, depredación, diversidad, especies exóticas, introducción de especies, perturbación.

**Ecological impacts of terrestrial invasive plants and vertebrates in Europe.** The impact of introduced species is one of the least studied aspects of the ecology of biological invasions especially in Europe. Most studies have focussed on those species with an economic impact. We have reviewed the literature on the effects of invasive plant and terrestrial vertebrate species on native species and receptive ecosystems in Europe. Invasive plants can interfere by competition or allelopathy with native plants. At the community level, the most studied impact is that of a decrease of species diversity and the local displacement of some of them. Alien plants can also interfere at high trophic levels such as by competition for pollinators. At the ecosystem level they can change nutrient cycling (i.e. N fixing species), soil water availability and alter natural disturbance regimes. For invasive vertebrates, if they occupy the same ecological niche as a native species, one species may interfere with the other. Usually this happens by competition for food or other resources, via direct predation or transfer of pathogens. They can also considerably alter the vegetation structure and succession.

*Key words:* alien species, competition, predation, disturbance, diversity, species introduction.

## Introducción

La introducción de especies exóticas, y posterior invasión de espacios naturales, constituyen un problema de conservación que ha aumentado el interés de investigadores y de gestores del medio ambiente. La opinión pública también se está concienciando sobre esta problemática, a medida que van surgiendo casos de introducción deliberada o accidental, y se conocen los impactos que algunas especies ocasionan, sobre todo si éstos son económicos. Aún así, los impactos ecológicos de las especies invasoras suponen uno de los aspectos menos investigados de la ecología de las invasiones. La mayor parte de la investigación en este campo ha estado orientada a conocer los factores ecológicos, tanto intrínsecos

(atributos vitales), como extrínsecos, que determinan la invasión. Esta afirmación es especialmente cierta en Europa. Como observación general, podemos decir que los impactos ecológicos de las especies exóticas han sido menos estudiados en Europa que en otros continentes, particularmente Norte América y Oceanía (Levine *et al.*, 2003). Menos del 10% de los estudios sobre impactos de plantas invasoras se han realizado en Europa, mientras que alrededor del 60% provienen de América y más de un 20 % de Oceanía (**Tabla 1**). Esta discrepancia es válida para otros taxones, y parcialmente refleja una menor incidencia de especies invasoras en Europa. Durante mucho tiempo, las especies exóticas en Europa han preocupado únicamente debido al impacto económico que causaban.

**Tabla 1.** Origen de los estudios que han evaluado el impacto de las plantas invasoras en la estructura de la comunidad vegetal, la competencia con especies vegetales nativas y las interacciones con otros niveles tróficos (Datos obtenidos de Levine *et al.* 2003)

Impacto	África	América	Antártida	Asia	Europa	Oceanía
Comunidad	3	16	1	1	2	9
Competencia	0	14	0	1	1	5
Trófico	1	20	1	1	5	4

En este artículo revisamos los impactos ecológicos de especies invasoras vegetales y animales vertebrados terrestres en Europa. La revisión no es exhaustiva, pero nos hemos asegurado de exponer ejemplos de impactos a distintos niveles de complejidad ecológica, desde el nivel poblacional hasta el nivel de ecosistema, teniendo también en cuenta los impactos indirectos.

## Impactos de plantas invasoras en poblaciones y comunidades

Bastantes estudios han investigado los cambios en la estructura de las comunidades vegetales causados por la presencia de especies invasoras en diferentes partes del mundo. Sin embargo, muy pocos trabajos han examinado estos cambios en ecosistemas europeos (**Tabla 2, Fig. 1**).

**Tabla 2.** Especies representativas de plantas invasoras

Taxón	Impacto Ecológico	Referencia
<i>Acacia dealbata</i>	Alelopatía	Reigosa, et al., 1984
<i>Acer negundo</i>	Desplazamiento de plantas leñosas nativas del sotobosque	Sachse, 1992
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Desplazamiento de árboles nativos	Jones, 1945
<i>Impatiens glandulifera</i>	Desplazamiento de vegetación nativa de ribera	Hulme y Bremner, 2006
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Desplazamiento de vegetación nativa de ribera	Pysek y Pysek, 1995
<i>Fallopian japonica</i>	Desplazamiento de vegetación nativa de ribera	Beerling et al., 1994
<i>Ailanthus altissima</i>	Alteración del pH del suelo	Vilà et al., 2006
<i>Oxalis pes caprae</i>	Desplazamiento de plantas anuales nativas	Vilà et al., 2006
<i>Carpobrotus</i> spp.	Desplazamiento de plantas anuales nativas	Vilà et al., 2006

<i>Rhododendron ponticum</i>	Desplazamiento de plantas leñosas nativas del sotobosque	Cross, 1975
<i>Crassula helmsii</i>	Desplazamiento de plantas acuáticas nativas y reducción de la disponibilidad de luz para el bentos	Dawson y Warman, 1987
<i>Gunnera tinctoria</i>	Desplazamiento de vegetación nativa de ribera	Hickey y Osborne, 1998
<i>Rosa rugosa</i>	Desplazamiento de vegetación nativa de los sistemas dunares	Brunn, 2005
<i>Prunus serotina</i>	Desplazamiento de plantas leñosas nativas del sotobosque	Godefroid et al., 2005
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Desplazamiento de plantas leñosas nativas del sotobosque	Dzwonko y Loster, 1997
<i>Solidago altissima</i>	Desplazamiento de la vegetación nativa	Weber, 2000
<i>Spartina anglica</i>	Transformación de marismas	Goss-Custard y Moser 1988

**Figura 1.** Las nopaleras originarias de Centroamérica invaden distintos tipos de matorrales mediterráneos (Foto: F. Pugnaire).



En la mayor parte de los casos se han basado en comparaciones de la vegetación de zonas invadidas con la vegetación de zonas adyacentes no invadidas. Por ejemplo, en la República Checa, existe menor diversidad de especies en áreas invadidas por la Umbelífera *Heracleum mantegazzianum* que en áreas no invadidas (Pyšek y Pyšek, 1995). Es importante mencionar que esta pérdida de diversidad local de especies no se produce siempre, sino que a veces tan sólo afecta a algunas formas de vida. En las islas Mediterráneas, por ejemplo, se ha observado una disminución significativa de plantas anuales en comunidades invadidas por *Oxalis pes-caprae* y *Carpobrotus* spp., dos plantas invasoras procedentes de África del Sur. No obstante, los cambios en otras formas vitales fueron específicos de cada ecosistema (Vilà et al., 2006).

Como la mayoría de los estudios mencionados son observaciones, es decir, comparaciones entre parcelas invadidas y no invadidas, los mecanismos responsables de los impactos causados son difíciles de entender. Por ejemplo, en varias ocasiones se ha observado que las plantas invasoras suelen estar en áreas de baja riqueza de especies vegetales y esto ha sido utilizado para llegar a la conclusión de que estas especies reducen la biodiversidad. Sin embargo, tales observaciones no tienen porque ser asociaciones causa-efecto, sino que simplemente indican que aquellas áreas que son pobres en especies son más propicias a ser invadidas. Además, muy pocos estudios han investigado las causas reales de esta pérdida de biodiversidad, pudiendo ser importantes la competencia por los recursos, la excreción de sustancias alelopáticas o las alteraciones de los procesos del ecosistema, como el ciclo del nitrógeno.

Los experimentos en el campo sí pueden demostrar que la causa de un cambio ecológico es debido a la invasión. La respuesta de la vegetación nativa ante la eliminación experimental de una especie exótica puede ser un método bastante robusto de evaluar estos impactos. Hulme y Bremner (2006) eliminaron experimentalmente la planta invasora *Impatiens glandulifera* de en las orillas de arroyos de Gran Bretaña y compararon la respuesta de las comunidades de las que se había eliminado la planta con la de comunidades vecinas que seguían invadidas. La exclusión de esta planta redujo aproximadamente la diversidad de plantas en un tercio. Sin embargo, las especies que respondieron más bruscamente resultaron ser también plantas exóticas. En este caso, el mecanismo responsable de estos cambios en la diversidad fue la competencia por la luz, la cual tiene un marcado impacto en el reclutamiento de plántulas.

Este ejemplo pone de manifiesto la importancia de los diferentes enfoques experimentales a la hora de estudiar los mecanismos responsables de las invasiones biológicas. Otro posible enfoque de estudio de los impactos de las plantas invasoras consistiría en usar series de sustituciones para evaluar la habilidad competitiva de especies invasoras versus especies nativas. *Paspalum paspalodes*, una planta herbácea introducida y la nativa *Aeluropus litoralis* son abundantes en las marismas de la Camargue (Francia). A pesar de coexistir en muchas comunidades, ninguna de las dos aparece cuando la otra es dominante. Esta observación es usada a menudo para apoyar la idea de exclusión competitiva. No obstante, estudios experimentales han revelado que *Paspalum paspalodes* es un fuerte competidor en condiciones de baja salinidad del suelo, pero este patrón se invierte en condiciones de alta salinidad (Mesléard *et al.*, 1993). La conclusión, por lo tanto, es que la abundancia de la especie invasora no viene determinada por mecanismos de exclusión competitiva sino que está relacionada con la presencia de hábitats creados recientemente y muy artificiales.

Las plantas invasoras también pueden modificar la estructura de la comunidad en otros niveles tróficos. Sin embargo, muy pocos estudios han investigado el impacto de las plantas invasoras en la composición, diversidad y comportamiento de los consumidores y descomponedores. Petillon *et al.* (2005) han observado que la presencia de la hierba *Elymus althericus* en marismas salobres de Francia podía alterar la dinámica de poblaciones de arañas. Otros estudios han estudiado la actividad de los polinizadores en función de las diferencias de producción de néctar de especies vegetales nativas y exóticas. Por poner un ejemplo, se ha cuantificado que a lo largo del curso de un río, la planta procedente del Himalaya, *Impatiens glandulifera*, produce más néctar que la planta nativa *Stachys palustris*, y por tanto recibe más visitas de abejorro (Chittka y Schürkem, 2001). Del mismo modo, en las Islas Baleares, la hierba *Lotus cytisoides*, recibe menos visitas de polinizadores en comunidades invadidas por la planta surafricana *Carpobrotus* spp. que en comunidades no invadidas, pero el efecto es opuesto para *Cistus* spp. (Traveset y Moragues, 2004). Es de suponer que las plantas invasoras también pueden modificar las redes de polinizadores y otros organismos con los que establecen relaciones mutualistas, no obstante esto no se ha investigado.

En realidad, existen muy pocos estudios sobre el efecto de plantas invasoras en poblaciones de vertebrados. Un ejemplo sería la reducción del área disponible para la búsqueda de comida de las aves zancudas en áreas invadidas por *Spartina anglica* en estuarios del Reino Unido (Goss-Custard y Moser, 1988).

## Impactos de plantas invasoras en el funcionamiento de los ecosistemas

La mayor parte de estudios sobre el efecto de las plantas invasoras en el ciclo de los nutrientes han sido llevados a cabo fuera de Europa, principalmente en los Estados Unidos (Ehrenfeld, 2003, Levine *et al.*, 2003). Por tanto, no podemos asegurar que una especie exótica causante de un determinado impacto en un ecosistema o región de los EEUU genere el mismo efecto en ecosistemas o regiones europeas. Por ejemplo, se ha observado que coníferas como *Pseudotsuga menziesii* y *Pinus contorta* reducen la cantidad de N del suelo cuando invaden prados del noroeste de Norteamérica (Griffiths *et al.*, 2005). Sin embargo, no podemos saber si esto también ocurre en Europa, en aquellos lugares en los que estas especies han escapado de las plantaciones forestales. Quizás el caso que sí podemos extrapolar son los casos de especies invasoras fijadoras de N, tales como *Myrica faya* y *Acacia* spp. Los estudios muestran claramente que su acceso al N atmosférico conduce a un fuerte incremento de los niveles de N en el suelo en ecosistemas invadidos.

En Europa la mayoría de estudios se han centrado únicamente en evaluar diferencias en las propiedades del suelo entre parcelas invadidas y no invadidas, pero sin tener en cuenta la dinámica de los nutrientes. Estudios que tengan en cuenta esta dinámica son extremadamente necesarios a la hora de identificar medidas de gestión adecuadas para la restauración de

ecosistemas invadidos. Vanderhoeven *et al.*, (2005) analizó los impactos de diversas plantas invasoras en las propiedades químicas del suelo. En ocho parcelas invadidas por cinco especies invasoras (*Fallopia japonica*, *Heracleum mantegazzianum*, *Solidago gigantea*, *Prunus serotina* y *Rosa rugosa*), la composición mineral del suelo fue analizada y se comparó con la de lugares no invadidos adyacentes. En general, los nutrientes esenciales de intercambio aumentaron sus concentraciones, concretamente K y Mn (32% y 34% de incremento, respectivamente). No obstante, existe una gran idiosincrasia en los efectos sobre la química del suelo. Por ejemplo, en la cuenca mediterránea la relación C/N del suelo en áreas invadidas por *Carpobrotus* spp., *Oxalis pes-caprae* y *Ailanthus altissima* puede aumentar, disminuir o no verse alterada según la isla de estudio (Vilà *et al.*, en prensa).

Otro posible impacto de las plantas invasoras es la alteración del ciclo hidrológico, lo cual puede provocar cambios en la tasa y en el régimen de evapotranspiración, e incluso puede producir escorrentías debido a diferencias en las tasas de transpiración, fenología, biomasa de tejido fotosintético o profundidad de las raíces entre especies invasoras y nativas (Levine *et al.*, 2003). Estos impactos no han sido estudiados en Europa, a pesar de que pudieran llegar a ser bastante importantes, sobre todo cuando la planta invasora tiene una forma vital diferente a la de las plantas nativas.

Finalmente, las plantas invasoras también pueden alterar los regímenes de perturbación. Por ejemplo, cuando gramíneas introducidas invaden ciertas localidades, previamente dominadas por especies leñosas, crean una capa continua de combustible, aumentándose así la frecuencia de incendios. Si la planta invasora introducida es muy productiva y sus tejidos vegetales muy inflamables, puede incluso incrementar la intensidad del fuego. Ciertas plantas poseen tejidos más inflamables que las especies nativas debido a relaciones elevadas de área/volumen, mayor contenido de componentes secundarios o menores tasas de descomposición. Todo esto genera un incremento de combustible que hace que los lugares invadidos sean más propicios a los incendios. En garrigas dominadas por *Ampelodesmos mauritanica* se ha modelado que las llamas serían más altas, se alcanzarían temperaturas más altas y habría una mayor liberación de calor que si estuvieran dominadas por arbustos mediterráneos. Esto es debido a que *A. mauritanica* mantiene una proporción elevada de necromasa (hojas secas) en pie y tiene una baja tasa de descomposición, lo que contribuye a la creación de una capa muy gruesa de hojarasca en sistemas invadidos (Grigulis *et al.*, 2005).

## Impactos de vertebrados invasores en poblaciones y comunidades

Cuando una especie exótica ocupa el mismo nicho ecológico que una especie nativa, una de las dos puede llegar a interferir con la otra. Normalmente, estas interferencias entre especies son causadas por competencia por el alimento u otros recursos, depredación directa o transferencia de patógenos. El resultado puede ser el desplazamiento de una de las especies por la otra, lo que conlleva la pérdida de biodiversidad (**Tabla 3**).

**Tabla 3.** Especies representativas de vertebrados terrestres exóticos invasores presentes en Europa con un conocido o fuertemente sospechado impacto en especies nativas

(Sub)especies exóticas	(Sub)especies nativas	Causa del declive	Referencia
<i>Cervus nippon</i>	<i>Bison bonasus</i>	Vector de parásito	Drozd, 2003
<i>Castor canadensis</i>	<i>Castor fiber</i>	Sustitución	Härkönen, 1999
<i>Mustela vison</i>	<i>Mustela lutreola</i>	Sustitución	Rozhnov, 1993
<i>Mustela vison</i>	<i>Mustela lutreola</i>	Vector de patógeno	Oxenham, 1990
<i>Mustela vison</i>	<i>Mustela putorius</i>	Vector de patógeno	Oxenham, 1990
<i>Rana catesbeiana</i>	<i>Rana esculenta</i>	Depredación	Werner <i>et al.</i> , 1995
<i>Sciurus carolinensis</i>	<i>Sciurus vulgaris</i>	Reposición o sustitución	Bertolino y Genovesi, 2003
<i>Tamias sibiricus</i>	<i>Sciurus vulgaris</i>	Competencia	Chapuis, 2003

Como ejemplo tenemos al castor canadiense (*Castor canadensis*), que puede desplazar al castor europeo (*Castor fiber*) porque es mucho más agresivo. Lo mismo ocurre con dos especies de ardillas en Gran Bretaña; la ardilla roja (*Sciurus vulgaris*) ha sido totalmente desplazada por la ardilla gris (*Sciurus carolinensis*), excepto en unos pocos bosques de coníferas. Esto también está ocurriendo en Italia (Bertolino y Genovesi, 2003) donde las poblaciones de ardillas grises (*Sciurus carolinensis*) se han dispersado ampliamente por el país después de su liberación en localidades puntuales. Si la ardilla gris continúa en expansión, puede acabar desplazando a la ardilla roja en la mayor parte de su área de distribución. Además, la ardilla gris tiene el potencial de transmitir enfermedades a la ardilla roja como, por ejemplo, el parapoxvirus, que provoca una enfermedad que para la ardilla roja es letal (Tompkins *et al.*, 2003). De hecho, la transmisión de este patógeno es probablemente el principal motivo por el cual se produce la sustitución de una especie por la otra. De forma similar, la ardilla terrestre de Siberia (*Tamias sibiricus*), que fue liberada en diversos lugares de Europa, desde Holanda hasta Italia, compite exitosamente con varias aves granívoras y con la ardilla roja por los recursos alimenticios. Su gran éxito viene determinado por su mayor densidad de población y por su gran habilidad para almacenar comida.

Otro ejemplo lo tenemos con el ganso de Canadá (*Branta canadensis*), que ha sido introducido reiteradamente con el afán de “enriquecer” la avifauna europea, convirtiéndola, en muchas regiones, en la ave invasora más exitosa de Europa. Esta especie compite con éxito por el espacio con otras aves acuáticas nativas, y esto ha permitido que el rango y el tamaño de sus poblaciones hayan aumentado rápidamente. El pato Mandarín, *Aix galericulata*, que procedente del este de Asia, fue introducido en Europa como ave ornamental en exhibiciones de aves acuáticas. A lo largo del siglo XX, estas aves escaparon de los parques donde habían sido introducidas y formaron grandes poblaciones, sobretodo en el Reino Unido, Holanda y Alemania. Normalmente, este pato anida en cavidades de árboles cercanas al agua. El problema es que estas cavidades suelen ser bastante escasas y esto genera una gran competencia entre aves con el mismo tipo de nidificación. Por ejemplo, compite con el ave nativa porrón osculado (*Bucephala clangula*) (Davies, 1988).

Dentro de los reptiles, la tortuga de Florida o galápago americano (*Trachemys scripta*) y otras tortugas exóticas compiten por el alimento y por lugares soleados con el galápago europeo *Emys orbicularis*, que suele ser muy escasa. El galápago americano y otras especies de tortugas acuáticas son liberados constantemente y en grandes cantidades en aguas europeas. Aunque no pueden reproducirse en la mayoría de zonas de Europa, probablemente debido a restricciones de temperatura, tienen una vida muy larga, y al ser depredadoras generalistas tienen un gran impacto sobre la biodiversidad nativa (Cadi y Joly, 2003).

## Impactos de vertebrados invasores en el funcionamiento de los ecosistemas

Se ha observado que algunas especies exóticas, que ocupan nichos vacíos en Europa, provocan alteraciones considerables de la estructura y sucesión vegetal (**Fig. 2**). Por ejemplo, el coipú *Myocastor coypus* ha causado extinciones locales de plantas acuáticas debido al sobrepastoreo, mientras que la rata almizclera *Ondatra zibethicus* ha originado fuertes cambios en las orillas de lagos y ríos, teniendo un impacto muy destructivo en comunidades de plantas acuáticas debido al pastoreo.



**Figura 2.** La cotorra de pecho gris invade zonas urbanas y periurbanas, y se alimenta de varias plantas exóticas (Foto: D. Sol).

En el caso que una especie exótica reemplace a una europea, es decir que ocupe su mismo nicho ecológico, la alteración de la estructura del hábitat es menos obvia. Ha habido mucha controversia sobre si la especie exótica ciervo sika (*Cervus nipon*) ejerce una influencia diferente sobre la vegetación que el ciervo rojo (*Cervus elaphus*). Asimismo, se ha comprobado que las cabras salvajes o domesticadas *Capra aegagrus hircus* influyen sus hábitats, sobre todo en las islas mediterráneas, de una forma muy similar a como lo hacían sus congéneres nativos, a los que reemplazaron. Siendo así, el castor de Canadá (*Castor canadensis*) no supondría un riesgo específico para la naturaleza, porque modifica su hábitat de la misma forma que el castor europeo *C. fiber*.

Algunos depredadores exóticos provocan grandes impactos en la cadena trófica y en la biodiversidad de las comunidades que invaden. Por ejemplo, el mapache *Procyon lotor* es un omnívoro que almacena productos alimenticios, principalmente material vegetal, invertebrados y vertebrados (Lutz, 1980). A pesar de tener un claro efecto sobre la biodiversidad local (especialmente en aves nidificantes), la magnitud de este impacto ha sido muy discutida por diferentes expertos. En zonas donde los mapaches se alimentan principalmente de un solo tipo de presa, como por ejemplo cangrejos, almejas o insectos, se han detectado impactos considerables en la composición de la comunidad. En el caso del perro mapache (*Nyctereutes procyonoides*) la situación es muy parecida. Al ser un depredador omnívoro, no daña seriamente a ciertas especies, pero los impactos globales en anfibios, por ejemplo, son notables. Muchos de los anfibios que constituyen la mitad de la dieta de los perros mapache se encuentran en peligro de extinción en Europa Central (Barbu, 1972; Kauhala, 1996). Los impactos producidos por depredadores exóticos en aves han sido sobreestimados en varias ocasiones. Estudios de erradicación de depredadores en Finlandia indicaron que éstos eran menos dañinos para aves de caza que lo que se sospechaba inicialmente (Opermanis *et al.*, 2001; Kauhala, 2004). Los mapaches y perros mapache posiblemente ejercen competencia sobre dos depredadores nativos, el tejón (*Meles meles*) y el zorro (*Vulpes vulpes*), pero hasta la fecha no hay datos que apoyen esta suposición.

El visón americano (*Mustela vison*) provoca grandes daños en otros animales, reduciendo las poblaciones de mamíferos acuáticos y aves, como, por ejemplo, lagomorfos, topillos y varias especies de aves acuáticas. En un experimento realizado en Suecia, el visón fue eliminado de algunas islas durante varios años. En comparación con las islas control, la densidad reproductiva de la mayoría de especies de aves acuáticas aumentó como respuesta a la extracción del visón, mientras que las aves acuáticas grandes no fueron afectadas. Se comprobó, así, que la presencia del visón americano reducía localmente la diversidad de la comunidad de aves (Nordström *et al.*, 2002).

La rana toro (*Rana catesbeiana*) tiene un gran tamaño, una alta movilidad, hábitos alimenticios generalistas y una inmensa capacidad reproductiva. Todas estas características la convierten en una especie invasora extremadamente exitosa, suponiendo una gran amenaza para la biodiversidad. Las presas de las ranas toro son muy variadas, incluyendo especies de ranas nativas, tortugas, serpientes y aves acuáticas. En Alemania, mediante el análisis del estómago de varias ranas toro se pudo comprobar que la rana verde nativa (*R. esculenta*) está sustancialmente amenazada, así como también otras especies de ranas (Werner *et al.*, 1995). Por tanto, la rana toro es considerada la mayor responsable de la pérdida de varias especies nativas, que no pueden competir con esta gran rana. Asimismo, al contrario de lo que pasa con otras especies, los renacuajos de la rana toro americana no son depredados por peces, lo cual supone una ayuda adicional para las poblaciones de esta especie.

Aparte de los depredadores generales que hemos mencionado, también existen varias especies de roedores que provocan grandes cambios en la biodiversidad. La rata almizclera *Ondatra zibethicus* se alimenta de invertebrados, ante todo cangrejos de río y moluscos. La depredación de mejillones nativos (Fam. Unionidae) genera fuertes impactos, que regularmente acaban con extinciones locales. (Wolk 1979; Jokela y Mutikainen, 1995). Igualmente, el coipú (*Myocastor coypus*) reduce el hábitat necesario para la reproducción de varias aves acuáticas y destruye las huevas de los peces. La destrucción de nidos y depredación de huevos y/o juveniles ha sido observada en varias especies de aves.

## Patógenos, parásitos y riesgos económicos

Todos los animales transportan una gran cantidad de patógenos y parásitos. De esta manera, las especies exóticas pueden comportarse como reservas de parásitos y patógenos de humanos o de animales domésticos, y pueden transferirlos a otras especies susceptibles.

Los mapaches (*Procyon lotor*) son portadores de enfermedades infecciosas como la rabia, el moquillo, el parvovirus felino y canino, adenovirus canino y la enfermedad de Aujeszky, también conocida como pseudorabia (Gey, 1998; Riley *et al.*, 1998). Además, también actúan como huéspedes de varios parásitos que provocan enfermedades como la trypanosomiasis, la coccidiosis, y la toxoplasmosis. La mayoría de poblaciones de animales en Europa están infectadas por la lombriz intestinal del mapache, *Baylisascaris procyonis*. En Europa, el primer caso de infección en humanos por este parásito se produjo en 1991, a partir de un mapache doméstico. Esta lombriz intestinal causa encefalitis severa, o incluso fatal, en una gran variedad de aves y mamíferos, incluido el hombre. Los humanos se pueden infectar a través de la ingestión de partículas de suelo u

otros materiales contaminados con las heces de mapaches portadores de huevos. Particularmente, los niños son el grupo con mayor riesgo de infección.

El ciervo sika *Cervus nipon* transmitió un nemátodo chupador de sangre asiático (*Asworthius sidemi*) a Europa del Este y, probablemente, a otras partes de Europa (e.g. Francia). Este nemátodo llegó a afectar al 100% de las poblaciones polacas de visón Europeo (*Bison bonasus*), una especie amenazada globalmente, y de corzo (*Capreolus capreolus*) y ciervo rojo (*Cervus elaphus*). El ganado vacuno y ovino también es susceptible de ser infectado por este parásito (Drozd et al., 2003).

El perro mapache (*Nyctereutes procyonoides*) juega un papel importante como vector de enfermedades y parásitos como la rabia, la triquina (*Trichinella* spp.), y la hidatidosis (*Echinococcus multilocularis*), que afectan a humanos y a otros depredadores. El visón americano (*Mustela vison*) ha transmitido la enfermedad Aleutiana al visón europeo (*Mustela lutreola*), al hurón domesticado (*Mustela putorius furo*), y a otros mustélidos salvajes. Mientras que el visón americano parece estar adaptado a esta enfermedad, los otros mustélidos son susceptibles a ella (Oxenham, 1990).

La paloma *Columba livia domestica* lleva consigo patógenos y parásitos como paramyxovirus, *Chlamydochloa psittaci*, *Salmonella* spp., *Trichomonas gallinae*, *Eimeria* spp., *Capillaria* spp., y *Ascaridia columbae*. Algunos de ellos también afectan a humanos (por ejemplo, provocando la psitacosis), y a pájaros domésticos (Dove et al., 2004). Por último, la rana toro transmite vectores de enfermedades a otros anfibios (Daszak et al., 1999).

Hay dos grandes roedores que han provocado elevados costes económicos. En primer lugar, la rata almizclera *Ondatra zibethicus*, debido a su actividad excavadora, ocasiona grandes daños en canales, diques y acequias provocando daños significativos en las infraestructuras de defensas contra inundaciones. Solamente en Alemania, estos costes han sido estimados en 12 millones de euros anuales (Reinhardt et al., 2003). En segundo lugar, el coipu (*Myocastor coypus*), que se encuentra principalmente en el sur de Europa, degrada las orillas de ríos, afecta los flujos de agua (acelerando la colmatación del lecho del río), amenaza los recursos hídricos y desbarata diversas estructuras, como los sistemas de desagüe, aumentando el riesgo de inundaciones. En el año 2000, los costes de reparación de los daños sufridos en orillas de río fueron estimados, sólo en Italia, en 1,5 millones de euros.

Siempre que las especies exóticas se convierten en plagas en asentamientos humanos o contaminan el ambiente con sus heces, causan problemas higiénicos. En áreas urbanas, el mapache (*Procyon lotor*) puede crear molestias a la gente, porque entra en las casas, acumula comida que encuentra en las basuras y puede llegar a ser muy abundante en vertederos. La paloma (*Columba livia domestica*) puede alterar con sus heces el color de edificios antiguos y monumentos, destruyendo también sus superficies. De la misma manera, el ganso de Canadá (*Branta canadensis*) deposita sus heces, degradando parques y campos de golf.

Los perjuicios económicos causados por herbívoros también han sido analizados, aunque normalmente estos análisis han sido descriptivos, y raramente cuantitativos. El conejo (*Oryctolagus cuniculus*) es conocido por ser una plaga para la agricultura. Las pérdidas económicas que provoca en campos de cereales en las islas Británicas han sido estimadas en 40 millones de libras esterlinas anuales (Pimentel, 2002). El coipu (*Myocastor coypus*) y la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*), afectan los cultivos y reducen las cosechas. El mapache (*Procyon lotor*) puede convertirse en una gran molestia para los granjeros porque se come las aves de corral y causa daños en los cultivos (sobretudo en los cultivos de maíz). La ardilla gris (*Sciurus carolinensis*) causa daños en las plantaciones forestales británicas porque arranca la corteza, dañando el árbol. Finalmente, la ardilla listada (*Tamias sibiricus*) puede destruir hasta la mitad de la producción de frutos secos del bosque, causando daños en los cultivos de grano, jardines y huertos (Long, 2003).

## Conclusiones

Las conclusiones principales de la presente revisión son:

1. En general, hemos visto que existen, en proporción, más impactos ecológicos en islas que en continentes y, por tanto, podemos deducir que las islas europeas llevan asociados mayores riesgos. Se necesita más investigación sobre el porqué las islas tienen diferente susceptibilidad a las invasiones biológicas que las regiones continentales más cercanas.
2. El conjunto de estudios analizado está fuertemente sesgado: la mayor parte de ellos se centran en especies y hábitats considerados "importantes", tanto para la opinión pública como para los investigadores. Por ejemplo, de entre los vertebrados terrestres, los mamíferos y las aves han sido mucho más estudiados que los anfibios y reptiles.
3. Salvo excepciones, se desconoce si los impactos asociados a las especies exóticas son causados por la abundancia de una determinada especie (es decir si dependen de la densidad), o están asociados a características específicas de sus rasgos de vida. Además, las razones por las cuales algunos ecosistemas se ven más afectados por especies invasoras que otros son aún desconocidas. La invasibilidad de los ecosistemas ha sido bastante estudiada, y existen evidencias crecientes de que está asociada con la presión de propágulos, las perturbaciones, la falta de resistencia

biótica y la disponibilidad de recursos. Por el contrario, el marco teórico de los impactos que las invasiones biológicas generan en ecosistemas está mucho menos desarrollado. Sin embargo, esta información es necesaria a la hora de predecir si los impactos de las especies invasoras son dependientes del contexto, y a la hora de poder clasificar los impactos.

4. La mayor parte de los estudios existentes se basan en observaciones. En el caso de las plantas, sería necesario realizar más experimentos y comparar entre especies invasoras que causan algún tipo de daño y otras que no causan ningún impacto. También serían interesantes manipulaciones experimentales, tanto de especies invasoras como de especies nativas o del flujo de recursos, ya que pueden ser particularmente efectivas para mejorar las predicciones sobre qué especies pueden causar mayores impactos.
5. Por razones éticas y logísticas el estudio de los impactos de los vertebrados se basará en análisis comparativos y no en experimentos, a menos que se puedan hacer seguimientos una vez se ha controlado o erradicado la especie invasora.

## Agradecimientos

Texto basado en el documento: D.2.3.1. *Review of current knowledge of genetic, population and ecosystem hazards arising from invasions* del Proyecto Europeo del VI Programa Marco ALARM (Assessing large-scale risks with tested methods).

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto europeo del VI Programa Marco ALARM (Nº de contrato 506675) y el Proyecto del Ministerio de Ciencia y Tecnología RINVE. Agradecemos a J. Andreu la traducción del documento original.

## Referencias

- Barbu, P. 1972 Beiträge zum Studium des Marderhundes, *Nyctereutes procyonoides ussuriensis* Matschie, 1907, aus dem Donaudelta. *Säugetierkundliche Mitteilungen* 20: 375-405.
- Bertolino, S. y Genovesi, P. 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in , and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) in Eurasia. *Biological Conservation* 109: 351-358.
- Bruun, H.H. 2005 Biological Flora of the British Isles: *Rosa rugosa* Thunb. ex Murray. *Journal of Ecology* 93: 441-470.
- Cady, A. y Joly, P. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation* 13: 2511-2518.
- Chapuis, J.L. 2003. La tamia de Sibérie: *Tamias sibiricus* (Laxmann, 1769) In: Pascal M, Lorvelec O, Vigne J-D , Keith P, Clergeau P (eds) *Évolution Holocène de la Faune de Vertébrés de France : Invasions et Disparitions*, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Muséum Nacional d'Histoire Naturelle. Rapport au Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, , pp. 312-313.
- Cross, J.R. 1975. Biological flora of the British Isles. *Rhododendron ponticum* L. *J. Ecol.* 63:345-364.
- Daszak, P., Berger, L., Cunningham, A.A., Hyatt, A.D., Earl Green, D., Speare, R. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. *Emerging Infectious Diseases* 5: 735-748.
- Davies, A. 1988. The distribution and status of the Mandarin duck *Aix galericulata* in . *Bird Study* 35: 203-208.
- Dawson, F.H. and Warman E.A. 1987. *Crassula helmsii* (T.Kirk) Cockayne; is it an aggressive alien aquatic plant in ? *Environmental Conservation* 42: 247-272.
- Dove, A., Zorman-Rojs, O., Vergles Rataj, A., Bole-Hribovsek, Krape, U., Dobeic, M. 2004. Health status of free-living pigeons (*Columba livia domestica*) in the city of Ljubljana. *Acta Veterinaria Hungarica* 52: 219-216.
- Drozdz, J., Demiaszkiewicz, A.W., Lachowicz, J. 2003. Expansion of the Asiatic parasite *Ashworthius sidemi* (Nematoda, Trichostrongylidae) in wild ruminants in Polish territory. *Parasitology Research* 89: 94-97.
- Dzwonko, Z., Loster, S. 1997. Effects of dominant trees and anthropogenic disturbances on species richness and floristic composition of secondary communities in southern . *Journal of Applied Ecology* 34: 861-870.
- Ehrenfeld, J.G. 2003. Effect of exotic plant invasions on soil nutrient cycling processes. *Ecosystems* 6: 503-523.

- Gey A.B. 1998. Endoparasite Fauna of the Raccoon (Procyon lotor) in Hesse, . Dissertation thesis, University of Giessen, , 203 pp.
- Godefroid, S., Phartyal, S.S., Weyembergh, G., Koedam, N. 2005. Ecological factors controlling the abundance of non-native invasive black cherry (Prunus serotina) in deciduous forest understory in . *Forest Ecology and Management* 210: 91-105.
- Goss-Custard, J.D., Moser, M.E. 1988. Rates of change in the numbers of dunlin, *Calidris alpina*, wintering in British estuaries in relation to the spread of Spartina anglica. *Journal of Applied Ecology* 25, 95-109.
- Grigulis, K., Lavorel, S., Davies, I.D., Dossantos, A., Lloret, F., Vilà, M. 2005. Landscape positive feedbacks between fire and expansion of a tussock grass in Mediterranean shrublands. *Global Change Biology* 11: 1042-1053.
- Härkönen, S. 1999. Forest damage caused by the Canadian beaver (Castor canadensis) in South Sava, Finland. *Silva Fennica* 33: 247-259.
- Hickey, B., Osborne, B. 1998. Effect of Gunnera tinctoria (Molina) Mirbel on semi-natural grassland habitats in the west of . In *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. (eds Starfinger, U., Edwards, K., Kowarik, I., Williamson, M. (eds) . Backhuys Publishers, pp. 195–208. Leiden
- Hulme, P.E., Bremner, E.T. 2006. Assessing the impact of Impatiens glandulifera on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43: 43-50.
- Jokela, J., Mutikainen, P. 1995. Effect of size-dependant muskrat (Ondatra zibethica) predation on the spatial distribution of a freshwater clam, Anodonta piscinalis Nilsson (Unionidae, Bivalvia). *Canadian Journal of Zoology* 73: 1085-1094.
- Jones, E.W. 1945. Biological Flora of the British Isles: Acer pseudoplatanus L. *Journal of Ecology*: 32 220-237.
- Kauhala, K. 1996. Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe. *Wildlife Biology* 2: 197-204.
- Kauhala, K. 2004. Removal of medium-sized predators and the breeding success of ducks in . *Folia Zool* 53: 367-378.
- Levine, J.M., Vilà, M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis, K., Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impact of exotic plant invasions. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Serie B* 270: 775-781.
- Long, J.L. 2003. *Introduced Mammals of the World. Their History, Distribution and Influence*. CABI, Wallingford, UK, 589 pp.
- Lutz, W. 1980. Teilergebnisse der Nahrungsanalysen am Waschbären (Procyon lotor L.) in Nordhessen. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 26: 61-66.
- Mesléard, F., Ham, L.T., Boy, V., van Wijck, C., Grillas, P. 1993. Competition between an introduced and an indigenous species: the case of Paspalum paspaloides (Michx) Scribner and Aeluropus littoralis (Gouan) in the Camargue (southern France). *Oecologia* 94 : 204-209.
- Nordström, M., Högmänder, J., Nummelin, J., Laine, J., Laanetu, N., Korpimäki, E. 2002. Variable responses of waterfowl breeding populations to long-term removal of introduced American mink. *Ecography* 25: 385–394.
- Oopermanis, O., Mednis, A., Bauga, I. 2001. Duck nests and predators: interaction, Specialisation and possible management. *Wildlife Biology* 7: 87-96.
- Oxenham, M. 1990. Aleutian disease in the ferret. *Veterinary Records* 126: 585.
- Petillon, J., Ysnel, F., Canard, A., Lefeuvre, J.C. 2005. Impact of an invasive plant (Elymus athericus) on the conservation value of tidal salt marshes in western and implications for management: Responses of spider populations. *Biological Conservation* 126: 103-117.
- Pimentel, D. 2002. *Biological Invasions. Economics and Environmental Costs of Alien Plant, Animal, and Microbe Species*. CRC Press, Boca Raton, ..

- Pimentel, D., Zuniga, R., Morrison, D. 2005. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the . *Ecological Economics* 52: 273-288.
- Pyšek, P., Pyšek, A. 1995. Invasion by Heracleum mategazzianum in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* 6: 711-718.
- Pyšek, P., Sádlo, J., Mandák, B. 2002. Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* 74: 97–186.
- Reigosa, M.J., Casal, J.F., Carballeira, A. 1984. Efectos alelopáticos de Acacia dealbata Link durante su floración. *Studia Oecologica* 5: 135-150.
- Reinhardt, F., Herle, M., Bastiansen, F., Streit, B. 2003. Economic Impact of the Spread of Alien Species in . Federal Environmental Agency of Germany, 190 pp.
- Riley, S.D., Hadidian, J., Manski, D.A. 1998. Population density, survival, and rabies in racoons in an urban national park. *Canadian Journal of Zoology* 76: 1153-1164.
- Rozhnov, V.V. 1993. Extinction of the European mink: Ecological catastrophe or a natural process? *Lutreoloa* 1: 10-16.
- Sachse, U. 1992. Invasion patterns of boxelder on sites with different levels of disturbance. *Verhandlungen der Gesellschaft Oekologie* 21: 103-111.
- Tompkins, D.M., White, A., Boots, M. 2003. Ecological replacement of native red squirrels by invasive greys driven by disease. *Ecology Letters* 6: 189-196.
- Traveset, A., Moragues, E. 2004. Effect of Carpobrotus spp. on the pollination success of native plant species of the Balearic Islands. *Biological Conservation* 122: 611-619.
- Vanderhoeven, S., Dassonville, N., Meerts, P. 2005. Increased topsoil mineral nutrient concentrations under exotic invasive plants in . *Plant and Soil* 275: 169-179.
- Vilà, M., Tessier, M., Suehs, C.M., Brundu, G., Carta, L., Galanidis, A., Lambdon, P., Manca, M., Médail, F., Moragues, E., Traveset, A., Troumbis, A.Y., Hulme, P.E. 2006. Local and regional assessment of the impacts of plant invaders on vegetation structure and soil properties of Mediterranean islands. *Journal of Biogeography* (en prensa).
- Weber, E. 2000. Biological flora of Central Europe: Solidago altissima L. *Flora* 195: 123–134.
- Werner, E.E., Wellborn, G.A., McPeck, M.A. 1995. Diet composition in postmetamorphic bullfrogs and green frogs: Implications for interspecific predation and competition. *Journal of Herpetology* 29: 600-607.
- Wolk, K. 1979. Malze (Bivalvia) pozywieniem pizmarka (Ondatra zibethica L.) w Puszczy Augustowskiej na jeziorze Wigry. *Przegląd Zoologiczny* 23: 248-250.

# La diversidad en las especies forestales: un cambio de escala. El ejemplo del alcornoque

U. López de Heredia, L. Gil

Unidad de Anatomía, fisiología y genética vegetal. Dpto. Silvopascicultura. ETSI Montes (UPM). Ciudad Universitaria s/n 28040. Madrid, España.

Una asignatura pendiente de las estrategias de conservación de la biodiversidad radica en las especies arbóreas de amplia distribución. Frente al mantenimiento de la diversidad interespecífica que se aplica a los taxones herbáceos/arbustivos, las especies arbóreas fundamentan su capacidad de cambio en la diversidad intraespecífica. El alcornoque es un ejemplo de especie longeva, de amplia distribución cuya conservación como tal no está en principio amenazada. No obstante, las diferentes estaciones en las que habita, la historia de sus poblaciones y el desconocimiento de su ecología, hacen que estas amenazas sean más crípticas y hayan permitido su extinción local o regional. Las estrategias de conservación de la especie deben priorizar el mantenimiento de su diversidad intraespecífica y de los procesos que la generan, como la introgresión con otras especies de *Quercus*.

*Palabras clave:* *Quercus suber*, diversidad intraespecífica, hibridación, conservación

**Diversity in forest tree species: a change in the scale. The case study of cork oak.** The strategies for conservation of biodiversity have a major lack in widespread tree species. While the rule in herbaceous/shrublike taxa is ensure the maintenance of interspecific diversity, the changing ability of tree species relies on intraspecific diversity. Cork oak is an example of long-lived, widespread species not considered as threatened. However, cork oak inhabits several sites, with different population histories and ecological constraints frequently unknown. Thus, menaces are more cryptic, allowing cork oak's regional or local extinction. Conservation strategies should focus in maintaining cork oak's intraspecific diversity and the processes that generate it, as it is the introgression with other *Quercus* species.

*Key words:* *Quercus suber*, intraspecific diversity, hybridisation, conservation

## Introducción

Las especies arbóreas son los vegetales que han alcanzado un mayor grado de control sobre el ambiente y tienen un papel predominante en la parte terrestre de la biosfera, siendo la base sobre la que se sustentan el resto de componentes de los ecosistemas forestales (Terradas, 2001). En las zonas templadas del planeta, la mayor parte de las especies forestales arbóreas se caracterizan por tener amplios rangos de distribución, ser alógamas, anemófilas, longevas y por formar bosques con baja diversidad específica. A pesar de que estas características les dotan de una cierta resiliencia, el efecto de perturbaciones de origen antrópico y recurrente (por ej. fuego seguido de pastoreo) suponen la fragmentación de las masas y ponen en peligro la capacidad de cambio adaptativo y el mantenimiento a escala local de estas especies. Las especies arbustivas o de matorral aprovechan perturbaciones en los bosques para presentar una mayor diversidad específica, a la que se le da una gran importancia frente a la diversidad intraespecífica propia de las especies arbóreas.

A pesar de que la continuidad de la mayoría de especies forestales no se considera amenazada al estar ampliamente distribuidas, las especies arbóreas ven amenazado su futuro en muchas localidades, con la consiguiente reducción de su variabilidad intraespecífica. Frecuentemente se ha prestado mayor atención a los rangos principales de distribución de las especies (por ej. Centroeuropa) que a las zonas marginales del sur (Mediterráneo), donde su valor de conservación permanece infravalorado (Hampe y Petit, 2005). Las áreas marginales en el sur de Europa son consideradas reservorios de diversidad genética intraespecífica (Petit *et al.*, 2005) y es necesario el desarrollo de estrategias de conservación activa de los recursos fitogenéticos, más aun cuando los efectos del cambio climático se prevén más acusados en la cuenca mediterránea (IPCC,

2001). Hay que destacar que las especies arbóreas no ocupan ahora los terrenos óptimos para su desarrollo, ya que éstos han sido roturados para su cultivo en la mayor parte de los casos, relegando a los árboles a zonas escarpadas o con escasa profundidad de suelo.

En general, las especies arbóreas de amplia distribución no se contemplan en la definición de estrategias de conservación, existiendo un sesgo a favor de las especies de fauna o de taxones herbáceos/arbustivos endémicos. En una búsqueda realizada en dos de las revistas internacionales más relevantes en el ámbito de la conservación de la biodiversidad, *Biological Conservation* y *Conservation Biology*, el porcentaje de artículos que incluyen las palabras “bosque” (forest), “leñoso” (woody) o alguno de los géneros de mayor distribución peninsular (*Quercus*, *Pinus*, *Ulmus*, *Populus*, *Fagus*, *Acer*, *Fraxinus*, *Olea*, etc.) en el título o en las palabras clave no superan el 4 % del total de artículos publicados, en el mejor de los casos.

Un ejemplo de especie arbórea de amplia distribución en los ecosistemas mediterráneos es el alcornoque (*Quercus suber* L.). Dado que forma poblaciones extensas en un amplio rango de distribución, el alcornoque no se considera amenazado de desaparición como especie. Precisamente esto hace que las amenazas sean más crípticas y pasen desapercibidas si no se posee un conocimiento suficientemente cercano a la historia, ecología y dinámica de los alcornocales. El objetivo principal que plantea la Conservación de Recursos Genéticos es salvaguardar el potencial evolutivo de las especies conservando su estructura y dinámica (Eriksson, 2000). Como la mayoría de especies anemófilas y alógamas mantiene una mayor diversidad dentro de poblaciones que entre ellas, cuestiones como la distribución actual de la diversidad genética neutral, la historia de las poblaciones, la importancia del aislamiento poblacional, las diferencias de comportamiento de distintas procedencias a diferentes situaciones ambientales o la capacidad de hibridación con otras especies de *Quercus*, son cada vez más importantes tanto en el planteamiento de estrategias de conservación como en el manejo del Material Forestal de Reproducción.

En el presente trabajo, y a través de varios ejemplos, discutimos aspectos relacionados con la historia evolutiva del alcornoque y la influencia de diferentes modelos de gestión en la viabilidad de las poblaciones, con el objetivo de identificar procesos que permitan generar estrategias de conservación de la especie.

## Estado del alcornoque en la Península Ibérica

Más del 90% de los alcornocales en la Península Ibérica están en manos privadas. Según el segundo Inventario Forestal Nacional (2IFN), durante el período 1986-1996, el alcornoque ocupaba en España 104.254,92 Ha, de las cuáles 93.988,67 Ha pertenecían a particulares. Este régimen de la propiedad dificulta el desarrollo de planes y estrategias de mejora o de conservación, y deja a la buena voluntad del propietario la evolución del monte. Así, la historia del monte mediterráneo muestra cambios constantes en su aprovechamiento en función de las necesidades de la sociedad, lo cuál tiene un reflejo en la diversidad genética y la capacidad de adaptación del alcornoque frente a cambios ambientales.

En la actualidad, la producción de corcho condiciona el modelo de gestión de los alcornocales, pero no siempre ha sido el aprovechamiento principal. En el Mundo Antigo ya existen evidencias del uso del corcho de manera puntual y a escala local, por ejemplo para revestimientos en viviendas, colmenas, taponado de vasijas y calzado. Aun siendo el corcho un producto útil, el alcornoque se consideraba una especie “menor” frente a la encina, que cubría mejor las necesidades de leña, carbón y alimento para el ganado, redundando en la fragmentación y reducción del área ocupada por el alcornocal (**Fig. 1**). Si bien en los siglos XV-XVIII el corcho registró una cierta actividad comercial, la revalorización del alcornoque no se produjo hasta finales del siglo XIX, con el auge de la industria taponera. Paradójicamente, por efecto de las desamortizaciones del s. XIX y el paso de montes públicos a manos privadas, el auge de esta industria coincidió con una reducción generalizada de la superficie del alcornocal, mediante talas, roturaciones, carboneo y sobreexplotación de leñas. Así, el interés del hombre por recuperar un recurso natural de gran valor ecológico, económico y social se produce en el s. XX, en el que hay documentadas numerosas repoblaciones artificiales que han incrementado la superficie ocupada por el alcornoque.



**Figura 1.** El Dehesón del Encinar (Toledo). Típica dehesa mixta en el centro peninsular en la que históricamente se ha beneficiado a la encina frente al alcornoque, que encuentra ventajas en la apertura de claros por deforestaciones intensas y recurrentes.

La legislación española y europea sobre Material Forestal de Reproducción se basa en el diseño de unidades básicas de comercialización, las regiones de procedencia, de modo que se emplee en cada población semilla de la región de procedencia correspondiente. En las repoblaciones, además del traslado de material genético, existe el riesgo de utilizar una fuente reducida de semilla y la consiguiente homogeneización de las nuevas masas. En el caso del alcornoque en España, se definieron nueve regiones de procedencia más once procedencias de área restringida (Díaz-Fernández *et al.*, 1995) utilizando los criterios de diferenciación geográfica y variación ecológica. Posteriormente, se utilizaron diversos tipos de marcadores moleculares para identificar grupos con estructuras genéticas diferenciadas en la Península Ibérica. El empleo de técnicas moleculares permite identificar procesos demográficos o de historia de las poblaciones que, puestos en común, permiten la reconstrucción de la historia evolutiva de las poblaciones. En particular, el ADN de cloroplasto, al estar muy conservado, ser haploide y presentar herencia materna, es apropiado para trazar el movimiento de semillas pesadas como las bellotas de alcornoque.

En líneas generales, los marcadores de diversidad neutral coinciden en establecer diferencias entre poblaciones centrales (dehesas del suroeste y centro de la Península) y poblaciones marginales (alcornocales del este peninsular) (Jiménez *et al.*, 1999; Jiménez *et al.*, 2004; Lopes y Parker, 2000). En cuanto a la diversidad con valor adaptativo, existen diferencias significativas tanto en la fenología, con una relación positiva entre la latitud y el porcentaje de árboles con bellota bienal dentro de las poblaciones centrales y norteñas (Díaz-Fernández *et al.*, 2004), como en la respuesta a las bajas temperaturas, con mayor sensibilidad en las procedencias de localidades más térmicas (Aranda *et al.*, 2005).

### **Las poblaciones marginales (I): la introgresión como factor clave de la permanencia del alcornoque en la parte oriental de la Península**

Las procedencias de área restringida coinciden con las poblaciones marginales de la distribución española del alcornoque. Muchas de ellas se encuentran en el área mediterránea, con frecuentes riesgos de incendios, una intensa utilización agrícola del territorio y unas condiciones climáticas muchas veces limitantes para las formaciones arbóreas. Por su pequeño tamaño es más fácil que desaparezcan tras una perturbación, los ambientes extremos en clima y suelo hacen que su recuperación sea más difícil, por lo que la mayoría de ellas presenta una insuficiente regeneración donde la ganadería juega un papel crucial. Además, las mismas características que las hacen vulnerables (tamaño, aislamiento, estrés ambiental) determinan estructuras genéticas particulares derivadas de su aislamiento y su pequeño tamaño demográfico.

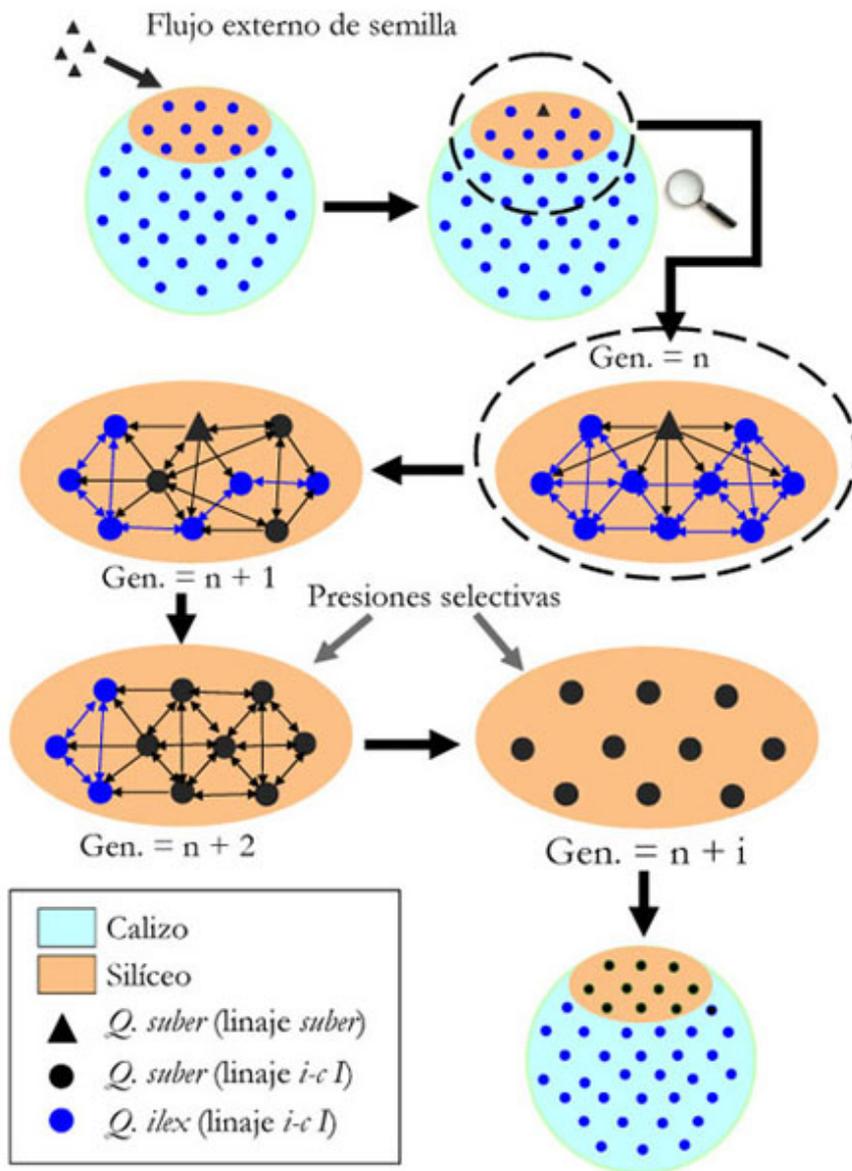
Las poblaciones orientales de la Península Ibérica (excepto Cataluña) se caracterizan por habitar "islas" de sustratos silíceos rodeadas por "mares" calizos y estar alejadas de las principales manifestaciones de la especie por más de 300 km en la actualidad. El tamaño efectivo poblacional de estas masas es muy reducido, y normalmente comparten hábitat con encinares con demografías muy superiores. Trabajos moleculares y paleobotánicos han sugerido que estas regiones, al igual que las Baleares, han constituido refugios para el alcornoque durante los períodos glaciares del Pleistoceno, probablemente coexistiendo con poblaciones de encina (López de Heredia *et al.*, 2005).

En estas poblaciones se ha observado que el alcornoque presenta exclusivamente ADN de cloroplasto de un linaje propio de las encinas ibéricas frente al linaje común y exclusivo del alcornoque en su rango occidental. Este fenómeno se explica mediante eventos de hibridación e introgresión. La introgresión se define como el intercambio de genes entre especies mediante hibridación y el subsiguiente retrocruzamiento con una especie parental (Rieseberg y Carney, 1998) y se traduce en la infiltración de fragmentos del genoma de una especie en otra.

Aunque encina y alcornoque están alejadas filogenéticamente (Manos *et al.*, 1999), se han identificado áreas simpátricas donde aparecen “mestos”, es decir, híbridos de primera generación (*Q. suber* x *Q. ilex*), en bajas frecuencias. La hibridación entre encina y alcornoque es asimétrica debido a compatibilidades unidireccionales, fuertes interacciones polen-estigma o desventajas competitivas entre los tubos polínicos de las dos especies (Boavida *et al.*, 2003), actuando siempre el alcornoque como polinizador. Las diferencias en los ciclos fenológicos también favorecen esta dirección de hibridación. Al ser las dos especies protándricas y florecer la encina primero, es más probable que los alcornoques con flores masculinas tempranas puedan polinizar las encinas con flores femeninas tardías que al contrario. Observaciones sobre la fenología en España central mostraron que la etapa de floración en los “mestos” es sincrónica con la de alcornoque. Así, los retrocruzamientos recurrentes darán lugar a individuos con ADN de cloroplasto de encina pero con la morfología propia del alcornoque.

En los alcornoques del Este peninsular se produce un desplazamiento total del linaje del alcornoque, que se puede explicar mediante dos modelos: 1) hibridación en una población mixta, seguida de retrocruzamientos preferentes con una de las especies parentales y presiones selectivas a favor de esas progenies, y 2) a través de la continua “colonización por polen” desde una población externa de una de las especies parentales. El segundo modelo no parece posible en poblaciones que están distanciadas más de 300 km de la fuente principal de polen de alcornoque.

La **Figura 2** muestra el escenario más probable para explicar este desplazamiento del cloroplasto. Partiendo de una población de encina situada en una zona con mayor porcentaje de sustrato calizo que silíceo, una bellota con cloroplasto de alcornoque procedente de dispersión a larga distancia, y bajo la cubierta de encina, consigue germinar y llegar al estadio adulto en la zona silíceo. A través del flujo polínico de este individuo sobre las encinas aledañas, en la siguiente generación se producen “mestos” con cloroplasto de encina que son capaces de competir con las progenies de encina. Si existen presiones selectivas que favorecen a estos híbridos y existe una superposición de generaciones entre los híbridos y el alcornoque que dio inicio a la población, los híbridos conseguirán con el paso de las generaciones desplazar al encinar. Progresivamente, su morfología se asemejará a la del alcornoque, pero manteniendo el cloroplasto de las encinas que hicieron posible la fundación del alcornocal.



**Figura 2.** Modelo de desplazamiento del ADN de cloroplasto propio de alcornoque en una población mixta de encina-alcornoque. La hibridación con encina y subsiguiente introgresión permiten al alcornoque establecerse en un área y desplazar al encinar. El linaje *suber* es propio de alcornoque mientras que el linaje *i-c I* es propio de encina.

La presencia de ADN de cloroplasto de encina en alcornoque evidencia que al menos ha ocurrido un evento de hibridación entre las especies. No obstante, mediante el empleo de AFLPs (*Amplified Fragments Length Polymorphism*), una técnica molecular que cubre regiones extensas del genoma nuclear, se ha comprobado que la contribución actual del genoma de encina en los alcornoques ibéricos es prácticamente nula (López de Heredia, 2006). La infiltración del genoma nuclear de encina en alcornoque se ha diluido a través de retrocruzamientos en un horizonte temporal amplio que reducen esta contribución a pequeñas familias de genes. La teoría del genoma poroso (Rieseberg *et al.*, 1999) sugiere la permeabilidad al paso de unos pocos genes de una a otra especie en áreas geográficas de relativa extensión. En los casos en que el ADN del cloroplasto de alcornoque ha sido completamente desplazado por el de encina las hibridaciones han sido antiguas. De hecho, aunque el alcornoque comparte el mismo linaje de cloroplasto con la encina, en muchas de las poblaciones mixtas, el clorotipo no es necesariamente el mismo en ambas especies.

La introgresión en los alcornocales del este peninsular se puede interpretar como un fenómeno de escape de la especie, que captura parte de la diversidad interespecífica del género para poderse expandir en situaciones puntuales de reducción de efectivos poblacionales, entre ellos el momento de la colonización inicial (López de Heredia, 2006). Por el contrario, en las poblaciones del rango principal del alcornoque, donde sus efectivos poblacionales son similares e incluso superiores a los de la encina, éste no necesita incrementar su diversidad intraespecífica. En la España silíceo de suelos profundos y con un dosel

arbóreo no antropizado, el alcornoque es más competitivo que la encina y, aunque se producen fenómenos de hibridación, la deriva genética y la presión selectiva se encargan de eliminar la descendencia de los híbridos.

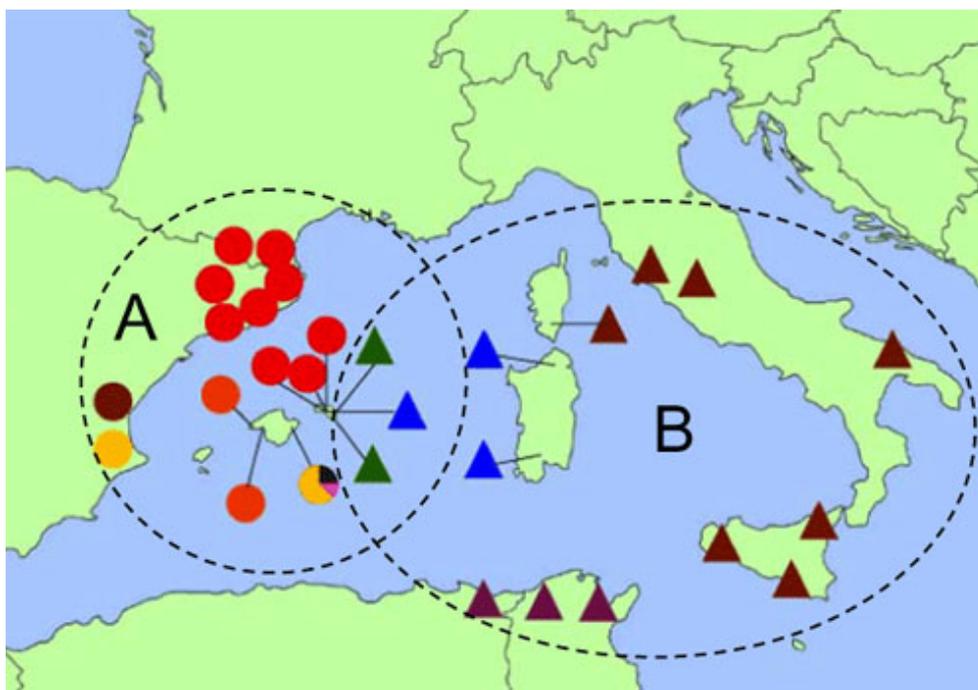
## Las poblaciones marginales (II): el alcornoque en Baleares

Un caso extremo de poblaciones marginales con una peculiar estructura genética lo constituye el alcornocal balear, que se compone de menos de un centenar de ejemplares solitarios o agrupados en pequeños rodales en la zona silíceo de Menorca como los de Algarrovet, Alfavaret, Binimoti, Binillubet, Es Puig Mal, Llinarix Nou y Sant Isidre. En Mallorca su situación es más extrema, limitado a zonas presumiblemente descarboxatadas como Sant Jordi, Son Puig y Puigpunyent, Sa Campaneta y Canyamel, entre otras. Muchos de estos alcornoques se ven atacados por plagas y enfermedades (**Fig. 3**). El paupérrimo estado de los alcornoques propicia que sea frecuente encontrar ejemplares muertos, como en Son Gal y Binicalsix (C. Orellana, com. personal).



**Figura 3.** Mediante técnicas moleculares se ha evidenciado la peculiaridad de los alcornoques baleares. El singular y añoso alcornoque de la localidad menorquina de Alfavaret, de filiación tirrénica, se encuentra en un precario estado sanitario que compromete su futuro.

Mediante técnicas moleculares se evidencia la peculiaridad de las poblaciones baleares de alcornoque (López de Heredia *et al.*, 2005). El análisis del ADN del cloroplasto ha mostrado niveles de diversidad significativamente superiores a los encontrados en el conjunto de la distribución de la especie. Esto se deriva de su relación tanto con poblaciones ibéricas como tirrénicas (**Fig. 4**). Otra evidencia de la espontaneidad del alcornoque en la isla de Mallorca es la posesión de clorotipos (secuencias de ADN de cloroplasto que sólo se modifican en la herencia por fenómenos de mutación, al no existir recombinación) exclusivos ausentes en el resto de su rango de distribución.



**Figura 4.** Mapa de clorotipos que refleja las filiaciones ibéricas (A) y tirrénicas (B) de las poblaciones baleares de alcornoque Modificado de López de Heredia et al., 2005.  
 • £ linaje suber (alcornoque) • œ linaje i-c I (encina)

La escasez del alcornoque en las Baleares ha sido un argumento utilizado a menudo para explicar su existencia en la isla por introducción humana (Bonner, 1977), aunque ya se encontraran restos de corcho en necrópolis antiguas (Montserrat, 1972). La situación actual refleja el final de una larga trayectoria de deforestación de las islas. Si bien es raro encontrar evidencias de descorche en estos alcornoques, la presencia de rebrotes con múltiples guías muestra que en el pasado han sido objeto de carboneo intensivo. La reducción en el rango actual de los alcornocales mallorquines y menorquines debe ser foco de atención por su mayoritaria presencia en terrenos privados.

### El alcornoque en espacios protegidos: el caso de Doñana

De entre la reducida superficie de alcornocal público, es destacable la que ocupa en áreas pertenecientes a espacios protegidos. Si bien puede pensarse que la gestión en estas masas tiene una componente prioritaria de conservación de las dinámicas naturales de la especie, esto no siempre es cierto. Frecuentemente, los espacios naturales se encuentran en el momento de su declaración con la necesidad de gestionar recursos cuyas prioridades de conservación pueden ser contradictorias. El cambio de usos y la interacción entre las necesidades de los componentes del ecosistema plantea problemas de cara a diseñar las estrategias de conservación.

Los alcornoques del Parque Nacional de Doñana son un ejemplo ilustrativo de esta problemática. La especie ocupa una superficie de 1.455 Ha dentro del Parque, incluyendo zonas de reciente adquisición. La estructura de la masa se aproxima a la de un bosque de sabana, con escasos árboles centenarios enclavados en un hábitat poco propicio en la actualidad y con ausencia de regeneración natural, dada la presencia de grandes herbívoros que la imposibilita.

Hacia 1628, la vegetación de las arenas estabilizadas en la linde occidental del parque era un bosque mediterráneo ya abierto dominado por alcornoques (c. 18 % en cobertura) y gestionado como coto de caza (Granados Corona, 1988). Desde entonces, con el arrendamiento de pasto a los ganaderos y permitiendo la corta de leñas, se produjeron cambios en la vegetación, que hicieron del alcornocal un extenso pastadero. La caída en el número de efectivos poblacionales fue rápida, pasando de un 45 % en frecuencia en 1636 a un 36 % en 1647 y a un 27 % en 1652. En el período de 1709-1737 se produjo una tala extensa de alcornoques y una deforestación general, que se frenó en cierta medida con el comienzo de la reimplantación del pino (Alonso et al., 2005). En los s. XVIII-XIX y primera mitad del s. XX, la situación del alcornoque no mejoró, al continuar el pastoreo y pasar parte de las áreas del Parque a manos privadas. Desde 1952 hasta la actualidad, la sensibilización de la sociedad y la Administración ha redundado en una implantación progresiva de los valores de desarrollo sostenible y conservación.

No obstante, esta preocupación por la situación del alcornoque en Doñana se ha producido demasiado tarde. Un informe de la organización WWF (Asunción y Schmidt, 2002) alerta de que la población de alcornoques en Doñana ha descendido de c. 11.000 ejemplares en el s. XVII a apenas unos centenares hoy día. Actualmente, la mayor parte de los alcornocales del Parque son ejemplares muy viejos, que constituyen grandes habitáculos capaces de dar abrigo a un considerable número de especies animales. Los alcornoques centenarios conocidos como las Pajareras de Doñana (**Fig. 5**), comunidades coloniales muy numerosas constituidas fundamentalmente por garzas, espátulas y garcillas que se asocian para la reproducción, constituyen un símbolo representativo de las marismas del Guadalquivir. Sin embargo, se ha condenado a los viejos alcornoques a su desaparición al ser vistos únicamente como un elemento estructural del paisaje, sin tener en cuenta su propia dinámica poblacional, negando la posibilidad de regenerarse sexualmente por destinarse bellotas y plántulas al mantenimiento de la cabaña ganadera u otros herbívoros.



**Figura 5.** Pajarera del Parque Nacional de Doñana. Una garza real sobrevuela este alcornoque centenario que es un auténtico “mamporrero vegetal” de la avifauna emblemática de Doñana, y que se encuentra al borde de la desaparición por la predación de bellota y plántulas por parte de grandes herbívoros.

La progresiva muerte de los árboles centenarios, debida en gran parte a la nidificación de la avifauna, ha servido para que, dada la ausencia de regeneración, se iniciaran actuaciones destinadas a la recuperación del alcornocal. Desde la década de los 80, se han realizado varias campañas de repoblación, con poco éxito. El porcentaje de marras es elevado, y se ha utilizado planta de distintas regiones de procedencia e incluso desconocida. La planta utilizada se ha evaluado mediante marcadores de ADN de cloroplasto. Los análisis realizados sobre 44 alcornoques introducidos revelan que 12 de ellos presentan un clorotipo diferente al de los individuos autóctonos y que es característico de los alcornocales catalanes. Otras remesas de planta proceden de La Almoraima, el Parque de los Alcornocales o zonas de Sierra Morena y Huelva (J. Franco, com. personal). Observaciones sobre la producción de bellota han mostrado que esta se produce en gran cantidad en algunas áreas del parque, por lo que parece recomendable la regeneración *in situ* mediante su defensa del pastoreo.

## Conclusiones

El cambio de escala que se propone en el análisis de amenazas y definición de estrategias de conservación se refiere a la consideración de la diversidad intraespecífica como motor evolutivo de las especies. Los ejemplos señalados evidencian en sí mismos la diversidad de ambientes y tipos de gestión que podemos encontrar en los alcornocales españoles, desde las dehesas del rango central, a las poblaciones en riesgo de desaparición local en toda su área. En casos extremos, el incremento de la diversidad intraespecífica del alcornoque se produce mediante la interacción con otras especies cercanas evolutivamente, como la encina, de manera que se puede incrementar el tamaño efectivo poblacional en situaciones críticas. Del mismo modo que en este artículo se han reseñado algunas características del alcornoque, otras especies del ámbito forestal se encuentran en situaciones similares, que deben ser tenidas en cuenta por investigadores y gestores.

## Referencias

- Alonso, R., Angulo, E., Arico, S., y col., 2005. *Doñana. Agua y Biosfera*. Ed. García, F., y Marín, C., Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.
- Aranda, I., Castro, L., Alía, R., Pardos, J.A., y Gil, L. 2005. Low temperature during winter elicits differential responses among populations of the Mediterranean evergreen cork oak (*Quercus suber*). *Tree Physiology* 25: 1085-1090.
- Asunción, M., y Schmidt, G., 2002. Doñana y cambio climático. Aportaciones del seminario celebrado en Sevilla 18-19 de febrero de 2002. WWF/Adena, 16 pp.
- Boavida, L.C., Silva, J.P., y Feijó, J.A., 2001. Sexual reproduction in the cork oak (*Quercus suber* L.). II. Crossing intra- and interspecific barriers. *Sex Plant Reproduction* 14: 143–152.
- Bonner, A., 1977. *Plantas de les Balears*. Editorial Moll. Palma de Mallorca.
- Díaz-Fernández, P.M., Climent, J., y Gil, L., 2004. Biennial acorn maturation and its relationship with flowering phenology in Iberian populations of *Quercus suber*. *Trees* 18 (6): 615-621.
- Díaz-Fernández, P., Jiménez, P., Catalán, G., Martín, S., y Gil, L., 1995. *Regiones de procedencia de Quercus suber L.* Ed. ICONA, M.A.P.A, Madrid, 49 pp. + cartografía.
- Eriksson, G., 2000. Red europea de conservación de recursos genéticos de frondosas nobles. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*. Fuera de Serie nº 2: 59-70.
- Granados Corona, M. 1988. *Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.
- Hampe, A., y Petit, R.J., 2005. Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters* 8: 461-467.
- IPCC., 2001. *Climate Change 2001: The Scientific Basis*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jiménez, P., Agúndez, D., Alía, R., y Gil, L., 1999. Genetic variation in central and marginal populations of *Quercus suber* L. *Silvae Genetica* 48(6): 278-284.
- Jiménez, P., Lopez-de-Heredia, U., Collada, C., Lorenzo, Z., y Gil, L., 2004. High variability of chloroplast DNA in three Mediterranean evergreen oaks indicates complex evolutionary history. *Heredity* 93: 510–515.
- Lopes, T.P., y Parker, J.S., 2000. *Genetic diversity in Quercus suber: refugia and recolonisation*. World Cork Congress 2000.
- López de Heredia, U., Jiménez, P., Díaz-Fernández, P. y Gil, L. 2005. The Balearic Islands: a reservoir of cpDNA genetic variation for evergreen oaks. *Journal of Biogeography* 32: 939-949.
- López de Heredia, U., 2006. *Filogeografía de las especies esclerófilas de Quercus (Q. suber L., Q. ilex L. y Q. coccifera L.) en el Mediterráneo Occidental*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- Lumaret, R., Tryphon-Dionnet, M., Michaud, H., Sanuy, A., Ipotesi, E., Born, C. y Mir, C. 2005. Phylogeographical Variation of Chloroplast DNA in Cork Oak (*Quercus suber*). *Annals of Botany*, 96(5), 853-861.
- Manos, P.S., Doyle, J.J., y Nixon, K.C., 1999. Phylogeny, biogeography and processes of molecular differentiation in *Quercus* subgenus *Quercus* (Fagaceae). *Molecular Phylogenetics and Evolution* 12: 333-349.
- Montserrat, P., 1972. La presencia de chène-liège a Minorque. *Rapport Communication Internationale Mer Méditerranéen* 20 (4): 545-548.
- Petit, R.J., Hampe, A., y Cheddadi, R., 2005. Climate changes and tree phylogeography in the Mediterranean. *Taxon* 54(4): 877-885.

Rieseberg, L.H., y Carney, S.E., 1998. Plant hybridization. *New Phytologist* 140(4): 599-624.

Rieseberg, L.H., Kim, M.J., y Seiler, G.J., 1999. Introgression between the cultivated sunflower and a sympatric wild relative, *Helianthus petiolaris* (Asteraceae). *International Journal of Plant Science* 160(1): 102–108.

Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación*. Omega. Barcelona.703 pp.

# Selección de áreas relevantes para la conservación de la biodiversidad

I. Razola, J.M. Rey Benayas, E. de la Montaña, L. Cayuela

Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España

La alarmante pérdida de biodiversidad a la que asistimos desde hace algunas décadas exige el desarrollo de estrategias de conservación eficaces. Como la conservación es generalmente costosa y los recursos existentes limitados, resulta fundamental el establecimiento de prioridades para optimizar la relación entre beneficios y costes. La identificación de áreas relevantes de biodiversidad a distintas escalas del territorio puede ser uno de los criterios utilizados, aunque no el único, para la priorización de áreas para la conservación. El fin último puede ser el de completar la red de áreas protegidas, identificar los impactos potenciales de obras civiles y proponer acciones para mitigarlos o priorizar actuaciones de restauración ecológica. En este artículo explicamos los resultados de cuatro casos de estudio. Tres de ellos se refieren a especies de vertebrados de la Península Ibérica y Baleares y de Castilla-La Mancha, y utilizan un índice combinado de diversidad que sintetiza las características de riqueza, rareza y vulnerabilidad de las especies. El cuarto se refiere a la diversidad de árboles en un paisaje tropical montano en Los Altos de Chiapas (México), y utiliza una combinación de modelos predictivos de la diversidad  $\alpha$  y la complementariedad de las comunidades de bosque (diversidad  $\beta$ ) para establecer áreas prioritarias para la conservación.

Palabras clave: índice combinado de biodiversidad, análisis de huecos, impactos ambientales, modelos predictivos, puntos calientes, áreas naturales protegidas

**Selecting relevant areas for biodiversity conservation.** The alarming biodiversity loss that witness since some decades ago requires the development of efficient conservation strategies. As conservation is generally expensive and the available resources are limited, the establishment of priorities becomes essential in order to optimize the balance between benefits and costs. Identifying outstanding areas of biodiversity at different scales of the territory can be one of the criteria, but not the unique one, used to prioritize areas for conservation. The ultimate aims may be completing reserve networks, identifying potential impacts caused by civil engineering and propose actions to mitigate them, or prioritizing ecological restoration projects. In this article we explain the results of four case studies. Three of them refer to vertebrate species in the Iberian Peninsula and the Balearic Islands and in Castille-La Mancha, and they apply a Combined Index of Biodiversity that synthesizes the characteristics of species richness, rarity and vulnerability. The fourth case study has to do with tree diversity in a tropical montane landscape in The Highlands of Chiapas (Mexico), and uses a combination of forecasting models of  $\alpha$ -diversity and the complementarity of forest communities ( $\beta$ -diversity) to establish priority areas for conservation.

Key words: Combined Index of Biodiversity, gap analysis, environmental impacts, forecasting models, hotspots, natural protected areas

## Introducción

Las actividades humanas han aumentado la tasa de extinción global de especies hasta cuatro órdenes de magnitud en décadas recientes (May y Tregonning, 1998; Kerr y Cihlar, 2004). Es la denominada "Sexta Extinción". La desaparición de poblaciones a escala regional puede incluso estar teniendo lugar a un ritmo mayor (Ehrlich y Daily, 1993). Paralelamente, ha crecido el interés por la conservación de la biodiversidad ([Alliance for zero extinctions, 2006](#)). Los motivos que impulsan las iniciativas de conservación son muchas veces éticos, si bien actualmente se esgrimen más los argumentos pragmáticos, dados los servicios tangibles que la biodiversidad proporciona a la humanidad (Constanza *et al.*, 1997; Pimentel *et al.*, 1997; Terborgh, 1999). En cualquier caso el empleo de conocimiento científico experto va a permitir una mayor eficacia en la conservación de la biodiversidad.

En este contexto ha surgido en la comunidad científica el debate acerca de cuáles son las mejores estrategias de conservación. Entre ellas destaca el establecimiento de espacios naturales protegidos (ENP en adelante), que permiten preservar grandes cantidades de biodiversidad. No obstante, los ENP no son la única estrategia, ni tampoco la más efectiva en todos los casos. En muchos países, por ejemplo, no existen recursos para una implementación efectiva de los ENP, por lo que finalmente siguen expuestos a las mismas amenazas de destrucción.

Así, la conservación horizontal (fuera de estos espacios) y la identificación y eliminación de las causas de amenaza de la biodiversidad deben acompañar siempre a las redes de ENP (Rey Benayas y de la Montaña, 2003; Rey Benayas *et al.*, en prensa).

## La necesidad de establecer prioridades en la conservación

Debido a los altos costes que supone la creación y gestión de los ENP, la mitigación de los impactos ambientales, la restauración de los ecosistemas y la conservación horizontal, tiene suma importancia el establecimiento de prioridades mediante la identificación de áreas con características relevantes de biodiversidad (Ceballos *et al.*, 2005). De esta forma se optimiza la inversión al aumentar la eficacia de las actuaciones mencionadas.

No han sido pocos los científicos que han detectado esta necesidad de priorizar espacios para la conservación. Así, aparece repetidamente en la literatura el término “hotspot” para referirse a las áreas que concentran grandes cantidades de biodiversidad Myers *et al.*, 2000; Kati *et al.*, 2004; Fleishman *et al.*, en prensa; Orme *et al.*, 2005), aunque en su formulación original el término se refería a áreas muy diversas que estaban siendo destruidas o con amenazas de destrucción. Los primeros trabajos sobre *hotspots* se centran fundamentalmente en la identificación de núcleos de diversidad a escala global. Uno de los más conocidos es el de Myers *et al.*, en el que se concluía que el 44% de las especies de plantas vasculares y el 35% de las especies de anfibios, reptiles, aves y mamíferos estaban representadas en un área que ascendía solamente al 1,4% de la superficie emergida del planeta.

Posteriormente se desarrolló el marco de la llamada “conservación sistemática” o “planificación sistemática de la conservación” (Margules y Pressey, 2000). Puede identificarse la siguiente secuencia para asistir a la toma de decisiones en la conservación de la naturaleza: 1) valoración de las características de biodiversidad en el territorio de actuación; 2) selección, en función de la valoración anterior, de las áreas con características más relevantes de biodiversidad; 3) evaluación de la red de ENP existente y su mejora; 4) identificación y mitigación de los impactos más graves sobre la biodiversidad derivados de las infraestructuras; y 5) identificación de las causas potenciales de amenaza para las especies, relacionadas con los cambios en el uso del territorio y adopción de las estrategias adecuadas de conservación horizontal. En la actualidad están proliferando los proyectos científicos y técnicos en esta línea.

En este artículo vamos a explicar cuatro casos de estudio propios. En tres de ellos utilizaremos el Índice Combinado Estandarizado de Rey Benayas y de la Montaña para la valoración de la biodiversidad de una fracción del territorio. Este índice combina cuatro criterios para cada grupo taxonómico analizado: 1) la riqueza de especies, 2) la rareza basada en el rango geográfico de distribución de las especies, 3) la vulnerabilidad de las mismas, de acuerdo con el estatus de conservación de catálogos oficiales, y 4) un índice combinado (IC) de los tres anteriores. La fórmula del IC es  $\sum_{i=1}^S (1/n_i) V_i$ , donde  $1/n_i$  representa el valor de rareza de la especie  $i$  como la inversa del número total de celdas del territorio en que ésta presente ( $n$ ) y  $V_i$  es el valor de vulnerabilidad de la especie  $i$ . En este índice, la riqueza de especies está implícita en  $\sum_{i=1}^S$  para todas las especies ( $S$ ) presentes en la celda  $r$ . El Índice Combinado Estandarizado (ICE) integra la información para todos los taxones simultáneamente. Su expresión es  $\sum_{j=1}^K 1/m_j \sum_{i=1}^S (1/n_{ij}) V_{ij}$ , y supone calcular el IC en una celda para cada grupo taxonómico  $j$ , dividirlo por que es la media del IC para dicho grupo en el conjunto de celdas, y finalmente sumar los resultados para los  $K$  taxones considerados.

## Priorización de áreas para la conservación de la biodiversidad – cuatro casos de estudio a distintas escalas

Identificación de áreas de alto valor de diversidad de vertebrados para reforzar la red de espacios naturales protegidos en la Península Ibérica y Baleares (Rey Benayas y de la Montaña, 2003)

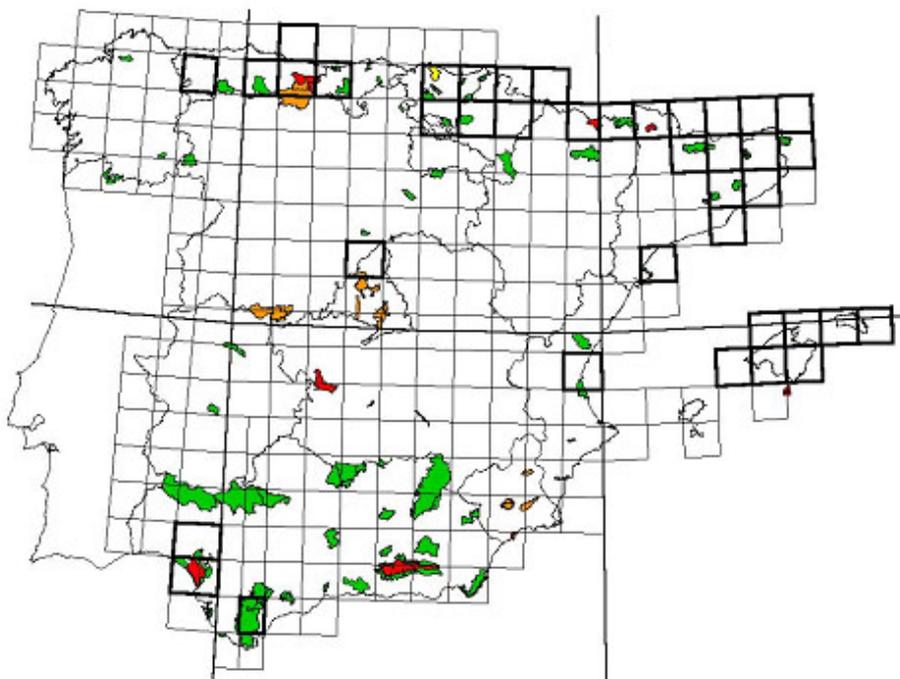
Se estudiaron cuatro taxones de vertebrados (anfibios, reptiles, aves y mamíferos) en una malla de 259 celdas de 50 x 50 km. Tras la aplicación de los índices anteriores como medidas del valor de la biodiversidad (datos brutos en las referencias Blanco y González, 1992; Hagemeyer y Blair, 1997; Mitchell-Jones *et al.*, 1999)

se ordenaron los valores obtenidos en cada celda de mayor a menor y se seleccionó el 15% superior como Áreas Relevantes de Diversidad (ARD).

La congruencia de éstas ARD para los distintos taxones fue moderadamente baja (38,5% de media para el IC de los distintos taxones). La eficacia de las ARD definidas por el ICE fue evaluada calculando el número de especies incluidas y el número de especies amenazadas excluidas en las mismas. Las ARD incluyeron todas las especies de anfibios y mamíferos, todas

menos una de las especies de reptiles (lagartija de Valverde *Algyroides marchi*, clasificada como rara) y todas menos seis de las especies de aves (dos de ellas raras, graja *Corvus frugilegus* y gaviota tridáctila *Rissa tridactyla* y una en peligro, arao común *Uria aalge*).

Por último se analizó la coincidencia de las ARD con la red de ENP (*GAP analysis*). El 69,2% de las ARD incluían ENP (**Fig. 1**). Los mismos análisis realizados independientemente para cada taxón indicaron una garantía razonable para la protección de las aves, mientras que una gran diversidad de anfibios queda fuera de los ENP. Es necesario el establecimiento de nuevas áreas de protección para cubrir la deficiencia existente del 30% de las áreas relevantes de diversidad de vertebrados que no contienen figuras de protección.



**Figura 1.** El mapa representa las áreas con características relevantes de diversidad de vertebrados identificadas mediante el Índice Combinado Estandarizado (cuadrículas resaltadas con trazo grueso). Incluye también los espacios naturales protegidos (en rojo los parques nacionales, en verde los parques naturales, en naranja los parques regionales y en amarillo una reserva de la biosfera). Fuente: Rey Benayas, y de la Montaña, 2003.

#### Identificación de áreas de alto valor de diversidad de herpetofauna amenazadas por las infraestructuras programadas en la Península Ibérica y Baleares (Rey Benayas et al., en prensa)

Utilizando el mismo territorio y sistema de valoración, se compendiaron los datos de distribución de las especies de anfibios y reptiles en una malla de 1.441 celdas de 20 x 20 km. Las ARD se definieron como aquellas con valores del IC más elevados, necesarias para incluir a todas las especies o bien a todas las especies amenazadas. El IC resultó más eficaz que el resto de criterios utilizados por separado, necesitando sólo de 49 celdas para incluir a todas las especies (valor medio para ambos taxones), frente a 75, 122 y 626,5 para la rareza, vulnerabilidad y riqueza, respectivamente, siempre y cuando se excluyera del análisis a la especie endémica *Alytes dickhilleni* (sapo partero bético), que obligaba a aumentar mucho el número de ARD seleccionadas distorsionando los resultados.

El principal objetivo era evaluar la coincidencia de las ARD con las infraestructuras programadas (autovías y carreteras, líneas de ferrocarril de alta velocidad y embalses), e identificar zonas de alerta (*alert planning units*, **Fig. 2**). Estas zonas de alerta son las candidatas prioritarias para la implementación de medidas de mitigación de impactos ambientales. Cinco especies de anfibios amenazadas (salamandra rabilarga *Chioglossa lusitanica*, tritón alpino *Triturus alpestris*, sapo verde *Bufo viridis*, rana ágil *Rana dalmatina* y sapillo balear *Alytes muletensis*) reducen sustancialmente su área de distribución si las áreas de alerta son eliminadas.



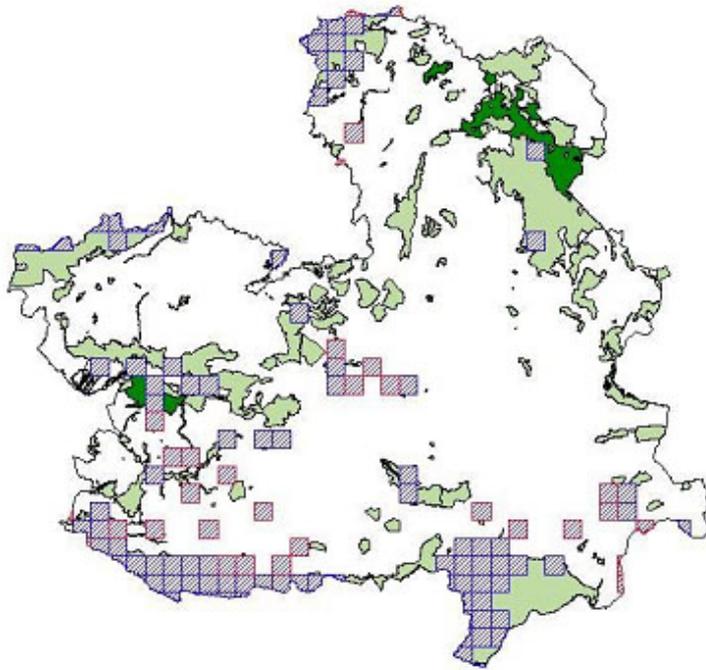
**Figura 2.** Mapa de zonas de alerta para la herpetofauna (coincidencias entre áreas relevantes de diversidad identificadas mediante el Índice Combinado y las infraestructuras programadas). Los círculos blancos representan las zonas de alerta para los anfibios y los cuadrados grises para los reptiles. Fuente: Rey Benayas et al., en prensa.

Este estudio sugiere que, en caso de encontrar una cantidad elevada de zonas de alerta, es conveniente redefinir las ARD candidatas para ser protegidas excluyendo las celdas impactadas y sustituyéndolas por otras que también retuviesen la totalidad de las especies.

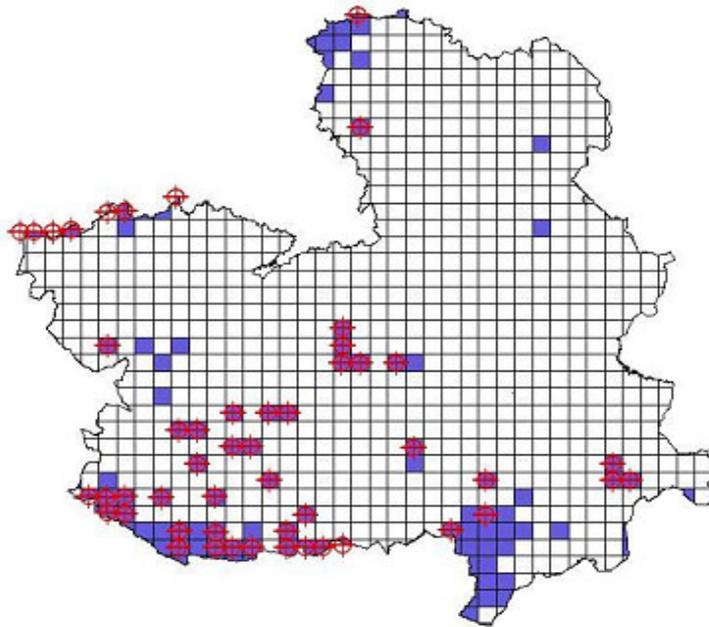
#### Conservación sistemática a escala regional en Castilla-La Mancha

Este estudio combina un *gap analysis* de la red oficial de ENP y de la Red Natura 2000 con la identificación de posibles impactos de las infraestructuras proyectadas sobre las ARD. Los datos de distribución que se utilizaron corresponden a los cuatro taxones de vertebrados anteriores en una malla de 905 celdas de 10 x 10 km. De nuevo se seleccionaron el 15% de celdas con mayor valor de los índices anteriores para definir las ARD utilizadas en el *gap analysis* y las celdas necesarias para incluir todas las especies del territorio en el análisis de impactos.

La Red Natura 2000 mostró un bajo porcentaje de huecos, mientras que la red de ENP presentó un porcentaje mucho mayor (8,82% y 83,09% respectivamente, según el ICE, **Fig.3**). Las carreteras eran el tipo de infraestructura más coincidente con las ARD y el grupo de las aves el más afectado. El mapa de alertas está representado en la **Figura 4**.



**Figura 3.** Mapa de huecos (gaps) o áreas relevantes de diversidad de vertebrados (ARD) en Castilla-La Mancha que no incluyen reservas naturales. En verde oscuro se representa la Red de Espacios Naturales Protegidos y en verde claro se representa la Red Natura 2000. Las ARD, en color azul, fueron definidas como las cuadrículas con un valor de Índice Combinado Estandarizado en el tramo del 15% superior. Las cuadrículas marcadas en rojo señalan la existencia de un ARD con menos del 10% de su superficie incluida en alguna figura de protección.



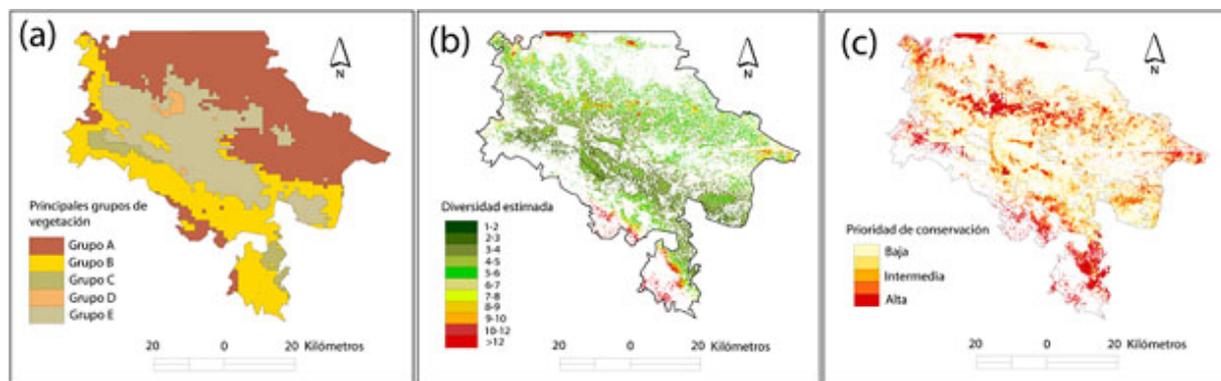
**Figura 4.** Mapa de zonas de alerta de vertebrados en Castilla-La Mancha. Las cuadrículas en azul muestran las áreas relevantes de diversidad (ARD) seleccionadas según el Índice Combinado Estandarizado que incluyen el 100% de las especies. Las marcas rojas señalan la coincidencia de una infraestructura con un ARD.

Aunque la Red Natura 2000 mejora significativamente la protección del territorio respecto a la Red de ENP, sigue siendo insuficiente para garantizar la protección de todas las especies en Castilla-La Mancha. Es necesario que al menos 31 ARD incluyan nuevos espacios protegidos, si bien muchas de ellas estarán afectadas por las infraestructuras que se están desarrollando. La solución pasa por una planificación que haga compatible las redes de protección y las redes de infraestructuras, incluyendo la mitigación de impactos puntuales.

Diversidad de árboles deducida a partir de sus determinantes en un ecosistema tropical montano (Altos de Chiapas, México; Cayuela *et al.*, en prensa).

El ritmo de deforestación en algunas regiones tropicales exige intervenciones urgentes para conservar la biodiversidad, el funcionamiento ecológico y la provisión de bienes y servicios ambientales de los ecosistemas Lamb *et al.*, 2005). Sin embargo, la estimación directa de la biodiversidad en estas zonas presenta grandes dificultades metodológicas, especialmente por la carencia de datos de calidad sobre la distribución de las especies, la accesibilidad limitada y la escasez de medios técnicos y económicos para llevar a cabo estudios de campo de gran envergadura. En este contexto, la modelación de la biodiversidad a partir de sus determinantes puede ser una herramienta de gran utilidad en el diseño de estrategias horizontales de conservación.

Este trabajo estudia, como ejemplo ilustrativo, una zona de gran diversidad y heterogeneidad ambiental con una continua intensificación en el uso del territorio. Se pretendía encontrar un modelo predictivo de la diversidad de árboles (diversidad  $\alpha$ ) y la complementariedad de las comunidades de bosque (diversidad  $\beta$ ). Para ello se identificaron, a partir de una serie de inventarios de campo, las variables que explicaban la mayor variabilidad en los patrones observados de diversidad  $\alpha$  y  $\beta$ . El modelo resultante identificó cuatro variables (precipitación, temperatura, NDVI y grado de cubierta de la vegetación) como predictores relevantes de la diversidad de árboles. Utilizando Sistemas de Información Geográfica e imágenes de satélite, se extrapó el modelo al conjunto de la región. Finalmente, se propuso una priorización de las áreas de mayor diversidad  $\alpha$  dentro de cada una de los principales grupos florísticos (diversidad  $\beta$ , Fig. 5). Estos resultados pueden aplicarse en el diseño de estrategias de conservación que mitiguen el impacto de la deforestación y los cambios de uso del territorio sobre las áreas de mayor diversidad.



**Figura 5.** (a) Principales regiones florísticas en Los Altos de Chiapas, México. Estas regiones fueron definidas mediante una clasificación de inventarios de árboles que fue posteriormente extrapolada a todo el área de estudio utilizando un procedimiento CART (árbol de clasificación y regresión) con la temperatura media y la precipitación como variables de entrada; (b) Valores predichos de diversidad local de árboles (alpha de Fisher). Estos valores fueron predichos aplicando un modelo lineal (GLM); (c) Priorización de áreas para la conservación utilizando valores de diversidad y de complementariedad florística. Fuente: referencia (Cayuela *et al.*, en prensa).

## Agradecimientos

Estas investigaciones han sido financiadas con los proyectos BIOCORES (INCO Contract ICA4-CT-2001-10095 de la UE), CGL2004-00355/BOS del Ministerio de Educación y Ciencia y GR/AMB/0757/2004 de la Comunidad de Madrid.

## Referencias

Alliance for Zero Extinctions. 2006. URL: [http://www.zeroextinction.org/AZE\\_report.pdf](http://www.zeroextinction.org/AZE_report.pdf)

Blanco, J. C. y González, J. L., 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. ICONA-Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, España.

Cayuela, L., Rey Benayas, J. M., Justel, A. y Salas, J. (en prensa). Modelling tree diversity in a highly fragmented tropical montane landscape. *Global Ecology & Biogeography*.

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., Soberón, J., Salazar, I. y Fay, J. P. 2005. Global mammal conservation: what must we manage? *Science* 309: 603-607.

Constanza, R., Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Ehrlich, P. R. y Daily, G. C. 1993. Population extinction and saving biodiversity. *Ambio* 22: 64-68.

Fleishman, E., Noss, R. F. y Noon, B. R. (en prensa). Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators*.

Hagemeijer, W. J. M. y Blair, M. J. 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T. y A.D. Poyser Ltd./European Bird Census Council, London, UK.

Kati, V., Devillers, P., Dufrêne, M., Legakis, A., Vokou, D. y Lebrun, P. 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? Designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biological Conservation* 120: 471-480.

Kerr, J. T. y Cihlar, J. 2004. Patterns and causes of species endangerment in Canada. *Ecological Applications* 14: 743-753.

Lamb, D., Ereskine, P. D. y Parrotta, J. A. 2005. Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science* 310: 1628-1632.

Margules, C. R. y Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.

May, R. M. y Tregonning, K. 1998. Global Conservation and UK government policy. Pp. 287-301 in G.M. Mace, a. Balmford, and J.R. Ginsberg, editors. *Conservation in a changing world*. Cambridge University Press, UK.

Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, J., Thissen, J. B. M., Vohralik, V. y Zima, J. 1999. *The Atlas of European Mammals*. T. And A. D. Poyser Ltd./Societas Europaea Mammalogica, London, UK.

Myers, N., Mittermeyer, R. A., Mittermeyer, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.

Orme, C. D. L., Davies R. G., Burgess, M., Eigenbrod, F., Pickup, N., Olson, V. A., Webster, A. J., Ding, T., Rasmussen, P. C., Ridgely, R. S., Stattersfield, A. J., Bennett, P. M., Blackburn, T. M., Gaston, K. J. y Owens, I. P. F. 2005. Global hotspots of species richness are not congruent with endemism or threat. *Nature* 436: 1016-1019.

Pimentel, D., Wilson, C., McCullum, C., Huang, R., Dwen, P., Flack, J., Tran, Q., Saltman, T. y Cliff, B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience* 47: 747-757.

Rey Benayas, J. M. y de la Montaña, E. 2003. Identifying areas of high-value vertebrate diversity for strengthening conservation. *Biological Conservation* 114: 357-370.

Rey Benayas, J. M., de la Montaña, E., Belliure, J. y Eekhout, X.R. (en prensa). Identifying areas of high herpetofauna diversity that are threatened by planned infrastructure projects in Spain. *J. Environmental Management*.

Terborgh, J. 1999. *Requiem for Nature*. Island Press, Washington, USA.

# La protección de la flora vascular en España peninsular y Baleares

J.A. Devesa Alcaraz

Departamento de Botánica. Universidad de Córdoba. Córdoba. España

Se recogen en este artículo las principales medidas legales para la protección de la flora en la España peninsular y en las Baleares, tanto a nivel estatal como autonómico. Estas medidas se deben basar en el conocimiento previo, que en el caso de la flora vascular española es muy alto, aunque la publicación de cada volumen de Flora Iberica constituye más de una sorpresa. En España, la principal herramienta legal para la protección de los ecosistemas y la biodiversidad es la Ley de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre de 1989. A nivel autonómico, la legislación es muy desigual.

Palabras clave: Biodiversidad, Flora vascular, protección ambiental, leyes

**The protection of vascular flora in peninsular Spain and the Balearic islands.** This article describes the main legal measures protecting flora in peninsular Spain and the Balearic islands at the state and autonomy levels. These measures should be based on previous knowledge, which for the Spanish vascular flora is quite high although every issue of Flora Iberica provides some surprises. In Spain the main legal tool for the protection of ecosystems and biodiversity is the Law for the conservation of natural spaces and the wild fauna and flora, of 1989. At the autonomic level legislation is quite uneven.

Key words: Biodiversity, vascular flora, environmental protection, law

*Todos [los españoles] tienen el derecho a disfrutar de un medio ambiente adecuado para el desarrollo de la persona, así como el deber de conservarlo. (Art. 45.1)*

*Los poderes públicos velarán por la utilización racional de todos los recursos naturales, con el fin de proteger y mejorar la calidad de la vida y defender y restaurar el medio ambiente, apoyándose en la indispensable solidaridad colectiva. (Art. 45.2)*

Constitución española.  
Título I, Capítulo tercero.

La conservación de la biodiversidad constituye un deber irrenunciable frente a la paulatina e inexorable perturbación –cuando no destrucción– de los ecosistemas naturales, que en muchos casos comporta la rarefacción o incluso la desaparición de taxones. Por ello, al menos con una perspectiva interesada, se impone evitar la pérdida de un conjunto de genes que en la inmensa mayoría de las ocasiones no conocemos, y de los que tal vez en el futuro nos podríamos servir. No sólo es importante la conservación de los taxones sino también la de su variabilidad, pues el empobrecimiento genético de una especie entraña o puede entrañar a la larga su desaparición.

De las casi 250.000 especies de plantas vasculares descritas hasta la fecha, alrededor de unas 25.000 viven en la Región Mediterránea, y el 60% son endémicas. De ellas, unas 7.500 (8.500 taxones contando las subespecies) habitan en la Península Ibérica, región todavía con muchas zonas en estado de conservación moderadamente aceptable, al menos si se comparan con otras regiones europeas. Aun así, y al margen de las inevitables causas naturales (ya sean endógenas o exógenas, como la eficacia reproductiva, las exigencias ecológicas, el cambio climático, la evolución geomorfológica, etc.), son muchos los factores de origen antrópico que amenazan continuamente la supervivencia de los ecosistemas y los taxones. El uso y disfrute de la flora (las recolecciones científicas, las recolecciones con fines medicinales populares, las de

bulbos para jardinería, el tráfico de germoplasma, etc.), la domesticación del territorio (las explotaciones forestales y las reforestaciones, los adhesionamientos, los laboreos agrícolas y para la explotación ganadera, la minería –sobre todo a cielo abierto-, la construcción de grandes infraestructuras y vías de comunicación, el desarrollo turístico, las canalizaciones y embalses artificiales, etc.) y los incendios, en su mayor parte intencionados, son factores perturbadores de mayor o menor magnitud, cuyos efectos se han dejado sentir dramáticamente en todos los países desarrollados.

La protección de la flora, en particular, exige en primera instancia un buen conocimiento de ella y del grado de amenaza a que se encuentra sometida. El conocimiento que hoy día se tiene sobre la flora vascular española es muy alto pero aun así, la publicación de cada volumen de *Flora Iberica* pone de manifiesto importantes desviaciones entre lo esperado y lo que realmente existe. A pesar de ello, la información disponible es más que suficiente para hacer una valoración bastante aproximada de la situación en que se encuentran buena parte de los taxones sometidos a algún grado de amenaza. Ésta es la filosofía que impregna el *Listado de Plantas Endémicas, Raras o Amenazadas de España* (Barreno *et al.*, 1985), el *Libro Rojo de Especies Vegetales Amenazadas de España Peninsular e Islas Baleares* (Gómez Campo, 1987), la *Lista Roja de la Flora Vascular Española* (VV.AA. 2000) o el reciente *Atlas y Libro Rojo de la flora vascular amenazada de España. Taxones prioritarios* (Bañares *et al.*, 2004), en los que cada uno de los taxones considerados se acompaña de las [categorías UICN \(1\)](#) vigentes en la época o ligeramente modificadas.

Conocida la situación, se impone la protección efectiva de poblaciones, de taxones o bien de tipos de vegetación relevantes con los se salvaguardarían indirectamente aquellos. La conservación *in situ* posee la ventaja de conservar los elementos en su medio, adaptándose a los pequeños cambios evolutivos que se suceden en condiciones naturales, pero es insuficiente como solución única, ya que sería necesario salvaguardar una enorme cantidad de hábitats y ecosistemas para poder garantizar la supervivencia de la mayor parte de las especies de interés sometidas a algún grado de amenaza. De manera complementaria, pues, se han de llevar a cabo medidas de preservación *ex situ* (almacenamiento de órganos o tejidos vegetales en bancos de germoplasma, cultivos controlados en Jardines Botánicos, etc.), mucho más realistas, y sobre todo, ha de potenciarse la promulgación de normas legales orientadas a la protección de las poblaciones y taxones silvestres, o a la regulación de su aprovechamiento.

La normativa legal puede ser de carácter internacional, nacional o autonómico, y su importancia y efectos sobre la conservación de la flora puede ser directa o indirecta, en este último caso regulando la conservación de los ecosistemas y del medio ambiente en general desde múltiples puntos de vista. El primer listado de especies protegidas de nuestra flora emana del *Convenio de Berna* o [Convenio relativo a la Conservación de la Vida Silvestre y del Medio Natural en Europa \(1979\)](#) (2), en cuyo Apéndice se recogen especies europeas de animales y vegetales *estrictamente protegidas*, entre ellas 2 pteridófitos y 39 angiospermas con representación en la Península Ibérica y/o Baleares. De gran interés también es la Directiva comunitaria 92/43/CEE del Consejo de Europa (de 21 de mayo de 1992), con la que se pretende garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales en los países comunitarios, propiciando la creación de una Red de Espacios Naturales a conservar (la denominada 'Natura 2000'). La Directiva se acompaña de varios Anexos, tres de los cuales contienen listados de especies vegetales (y animales) de interés comunitario, o que requieren de una protección estricta, o cuya recogida y explotación pueden ser objeto de medidas de gestión, muchas de ellas presentes en la Península Ibérica y Baleares (3).

En España, la principal herramienta legal para la protección de los ecosistemas y la biodiversidad es la Ley 4/1989, de 27 de marzo (BOE de 28 de marzo de 1989), o [Ley de la Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre](#). En ella se contemplan aspectos novedosos en el ordenamiento jurídico (los Planes de Ordenación de los Recursos Naturales y las Directrices para la ordenación de los Recursos Naturales), se delimitan las figuras de protección para los espacios naturales (cuya declaración y gestión quedará a cargo de las Comunidades Autónomas (Florido y Lozano, 2005), excepto los [Parques Nacionales \(4\)](#)), se indican las medidas necesarias para garantizar la conservación de las especies de la flora y la fauna silvestres y la preservación de los hábitats, y se crea el *Catálogo Nacional de Especies Amenazadas*, entre otros aspectos de interés. En lo concerniente a la protección de la flora y fauna silvestres, la Ley insta a las Comunidades Autónomas a adoptar las medidas necesarias para garantizar la conservación de las especies, con especial atención a las especies autóctonas, así como a la preservación de sus hábitats y a evitar la 'introducción y proliferación de especies, subespecies o razas geográficas distintas a las autóctonas, en la medida en que puedan competir con éstas, alterar su pureza genética o los equilibrios ecológicos'.

Mediante el Real Decreto 439/1990, de 30 de marzo ([BOE de 5 de abril](#)), se regula el [Catálogo Nacional de Especies Amenazadas](#), que incluye aquellas especies, subespecies y poblaciones adscribibles a alguna de las categorías contempladas en el artículo 29 de la Ley 4/1989 (**En peligro de extinción**: especies cuya supervivencia es poco probable si los factores causales de su situación siguen actuando, **Sensibles a la alteración de su hábitat**: especies cuyo hábitat característico está particularmente amenazado, en grave regresión, fraccionado o muy limitado, **Vulnerables**: especies que corren el riesgo de pasar a las categorías anteriores en un futuro inmediato si los factores adversos que actúan sobre ellos no son corregidos, **De interés especial**: especies que, sin estar contempladas en ninguna de las precedentes, sean merecedoras de una atención particular en función de su valor científico, ecológico, cultural, o por su singularidad). En su primera versión incluyó 56 taxones de plantas vasculares, cuatro de ellos Pteridófitos, en su mayor parte extraídos del Anexo del Convenio de Berna. En la actualidad el Catálogo, tras diversas revisiones y modificaciones, contiene [66 taxones \(5\)](#): 41 en

peligro de extinción, 6 sensibles a la alteración de su hábitat, 8 vulnerables y 11 de interés especial (El listado completo puede verse, excepto la adición de *Astragalus nitidiflorus*, por Orden 2231/2005 del Ministerio de Medio Ambiente en Devesa y Ortega (2004).

De gran importancia también es el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre ([BOE de 28 de diciembre](#)), cuyo objetivo fundamental es '*garantizar la biodiversidad en el territorio [...] mediante la adopción de medidas para la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y la flora silvestres en el territorio español*'. En esencia, el decreto viene a dar cumplimiento a la Directiva 92/43/CEE del Consejo de Europa, tipificando como Zonas Especiales de Conservación aquellas que alberguen determinados tipos de hábitats naturales y hábitats de especies, con objeto de su integración en la red Natura 2000. Además, en relación con la protección de la biodiversidad, recoge en varios Anexos las especies vegetales -y animales- de interés comunitario para cuya conservación es necesario designar zonas especiales de conservación, o que requieren de una protección estricta o bien cuya recogida y explotación puede ser objeto de medidas de gestión, concretamente 154 taxones de la flora vascular de España peninsular y Baleares (el listado completo puede verse en Devesa y Ortega (2004)).

A nivel autonómico la protección de la flora es muy desigual, pues si bien hay Comunidades que han publicado listas de especies a proteger, al amparo de las atribuciones que les confiere la Ley 4/1989, otras se encuentran todavía en el proceso de su elaboración (v.g., Castilla y León) o han optado por soluciones intermedias en nada acordes con la riqueza florística que albergan (v.g., Cantabria). En todo caso, la situación puede considerarse como muy satisfactoria ya que no menos de 1350 taxones se encuentran en la actualidad sometidos a algún tipo de protección (un buen puñado más, si se cuentan aquellos amparados por leyes nacionales e internacionales). Este dato, más allá de la preocupación que intrínsecamente pueda suscitar, pone de manifiesto la honda preocupación por el problema en los poderes públicos, y sobre todo, ha entrañado la dinamización de estudios encaminados a conocer en profundidad la situación real de cada uno de ellos.

Seguidamente, de manera resumida y a modo de colofón, se detallan para cada Comunidad las principales normas reguladoras de la conservación de los ecosistemas y de la flora (**Tabla 1**).

**Tabla 1.** Normas de conservación de especies de plantas de las distintas Comunidades Autónomas

	Protegidas	Extintas	En peligro	Sensibles alteración del hábitat	Raras	Vulnerables	De especial interés
Andalucía	187	5	74			102	6
Aragón	98	7	17			27	47
Asturias	61		5	24		13	19
Baleares	38 <sup>1</sup>			8		6	24 <sup>1</sup>
Castilla-La Mancha	436		12			140	284
Cataluña	204 <sup>2</sup>						
Extremadura	112		7	11		24	70
Galicia <sup>3</sup>	92		34	0		31	27
Madrid	91 <sup>4</sup>		4	24		37	26 <sup>4</sup>
Murcia	324	3	27			128	169 <sup>5</sup>
Navarra	53			16		37	
País Vasco	130 <sup>6</sup>		5	24	78 <sup>7</sup>		23 <sup>7</sup>
Valencia <sup>8</sup>	225	12	65 <sup>9</sup>			148	

<sup>1</sup> Más todas las especies de *Tamarix*.

<sup>2</sup> Todas las clases se encuentran agrupadas bajo la denominación 'Especie Estrictamente Protegida'.

<sup>3</sup> En proyecto.

<sup>4</sup> Más todas las especies de *Betula*.

<sup>5</sup> Más todas las especies de *Tamarix* y *Salix*.

<sup>6</sup> Más 6 poblaciones.

<sup>7</sup> Más 3 poblaciones.

<sup>8</sup> Propuesta de Laguna *et al.*, 1988.

<sup>9</sup> 37 especies en estado crítico.

## Andalucía

Con la [Ley de Espacios Protegidos](#) (Ley 2/1989, de 18 de julio; BOJA de 27 de julio) se sentaron las bases para la denominación, delimitación y protección de los espacios naturales en el territorio (en la actualidad 144), y con el Decreto 104/1994, de 10 de mayo ([BOJA de 14 de julio](#)) se estableció el [Catálogo Andaluz de Especies de la Flora Silvestre Amenazada \(6\)](#), con el que se someten a protección aquellas especies vegetales sujetas a algún grado de amenaza y no recogidas en el Catálogo Nacional. Adicionalmente, la Orden de 2 de junio de 1997 (BOJA de 21 de junio) reguló la recolección de recolección de ciertas especies vegetales de interés etnobotánico en los terrenos forestales de propiedad privada.

La [Ley de la flora y la fauna silvestres](#) (Ley 8/2003, de 28 de octubre; BOJA de 12 de noviembre), es la que regula en la actualidad la protección, conservación y recuperación de la flora y la fauna silvestres y sus hábitats. En dicha Ley, se amplían con dos nuevas figuras las categorías de especies amenazadas reconocidas en el Decreto 104/1994 (extinto y extinto en estado silvestre), y se modifica en consecuencia el [Catálogo Andaluz de Especies Amenazadas](#), al tiempo que se excluyen algunos taxones y se adicionan otros. Un estudio riguroso sobre el grado de amenaza a que se encontraban sometidas las especies del Catálogo vio la luz en el [Libro Rojo de la flora silvestre amenazada de Andalucía](#) (Blanca *et al.*, 1999) y, recientemente, una revisión y actualización del Catálogo con las nuevas categorías UICN (2001) constituye el núcleo central de la [Lista Roja de la flora vascular de Andalucía](#) (Cabezudo *et al.*, 2005), que contiene un número de taxones muy superior al contemplado en el Catálogo.

## Aragón

Con la Ley 6/1998, de 19 de mayo (BOA de 3 de junio) o [Ley de Espacios Naturales Protegidos de Aragón](#), se estableció el marco jurídico para la protección de los espacios naturales y con el Decreto 49/1995, de 28 de marzo ([BOA de 7 de abril](#)), se creó el [Catálogo de Especies Amenazadas de Aragón](#), que además las cuatro figuras de protección de la Ley 4/1989 contempla la de *Extinguida*, para aquellos taxones que, no habiendo sido localizados con certeza en estado silvestre en los últimos cincuenta años, se tiene constancia que están extinguidos. Esta Comunidad fue la primera en diseñar un Plan de Recuperación de una especie silvestre (*Borderea chouardii*; Decreto 239/1994, de 28 de diciembre, BOA de 11 de enero de 1995).

## Principado de Asturias

La [Ley de Protección de los espacios naturales](#) (Ley 5/1991, de 5 de abril; BOPA de 17 de abril) y el [Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Principado de Asturias](#) (Decreto 38/1994, de 19 de mayo; BOPA de 2 de julio), son las principales herramientas legales para la preservación, planificación y gestión de los recursos naturales. El [Catálogo regional de especies amenazadas de la flora del Principado de Asturias](#) data del año 1995 (Decreto 65/1995, de 27 de abril; BOPA de 5 de junio), y recoge un conjunto de especies bajo las figuras de protección de la Ley 4/1989.

## Islas baleares

Con posterioridad a la Ley 4/1989, las principales normas reguladoras de la protección de los espacios naturales y de la flora silvestre son, respectivamente, la [Ley de espacios naturales y de régimen urbanístico de las áreas de especial protección de las Islas Baleares](#) (Ley 1/1991, de 30 de enero; BOCAIB de 9 de marzo) y el [Decreto 24/1992](#), de 12 de marzo (BOCAIB de 2 de abril), por el que se crea el [Catálogo balear de especies vegetales amenazadas](#). La Comunidad cuenta con un [Llibre Vermell de la Flora Vascular de les Illes Balears](#) realizado por especialistas en la flora balear (Sáez y Roselló, 2001).

## Cantabria

Hasta la fecha, no existe en Cantabria ningún *Catálogo* de especies vegetales amenazadas equiparable a los de la mayor parte de las restantes comunidades, y ello a pesar de que ya antes de la Ley 4/1989 se habían publicado abundantes disposiciones proteccionistas, una de ellas incluso para la flora algal (Orden de 6 de febrero de 1984; BOC de 22 de febrero) Llama la atención que, por el contrario, exista una Ley de Protección de los animales (Ley 3/1992, de 18 de marzo (BOC de 27 de marzo).

En materia conservacionista merecen recordarse la Orden de 4 de marzo de 1986 (BOC de 13 de marzo), mediante la que se declara al tejo (*Taxus baccata*) especie protegida en la Comunidad, y la Orden de 28 de mayo de 1986 (BOC de 10 de junio) por la que se aprueba el [Inventario Abierto de Árboles Singulares de Cantabria](#), que viene a desarrollar uno de los

mandatos de la Ley 6/1984, de 29 de octubre de 1984 ([BOC de 16 de noviembre](#)), de **Protección y fomento de las especies forestales autóctonas**. Desde entonces, tan sólo se han sucedido diversas Órdenes (de 4 de septiembre de 1986; de 22 de diciembre de 1988; de 9 de agosto de 1990; de 20 de junio de 1996, y de 23 de abril de 2003) que han ido ampliando el Inventario hasta 219 ejemplares o agrupaciones de árboles de interés.

## Castilla-La Mancha

Con posterioridad a la Ley 4/1989, la protección de la naturaleza está reglada por la [Ley de Conservación de la Naturaleza](#) (Ley 9/1999, de 26 de mayo; DOCM de 12 de junio), en cuyo Título V se establecen y regulan un conjunto de *hábitats de protección especial*, que mediante el Decreto 199/2001, de 6 de noviembre (DOCM de 13 de noviembre), se amplían y se hacen corresponder con sintáxones fitosociológicos. El **Catálogo Regional de Especies Amenazadas** se publica con el [Decreto 33/1998](#), de 5 de mayo (DOCM de 15 de mayo), incluyéndose en él 249 taxones vegetales, ampliados posteriormente a 436 mediante el Decreto 200/2001, de 6 de noviembre (DOCM de 13 de noviembre).

## Castilla y León

La protección de los espacios naturales está regulada por la [Ley de Espacios Naturales de la Comunidad de Castilla y León](#) (Ley 8/1991, de 10 de mayo; BOCL de 29 de mayo), no habiéndose creado hasta la fecha ningún *Catálogo* de especies silvestres protegidas, si bien se han publicado ya las normas por las que se regula el **Catálogo de Especímenes Vegetales de singular relevancia de Castilla y León**, orientado hacia la protección de las especies arbóreas autóctonas. Tan sólo señalar en este sentido el Decreto 341/1991, de 28 de noviembre (BOCL de 13 de diciembre), mediante el que se protege el acebo.

## Cataluña

La [Ley de Espacios naturales](#) (Ley 12/1985, de 13 de junio; DOGC de 28 de junio) es la principal norma reguladora de la protección de los recursos naturales, contemplando en el artículo 21 del Capítulo 4 la figura única de *Especie estrictamente protegida*, que aplica a 204 especies vasculares ligadas a alguna de las áreas de interés reconocidas en el territorio. Con la Orden de 31 de julio de 1991 (DOGC de 12 de agosto) se publican también normas protectoras de las fanerógamas marinas.

## Extremadura

La protección de la naturaleza aquí está regulada por la [Ley de Conservación de la Naturaleza y de Espacios Naturales de Extremadura](#) (Ley 8/1998, de 26 de junio; DOE de 28 de julio), contemplándose en ella la creación del [Catálogo de Especies Amenazadas de Extremadura](#), que se hace efectivo con el Decreto 37/2001, de 6 de marzo (DOE de 13 de marzo). Mediante el Decreto 4/1999 se crea la figura de *Árboles Singulares* para ejemplares o agrupaciones de árboles de especial interés, instándose a la Dirección General de Medio Ambiente a realizar su inventariación [\(7\)](#).

## Galicia

La protección del medio natural está regulada por la [Ley de Conservación de la Naturaleza](#) (Ley 9/2001, de 21 de agosto; BOG de 25 de septiembre), mediante la que se crea además el **Catálogo Gallego de Especies Amenazadas**. El [Catálogo](#), todavía en fase de proyecto, contemplará las cuatro figuras de protección reconocidas en la Ley 4/1989.

## La Rioja

Con la [Ley de Protección y desarrollo forestal de La Rioja](#) (Ley 2/1995, de 10 de febrero; BOR 21 de febrero) se establecen los principios directores de la política forestal, de la protección de la flora autóctona y de la conservación y mejora del medio natural. En ella se contempla la creación del [Catálogo Regional de Especies Amenazadas de Flora y Fauna Silvestres](#), que se materializó con el Decreto 59/1998, de 9 de octubre (BOR de 27 de octubre). El Catálogo contempla las cuatro figuras de protección de la Ley 4/1989, e incluye tan solo tres especies vasculares: *Ribes petraeum*, *Androsace riojana* y *Prunus lusitanica*, todas ellas catalogadas en peligro de extinción.

## Madrid

La [Ley 2/1991](#), de 14 de febrero (BOCM de 5 de marzo), es la norma vigente más importante para la **Protección y regulación de la fauna y flora silvestres en la comunidad de Madrid**. En ella se contempla la creación de un **Catálogo regional de especies amenazadas de fauna y flora silvestres**, que 'en todo caso incluirá las especies protegidas por el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas'. Su materialización tuvo lugar mediante el [Decreto 18/1992](#), de 26 de marzo (BOCM de 9 de abril), en el que se recogen las especies bajo algunas de las características contempladas en la Ley 4/1989, así como más de 200 especímenes arbóreos bajo la figura de [Árboles singulares \(8\)](#).

## Murcia

Con la Ley 4/1992, de 30 de julio (BORM de 14 de agosto), o [Ley de Ordenación y Protección del Territorio de la Región de Murcia](#), se crea el marco legal adecuado para la protección de la naturaleza. En ella se contemplan los instrumentos de ordenación del territorio, la protección de los espacios naturales (9), el procedimiento de tramitación de los Planes de ordenación de los recursos naturales, etc., y se insta a la Agencia Regional para el Medio Ambiente para elaborar los Planes de uso y gestión de los espacios naturales, al tiempo que se reclasifican y declaran protegidos algunos de ellos.

Las especies y subespecies protegidas en el territorio se recogen en el [Decreto 50/2003](#), de 30 de mayo (BORM de 10 de junio), por el que se crea el **Catálogo Regional de Flora Silvestre Protegida de la Región de Murcia**, que incluye 329 taxones de plantas vasculares bajo cuatro figuras de protección, además de un conjunto de taxones (especies, géneros y familias) cuyo aprovechamiento en el territorio requiere la obtención de autorización administrativa previa. La comunidad cuenta con un **Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia** realizado por especialistas en su flora (Sánchez Gómez *et al.*, 2002).

## Navarra

La [Ley de Espacios Naturales de Navarra](#) (Ley Foral 9/1996, de 17 de junio; BON de 28 de junio) crea el marco jurídico adecuado -y acorde con la Ley 4/1989- para la protección, conservación y mejora de los enclaves de interés, constituyéndose con ella la [Red de Espacios Naturales de Navarra](#) (10); el Primer Inventario de Espacios Naturales, Hábitats y Montes de Utilidad Pública de Navarra se publica con la Orden Foral 926/1996, de 6 de septiembre (BON de 4 de diciembre) y el Inventario de zonas húmedas de Navarra con el Decreto Foral 4/1997, de 13 de enero (BON de 29 de enero). El **Catálogo de la flora amenazada de Navarra** se crea con el [Decreto Foral 94/1997](#) (11), de 7 de abril (BON de 18 de abril).

## País Vasco

La Ley para la [Conservación de la naturaleza en el País Vasco](#) (Ley 16/1994, de 30 de junio; BOPV de 27 de julio y modificada por la Ley 2/1997, de 14 de marzo (BOPV de 15 de marzo)), es la principal normativa autonómica en materia conservacionista. En ella se contemplan, entre otros aspectos de interés, las figuras de protección de los espacios naturales, se crea la de [Árbol Singular \(12\)](#) para aquellos ejemplares significativos por su tamaño, edad, historia, belleza o situación y se contempla la creación del **Catálogo Vasco de Especies Amenazadas de la Fauna y la Flora, Silvestre y Marina**. La regulación del Catálogo se efectúa mediante el [Decreto 167/1996](#), de 9 de julio (BOPV de 22 de julio), recogiendo en un Anexo diversas especies de vertebrados; más tarde, con la Orden de 10 de julio de 1998 (BOPV de 28 de julio, y correcciones de 16 de octubre), se completa con la adición de especies de plantas vasculares.

## Valencia

Con la Ley 11/1994, de 27 de diciembre (DOGV de 9 de enero de 1995), o [Ley de Espacios Naturales Protegidos de la Comunidad Valenciana](#), se creó el marco legal adecuado para regular la protección, conservación, restauración, mejora y uso sostenible de los espacios naturales. La protección de la flora y de las comunidades vegetales viene realizándose en [microrreservas vegetales](#) (extensiones inferiores a 20 Ha de superficie, con una elevada concentración de plantas raras, endémicas, amenazadas o de elevado interés científico. Figura creada mediante el Decreto 218/1994, de 17 de octubre; DOGV de 3 de noviembre) (13), de las que hasta la fecha se han delimitado 250, sumando una superficie total de [1781,35 Ha](#) (103 en la provincia de Alicante, 86 en la de Valencia y 61 en la de Castellón).

Se espera que en un plazo razonable sea publicado el [Catálogo Valenciano de Especies de Flora Amenazada](#) (14), disponiéndose hasta la fecha sólo de una propuesta del Servicio de Protección de Especies de la Consellería de Medio Ambiente (Laguna *et al.*, 1998).

La información contenida en este artículo puede ampliarse en la obra *Especies vegetales protegidas en España: plantas vasculares* (J.A. Devesa & A. Ortega, 2004, Ministerio de Medio ambiente, 576 pp.), donde están reseñadas las fuentes documentales y bibliográficas utilizadas. No obstante, se han actualizado los datos de aquellas Comunidades Autónomas en las que se han publicado normas proteccionistas con posterioridad y, por tanto, no están contempladas en la obra citada.

Nota 1. La versión más actualizada es la 3.1 (2001), preparada por la Comisión de Supervivencia de Especies UICN y aprobada en la 51ª Reunión del Consejo de la UICN, celebrada en Gland, Suiza, el 9 de febrero de 2000. Las categorías reconocidas son: extinto (EX), extinto en estado silvestre (EW), en peligro crítico (CR), en peligro (EN), vulnerable (VU), casi amenazado (NT), preocupación menor (LC) y datos insuficientes (DD). Las categorías y criterios se encuentran disponibles libremente en la dirección de Internet: <http://www.iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/> . [Volver](#)

Nota 2. Ratificado por el Parlamento español el día 13 de mayo de 1986. La publicación del texto se efectuó en el Boletín Oficial del Estado de 1 de Octubre de 1986, 7 de junio y 5 de diciembre de 1988. [Volver](#)

Nota 3. Los catálogos, que se recogen literalmente en el Real Decreto 1997/1995 (BOE de 28 de diciembre), se modificaron parcialmente con la Directiva 97/62/CEE, publicada en el Diario Oficial nº L 305, de 8 de noviembre de 1997. [Volver](#)

Nota 4. Mediante la Ley 41/1997, de 5 de noviembre (BOE de 6 de noviembre), se modifican aspectos importantes en relación con la figura de Parques Nacionales, cuya gestión se hace recaer en una Comisión Mixta con representación paritaria de la Administración General del Estado y la de las Comunidades Autónomas en las que se ubiquen (la composición y funcionamiento de las Comisiones Mixtas de Gestión de los Parques y de sus Patronatos se recoge en el Real Decreto 1760/1998, de 31 de julio; B.O.E. de 1 de septiembre). [Volver](#)

Nota 5. Orden de 29 de agosto de 1996, BOE de 7 de septiembre; Orden de 9 de julio de 1998, BOE de 20 de julio y corrección de errores en el de 11 de agosto; Orden de 9 de junio de 1999, BOE de 22 de junio; Orden de 10 de marzo de 2000, BOE de 24 de marzo; Orden 2734/2002 del Ministerio de Medio Ambiente, de 21 de octubre, BOE de 5 de noviembre; Orden 2231/2005 del Ministerio de Medio Ambiente, de 27 de junio, BOE de 12 de julio. [Volver](#)

Nota 6. Bajo las figuras: En peligro de extinción, Sensible a la alteración de su hábitat, Vulnerable y De interés especial. [Volver](#)

Nota 7. Con el Decreto 36/2001, de 6 de marzo (DOE de 13 de marzo) se sometieron a protección 8 árboles o arboledas, a los que se han añadido 18 más con el Decreto 140/2005, de 7 de junio (DOE de 14 de junio). Véase: <http://www.consultia.net/esnoticia/verreportaje.asp?id=6275>. [Volver](#)

Nota 8. El Catálogo se ha modificado posteriormente tras la la incorporación o supresión de nuevos ejemplares de Árboles Singulares mediante la Orden de 10 de diciembre de 1993 (BOCM de 16 de diciembre) y la Orden de 12 de julio de 2004 (BOCM de 16 de julio). [Volver](#)

Nota 9. Con el Decreto 7/1993 se arbitran medidas para garantizar la protección de los ecosistemas acuáticos interiores, sometidos a fuertes impactos derivados de la industria, el turismo y la pesca, fundamentalmente. [Volver](#)

Nota 10. La Red incluye las figuras proteccionistas contempladas en Ley Foral 6/1987, de 10 de abril (BON de 20 de abril), sobre Normas urbanísticas regionales para la protección y uso del territorio, y adiciona la de Monumentos Naturales y Paisajes Protegidos. [Volver](#)

Nota 11. Con el Decreto Foral 165/1991, de 25 de abril (BON de 17 de mayo) se sometieron a protección -como Monumento Natural- 30 Árboles Singulares de Navarra, bien por su singularidad dendrológica, su relieve histórico, su interés científico-cultural o su calidad paisajística. Véase: [http://www.fedme.es/FEDME/ProteccionNaturaleza/PDF/Catalogo\\_Flora\\_Amenazada\\_Navarra.pdf](http://www.fedme.es/FEDME/ProteccionNaturaleza/PDF/Catalogo_Flora_Amenazada_Navarra.pdf) [Volver](#)

Nota 12. Su regulación se efectúa más tarde con el Decreto 265/1995, de 16 de mayo, (BOPV de 8 de junio), en el que ya se incluyen ejemplares de 15 especies. Nuevas adiciones: Decreto 23/1997, de 11 de febrero (BOPV de 25 de febrero). [Volver](#)

Nota 13. Con la Orden de 7 de diciembre de 1995 (DOGV de 2 de enero de 1996) se reguló su señalización. [Volver](#)

Nota 14. Ya ha sido publicado el Catálogo Valenciano de Especies de Fauna Amenazada (Decreto 32/2004, de 27 de febrero; DOGV de 4 de marzo), aunque en realidad la iniciativa data de 1994, cuando el Consell de la Generalitat lo aprobó mediante el

Decreto 265/1994, pero quedó derogado al ser parcialmente anulado por el Tribunal Superior de Justicia de la Comunidad Valenciana. [Volver](#)

## Referencias

Bañares, Á., G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz –eds.- (2004) Atlas y Libro Rojo de la Flora Vasculare Amenazada de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza.. Madrid. 1069 pp. Véase: <http://www.plant-talk.org/stories/36rdbspa.html>

Barreno, E., D. Bramwell, B. Cabezudo, M.A. Cardona, M. Costa, J. Fernández Casas, E. Fernández-Galiano, J. A. Fernández Prieto, C. Gómez Campo, E. Hernández Bermejo, V.H. Heywood, J. Izco, L. Llorens, J. Molero mesa, P. Montserrat, S. Rivas Martínez, C. Sáenz Laín, A. Santos Guerra, B. Valdés & W. Wildpret. 1985. *Listado de plantas endémicas, raras o amenazadas de España*. Información Ambiental MOPU 3: 48-71.

Blanca, G., B. Cabezudo, J.E. Hernández-Bermejo, C.M. Herrera, J. Molero, J. Muñoz & B. Valdés. 1999 Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, I: Especies en peligro de extinción. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla. Blanca, G., B. Cabezudo, J.E. Hernández-Bermejo, C.M. Herrera, J. Muñoz & B. Valdés (2000) Libro Rojo de la Flora Silvestre Amenazada de Andalucía, II: Especies vulnerables. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

Cabezudo, B., S. Talavera, G. Blanca. 2005. *Lista Roja de la flora vascular de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.

Devesa, J.A. y Ortega, A. 2004 *Especies vegetales protegidas en España: plantas vasculares*. Ministerio de Medio ambiente. Madrid.

Florido, G. y Lozano, P.J. 2005 Las figuras de protección de los espacios naturales en las Comunidades Autónomas españolas: una puesta al día. Boletín de la A.G.E. 40: 57-81.

Gómez Campo, C. –coord.- (1987) *Libro Rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares*. ICONA. Madrid.

Laguna, E., M.B. Crespo, G. Mateo, S. López, C. Fabregat, L. Serra, J.J. Herrero-Borgoñón, J.L. Carretero, A. Aguilera y Figuerola, A. 1998. *Flora endémica, rara o amenazada de la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, Conselleria de Medio Ambiente. Valencia.

Sáez, L. y Rosselló, J.A. 2001. *Llibre vermell de la flora vascular de les Illes Balears*. Govern de les Illes Balears, Conselleria de Medi Ambient. Palma de Mallorca.

Sánchez Gómez, P., M.A. Carrión, A. Hernández y Guerra, J. 2002. *Libro rojo de la flora silvestre protegida de la Región de Murcia, I & II*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Dirección General del Medio Natural. Murcia.

VV.AA. 2000. Lista Roja de la Flora Vasculare Española (valoración según categorías UICN). Conservación Vegetal 6 (extra): 11-38. Constituye el referente actual sobre la flora amenazada. En ella se recogen 1.414 taxones de la flora española peninsular e insular (472 viviendo en las Islas Canarias -458 no compartidas, más 14 compartidas con el resto del Estado-; 97 baleáricas -83 exclusivas y 14 compartidas- y 873 que habitan la España peninsular, Ceuta y Melilla -845 no compartidas y 28 compartidas con las islas-), lo que supone aproximadamente el 19% de la flora vasculare española. Véase: <http://www.plant-talk.org/stories/22rdbspa.html>

# El papel de las biotecnologías reproductivas en la conservación animal

M. Gomendio, E. Roldán<sup>1</sup>, J. Garde<sup>2</sup>, G. Espeso<sup>3</sup>

(1) Grupo de Ecología y Biología de la Reproducción, Departamento de Ecología Evolutiva, Museo Nacional de Ciencias Naturales (CSIC), José Gutiérrez Abascal 2, 28006 Madrid. España

(2) Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM-JCCM), 02071, Albacete. España

(3) Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). General Segura 1. E-04001 Almería, España - Dpto. de Biología Vegetal y Ecología. Escuela Politécnica Superior. Universidad de Almería. Crta. de Sacramento s/n. La Cañada de S. Urbano, Almería E-04120. España.

La destrucción y fragmentación del hábitat está conduciendo a un aumento de la consanguinidad que amenaza la viabilidad, tanto de poblaciones naturales como de programas de cría en cautividad. La consanguinidad aumenta la mortandad y disminuye la capacidad reproductiva de los individuos. En machos, la consanguinidad empeora la calidad seminal en aspectos clave para la fecundación. Para evitar los efectos de la consanguinidad es fundamental promover el intercambio de material genético entre diferentes poblaciones. Las biotecnologías reproductivas han aportado nuevas soluciones para facilitar el manejo genético de poblaciones de especies en peligro de extinción, como es el desarrollo de bancos de recursos genéticos, que permiten el almacenamiento de semen, óvulos y embriones congelados, además de otros tejidos. La ventaja principal de dichos bancos es que permiten mantener la variabilidad genética de una especie en forma casi indefinida. La aplicación de biotecnologías reproductivas como la congelación de semen y la inseminación artificial facilita el intercambio de genes entre poblaciones diferentes y permite llevar a cabo los apareamientos más aconsejables desde un punto de vista genético.

*Palabras clave:* consanguinidad, especies en peligro de extinción, biotecnologías reproductivas, congelación semen, inseminación artificial

**The role of reproductive biotechnologies in animal conservation.** Habitat destruction and fragmentation is leading to an increase in inbreeding which threatens the viability of both natural populations and captive breeding programmes. Inbreeding increases individual mortality rates and decreases reproductive rates. Among males inbreeding decreases seminal quality affecting traits crucial for fertilization success. To avoid the deleterious effects of inbreeding it is necessary to promote gene exchange between populations. Reproductive biotechnologies offer new solutions to facilitate the genetic management of endangered species, such as the development of genetic resource banks, which allow the preservation of semen, ova, and embryos, as well as other tissues. The main advantage of these banks is that they preserve the genetic variability of a given species indefinitely. The use of reproductive biotechnologies such as semen cryopreservation and artificial insemination facilitate the exchange of genes between populations and allow matings which are desirable from the point of view of genetic management.

*Key words:* inbreeding, endangered species, reproductive biotechnologies, semen cryopreservation, artificial insemination

## La crisis de la biodiversidad: los programas de reproducción en cautividad

La tasa de extinción de especies se ha acelerado en los últimos años debido al crecimiento exponencial de la población humana y al uso intensivo de recursos naturales que ello conlleva (May *et al.*, 1995). En mamíferos, de las 4.853 especies evaluadas, se sabe que 1.101 están amenazadas o son vulnerables, es decir el 23% de todas las especies de las que se posee suficiente información (IUCN, 2004), aunque el número real es probablemente mucho mayor. Este número es muy superior a la proporción de especies amenazadas que hay en otros grupos como las aves, probablemente porque muchas especies de mamífero son sobre-explotadas a través de la caza (Mace y Balmford, 2000). Entre los grupos de mamíferos que contienen una mayor proporción de especies amenazadas se encuentran los ungulados, siendo la causa principal su sobreexplotación a través de la caza para la obtención de comida, pieles y cuernas. De hecho es el único grupo de mamíferos donde la caza es una causa más frecuente de amenaza que la pérdida de hábitat.

Cuando resulta muy difícil detener las causas que están provocando el declive de las poblaciones en su hábitat, y las poblaciones naturales se han reducido por debajo de lo que se considera una población viable, se recomienda la cría en cautividad de una especie. La reproducción en cautividad ha salvado de la extinción a un número considerable de especies, incluso en aquellos casos en los que el declive de las poblaciones naturales había llegado a tal extremo que la cría en cautividad se tuvo que iniciar con muy pocos individuos. Este es el caso del turón de patas negras cuya población fundadora consistió en seis individuos, la del caballo de Prezwalski cuya población fundadora incluyó a 13 individuos, y la de la gacela de Speke que comenzó con cuatro, y posteriormente se incorporaron tres individuos más capturados en libertad (revisión en Hedrick y Kalinowski, 2000). Algunas de estas especies han sido reintroducidas posteriormente a su hábitat natural, aunque hasta la fecha el éxito de los programas de reintroducción ha sido muy bajo (Mackinnon, 2000).

Tradicionalmente se ha considerado que el objetivo principal de los programas de cría en cautividad era el de producir muchos individuos, con el fin de re-introducir un número suficientemente elevado de animales al hábitat natural como para garantizar la viabilidad a largo plazo de las poblaciones re-introducidas. Sin embargo, este enfoque se ha encontrado con importantes obstáculos. Por un parte, cuando se recurre a la cría en cautividad como reacción de emergencia ante una extinción inminente, a menudo se conoce tan poco de la reproducción de la especie que es muy difícil saber cómo contribuir a que aumente el número de individuos. Por otra, el coste de mantener animales en cautividad es muy elevado, y el espacio disponible limitado, por lo que los recursos no permiten establecer programas de cría en cautividad para todas las especies que lo necesitan. Finalmente, el objetivo final que este enfoque plantea ha resultado muy poco exitoso, puesto que tan sólo cinco programas de re-introducciones de especies de mamíferos (que representa el 11% de todos los intentos) han conseguido poblaciones viables en libertad (Balmford, 2000).

Estos problemas han obligado a re-evaluar los objetivos de los programas de cría en cautividad. En la actualidad dichos programas se contemplan como una estrategia complementaria, en lugar de alternativa, a la protección de las poblaciones naturales. Bajo este enfoque se considera que un objetivo fundamental de los programas de cría en cautividad es el de contar sólo con algunos de los individuos de la especie, con el fin de mejorar el conocimiento de su reproducción y desarrollar técnicas de reproducción asistida que facilitan el intercambio genético entre poblaciones mantenidas en cautividad, y entre éstas y poblaciones naturales. La aplicación de biotecnologías reproductivas permite preservar el máximo de diversidad genética y evitar los efectos de la consanguinidad en todas las poblaciones (Gomendio y Roldan, 2004; Roldan y Garde, 2004).

Dentro de este contexto se encuadran los programas de cría en cautividad de ungulados en peligro de extinción que se desarrollan en la Estación Experimental de Zonas Áridas (CSIC). Entre 1971 y 1975 se iniciaron programas de cría en cautividad de tres especies de gacelas procedentes del Norte de África: la gacela de Cuvier (*Gazella cuvieri*), gacela dorcas (*Gazella dorcas neglecta*) y gacela Mohor (*Gazella dama mhorri*). *Gazella cuvieri* es una especie de montaña que habita la zona del Atlas, donde quedan grupos pequeños y dispersos. Está categorizada por la IUCN en la Lista Roja como 'Amenazada'. *Gazella dorcas neglecta* es una especie de menor tamaño corporal que habita zonas desérticas, y la especie está categorizada como 'vulnerable', aunque no se especifica el status de la subespecie *neglecta* que se cree está amenazada, debido en gran medida a la caza indiscriminada de la que es objeto. Finalmente, *G. dama mhorri* es la especie de mayor tamaño corporal, que habitaba zonas semi-desérticas. Está categorizada como 'Amenazada' y no se han observado animales en libertad desde 1968. El éxito de los programas de cría en cautividad de estas tres especies de gacelas, y los protocolos de manejo desarrollados, permiten abordar estudios que en general no son posibles en especies amenazadas. Ello hace de estas especies un modelo ideal para estudios reproductivos de aplicabilidad a otras especies de ungulados en peligro de extinción. Nuestro grupo de investigación trabaja desde hace 10 años con estas tres especies de gacelas amenazadas con el doble objetivo de comprender los efectos de la consanguinidad sobre la reproducción y de desarrollar biotecnologías reproductivas que contribuyan a su conservación.

## Depresión por consanguinidad y heterocigosis

Es habitual que la reproducción en cautividad de una especie se inicie sólo cuando se considera que las poblaciones naturales corren un riesgo inminente de extinguirse. Cuando una especie llega a esa situación, y la cría en cautividad se inicia con una población fundadora con pocos individuos, la consanguinidad a lo largo de las primeras generaciones es inevitable, y el éxito del programa de cría depende en gran medida de que se puedan evitar los efectos deletéreos de la consanguinidad sobre la supervivencia y reproducción de los individuos (es decir, la 'depresión por consanguinidad'). El término 'consanguinidad' se refiere al apareamiento entre individuos relacionados genéticamente y sus efectos deletéreos están relacionados con la disminución de la heterocigosidad que se produce a medida que se generan descendientes consanguíneos (Charlesworth y Charlesworth, 1987).

La forma tradicional de abordar el estudio de la consanguinidad y su efecto sobre la eficacia biológica ha sido calculando el coeficiente de consanguinidad  $f$  en base a la información genealógica (Wright, 1922). El coeficiente de consanguinidad se define como la probabilidad de que los dos alelos de un locus sean idénticos por descendencia, y representa el valor esperado de homocigosis para todo el genoma. En animales mantenidos en cautividad y en animales domésticos la depresión por

consanguinidad se ha reconocido desde hace tiempo (Charlesworth y Charlesworth, 1987; Thornhill, 1993), siendo el efecto más frecuentemente detectado un aumento en la mortandad juvenil (Ralls *et al.*, 1979; Ralls y Ballou, 1986; Mitton, 1993).

Nuestros estudios en gacelas han profundizado en los efectos de la consanguinidad sobre la fisiología reproductiva masculina. Puesto que las tres especies de gacelas en peligro de extinción con las que trabajamos tienen poblaciones fundadoras de diferente tamaño, sus poblaciones en cautividad tienen diferentes niveles de consanguinidad. Nuestros resultados demuestran que los machos de la especie con niveles más elevados de consanguinidad (*Gazella cuvieri*) tienen una peor calidad seminal que los machos de las otras dos especies (Cassinello *et al.*, 1998). Cuando comparamos machos de *Gazella cuvieri* con diferentes coeficientes de consanguinidad pudimos comprobar que los machos más consanguíneos sufren una disminución en la proporción de espermatozoides móviles, en la proporción de espermatozoides morfológicamente normales, y en la proporción de espermatozoides con acrosoma intacto, características importantes de cara a la capacidad fecundante de los espermatozoides (Roldan *et al.*, 1998). Los efectos de la consanguinidad sobre la calidad seminal no son tan marcados en *Gazella dorcas neglecta* y *Gazella dama mhorr* cuyas poblaciones tienen niveles bajos e intermedios respectivamente de consanguinidad (Gomendio *et al.*, 2000). Otro efecto negativo de la consanguinidad es que aumenta la vulnerabilidad de los individuos frente a los parásitos (Cassinello *et al.*, 2001), lo que podría suponer un riesgo para su supervivencia.

La consanguinidad no es un problema limitado a las poblaciones mantenidas en cautividad, pues se ha detectado depresión por consanguinidad en poblaciones naturales (Keller y Waller, 2002). Durante mucho tiempo se negó la posibilidad de que la consanguinidad fuese un fenómeno relevante en poblaciones naturales debido a la falta de evidencia. Parte del problema reside en la dificultad de construir genealogías en poblaciones naturales para poder calcular la consanguinidad. En las pocas poblaciones de aves donde se ha conseguido esta información, los análisis han revelado que la consanguinidad está presente y que disminuye el éxito reproductor, principalmente a través de una reducción en la tasa de eclosión, y que también disminuye la tasa de supervivencia tanto de juveniles como de adultos (Keller, 1998; Keller *et al.*, 1994; Kruuk *et al.*, 2002). Dadas las dificultades de construir genealogías en poblaciones naturales, un enfoque alternativo ha sido el de aprovechar el hecho de que la consanguinidad reduce la heterocigosis. Por lo tanto, se ha propuesto que la depresión por consanguinidad se puede detectar relacionando la heterocigosis medida con marcadores moleculares con caracteres asociados a la eficacia biológica. Estudios llevados a cabo en poblaciones naturales de diferentes especies han encontrado asociaciones entre los niveles de heterocigosis medida con marcadores moleculares y diversos componentes de la eficacia biológica como el peso al nacer y la supervivencia neonatal (Coltman *et al.*, 1998; Coulson *et al.*, 1998; Rossiter *et al.*, 2001), la supervivencia juvenil (Coulson *et al.*, 1999), el éxito reproductivo de las hembras (Slate *et al.*, 2000), el éxito de cópula de los machos (Hoglund *et al.*, 2002), y la vulnerabilidad frente a los parásitos y patógenos (Coltman *et al.*, 1999; Acevedo-Whitehouse *et al.*, 2003; Reid *et al.*, 2003). Los efectos de la consanguinidad sobre la reproducción y la supervivencia pueden conducir a las poblaciones naturales a la extinción, como es el caso de una metapoblación de mariposas (*Melitaea cinxia*; Saccheri *et al.*, 1998). Un estudio reciente llevado a cabo por nuestro grupo de investigación en poblaciones cinegéticas de ciervos aisladas por vallados ha puesto en evidencia que los individuos con niveles bajos de heterocigosis (estimada sobre la base de microsatélites) sufren mayores cargas parasitarias (Gomendio *et al.*, 2006). Además, en poblaciones naturales de corzo hemos demostrado que los individuos con niveles más bajos de heterocigosis están en peor condición física (Ruiz *et al.*, 2006). Por lo tanto, numerosos estudios han hallado relaciones entre los niveles de heterocigosis medida con marcadores moleculares y caracteres relacionados con la eficacia biológica individual. Es probable que la consanguinidad sea un fenómeno cada vez más extendido en poblaciones naturales debido a que la destrucción del hábitat está conduciendo a la fragmentación y aislamiento de muchas poblaciones.

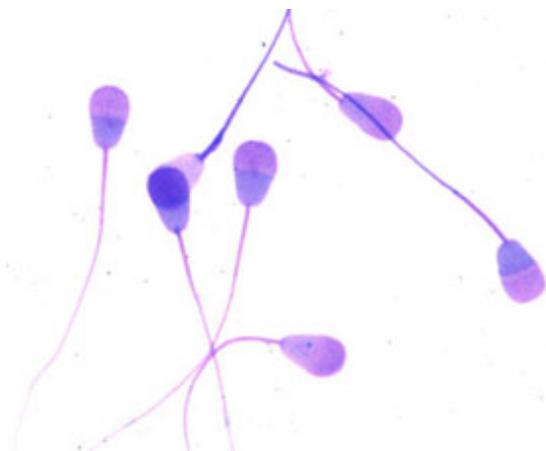
## Bancos de recursos genéticos y técnicas de reproducción asistida

Para evitar la consanguinidad es fundamental promover el intercambio de material genético entre diferentes poblaciones y mantener poblaciones de gran tamaño. Sin embargo, cumplir dichos objetivos entraña serias dificultades. El intercambio de animales entre poblaciones genera estrés en los animales trasladados, plantea riesgos sanitarios, a menudo los animales incorporados a una población diferente no se integran adecuadamente al nuevo grupo social, y en animales de gran tamaño los traslados suponen un elevado coste económico. Por otra parte, mantener poblaciones de gran tamaño en los programas de cría en cautividad es a menudo impracticable debido a la limitación de recursos.

Las biotecnologías reproductivas han aportado soluciones alternativas para facilitar el manejo genético de poblaciones de especies en peligro como es el desarrollo de bancos de recursos genéticos (Holt *et al.*, 1996; Wildt *et al.*, 1997; Wildt y Wemmer, 1999). Los bancos de recursos genéticos permiten el almacenamiento de semen, óvulos y embriones congelados, además de otros tejidos. La ventaja principal de dichos bancos es que permiten mantener la variabilidad genética de una especie en forma casi indefinida. Así pues, el semen de los machos que se almacena en estos bancos se puede utilizar durante muchos años después de la muerte del animal. La existencia de un banco de recursos genéticos reduce considerablemente el número de individuos vivos que se necesitan para mantener una población viable, por lo que se reducen las necesidades de espacio que se requieren para recuperar una especie, lo que permite reducir los costos, y ampliar el número de especies que se pueden beneficiar de dichos programas.

La principal dificultad de crear un banco de recursos genéticos radica en la necesidad de conocer en profundidad la reproducción de la especie en cuestión. Puesto que a lo largo de la evolución las especies han divergido principalmente en los aspectos reproductivos, las diferencias entre especies en comportamiento y fisiología reproductiva son mucho mayores que en otros niveles. Por ello, la reproducción de cada especie presenta muchas características específicas, que limitan la aplicación de conocimientos procedentes de especies cercanas filogenéticamente. Los intentos llevados a cabo hasta la fecha han demostrado hasta qué punto las técnicas de reproducción asistida y los protocolos de congelación varían de una especie a otra. Dicha variabilidad entre especies dificulta a veces los primeros pasos, precisamente cuando la situación de una especie se considera límite.

El primer paso para el establecimiento de un banco de recursos genéticos es el desarrollo de protocolos de congelación de espermatozoides adecuados (**Fig. 1**). Los espermatozoides son células delicadas que para sobrevivir la criopreservación requieren ser deshidratados y rehidratados mediante el uso de diluyentes que contienen crioprotectores específicos (productos que estabilizan las membranas celulares), y mediante unos procesos de enfriamiento y congelación que minimicen el daño que el hielo produce en la célula. Por lo tanto, los protocolos de criopreservación deben de ser modificados y optimizados cuidadosamente para cada especie. Hemos trabajado en el desarrollo de protocolos de congelación para *Gazella cuvieri*, *Gazella dorcas neglecta* y *Gazella dama mhorrr*, y hemos encontrado que el diluyente más eficiente es diferente para cada especie. Además, el éxito en relación a la capacidad del semen de cada especie de sobrevivir a la congelación varió entre las tres especies, de forma que los mejores resultados se consiguieron en *G. dorcas neglecta*, en *G. dama* los resultados fueron intermedios, y los peores resultados se obtuvieron en *G. cuvieri* (Roldan *et al.*, 2002; Garde *et al.*, 2003a). El hecho de que estas diferencias correspondan con los niveles de consanguinidad de cada especie sugiere que la consanguinidad no sólo afecta a la morfología y motilidad de los espermatozoides, sino que también aumenta su vulnerabilidad frente a la congelación. Las diferencias entre especies podrían deberse a distinta constitución de las membranas de los espermatozoides (Roldan y Shi, 2006) y, con ello, a distintos grados de resistencia diferentes al choque osmótico (Roldan y Garde, 2004). Se ha seguido trabajando en la mejora de los protocolos de congelación para *G. dama* y *G. cuvieri* pero, aunque se han conseguido avances para la primera especie, los resultados para *G. cuvieri* siguen siendo poco satisfactorios debido a la mala calidad seminal que presentan los machos (Garde *et al.*, 2003b; Arregui *et al.*, 2005). También se ha evaluado la capacidad fecundante de los espermatozoides en el laboratorio, lo que ha revelado que en *G. cuvieri* se encuentra disminuida respecto a las otras dos especies (del Olmo *et al.*, 2005).



**Figura 1a.** Espermatozoides de gacela dama antes de la congelación.



**Figura 1b.** Congelación de espermatozoides en pajuelas sobre vapores de nitrógeno líquido.

Una vez se han desarrollado protocolos de congelación de semen adecuados, el siguiente paso es la puesta a punto de técnicas de sincronización de ciclos ováricos y de inseminación artificial, que permitan el intercambio de material genético entre poblaciones. La posibilidad de inseminar hembras con semen congelado también aumenta la eficiencia de la cría en cautividad puesto que se pueden elegir los apareamientos que minimicen los efectos de la consanguinidad sin necesidad de someter a los animales al estrés de cambios continuos de grupo social, y sin los riesgos de que incompatibilidades de tipo comportamental impidan apareamientos aconsejables desde un punto de vista genético. La inseminación artificial requiere mucho más que depositar espermatozoides en el tracto reproductor de una hembra, puesto que requiere un conocimiento muy preciso del momento de la ovulación, y del lugar específico en el que depositar espermatozoides. Experiencias previas en ciervo ibérico permitieron poner a punto la técnica y examinar factores que determinan el éxito de fecundación. Los resultados indican que una elevada velocidad de natación de los espermatozoides y una elevada proporción de espermatozoides normales son fundamentales para el éxito de la inseminación artificial (Malo *et al.*, 2005). A su vez, la velocidad de natación de los espermatozoides está determinada por el diseño morfológico de los mismos (Malo *et al.*, 2006). Hemos realizado un ensayo de inseminación artificial intrauterina mediante laparoscopia bajo anestesia quirúrgica y empleando semen congelado en *G. dama mhorrr*. Como resultado de dicho ensayo en el año 2005 se obtuvo una gestación

que transcurrió con normalidad y a los 202 días de la inseminación artificial nació un macho por parto natural que, en la actualidad, se encuentra en perfecto estado de salud (Garde *et al.*, 2006). Este resultado representa el primer nacimiento en el mundo de una cría de gacela obtenida mediante inseminación artificial con semen congelado (**Fig. 2**).



**Figura 2.** Primera cría de gacela dama nacida en el mundo mediante inseminación artificial con semen congelado

Hasta el presente, se ha puesto mucho énfasis en la obtención, criopreservación y uso de gametos masculinos (espermatozoides) en los esfuerzos de conservación de recursos genéticos de especies amenazadas. Sin embargo, y para lograr conservar un máximo de diversidad genética, es importante desarrollar métodos que permitan también la obtención, conservación y uso de los gametos femeninos, lo cual involucra una serie de desafíos técnicos. Con este propósito, hemos comenzado estudios de obtención, maduración, fecundación y cultivo *in vitro* de oocitos de gacela Mohor, con el fin de desarrollar protocolos adecuados de conservación de gametos femeninos y embriones para un banco de recursos genéticos (González *et al.*, 2005; Berlinguer *et al.*, 2006, Roldan *et al.*, 2006). Los resultados preliminares obtenidos en gacela dama son muy alentadores, pues constituyen el primer caso de maduración y fecundación *in vitro* de oocitos y cultivo de embriones *in vitro* en especies de gacelas, y representa un avance considerable en la conservación de germoplasma femenino para el establecimiento de bancos de recursos genéticos de estas especies amenazadas. También se ha tenido oportunidad de iniciar un estudio con recuperación y maduración *in vitro* de oocitos a partir de ovarios de animales que mueren súbitamente (Roldan *et al.*, 2006).

## Perspectivas de futuro

La escala a la que se está produciendo la destrucción del hábitat en todo el Planeta hace predecir que la fragmentación de las poblaciones naturales en unidades pequeñas y aisladas será un fenómeno cada vez más extendido. Ello hace suponer que la consanguinidad adquirirá cada vez mayor importancia, y evitar sus efectos deletéreos será un objetivo fundamental en las estrategias de conservación. Por un parte, en los casos en los que las causas del declive de una especie no puedan ser frenadas, será necesario establecer programas de cría en cautividad. En estos casos los bancos de recursos genéticos permitirán reducir las necesidades de espacio para cada especie, y la aplicación de biotecnologías reproductivas permitirá el intercambio de genes entre poblaciones diferentes y facilitará los apareamientos más aconsejables desde un punto de vista genético. Por otra parte, las poblaciones naturales que se fragmenten necesitarán de un manejo genético que evite la consanguinidad y promueva el flujo génico entre poblaciones aisladas, por lo que las biotecnologías reproductivas serán herramientas de indudable utilidad en el campo. Finalmente, en las ocasiones en las que sea posible, la estrategia óptima consistirá en el intercambio de gametos entre poblaciones mantenidas en cautividad y poblaciones naturales, de forma que los programas de cría puedan incorporar material genético de poblaciones naturales sin necesidad de extraer individuos de poblaciones que están en declive, y que las poblaciones naturales puedan incorporar material genético de los individuos que forma parte de un programa de cría sin necesidad de re-introducciones que implican un elevado coste y una tasa de éxito baja.

## Agradecimientos

Los proyectos de nuestro grupo de investigación han sido financiados por el Ministerio de Educación y Ciencia. Agradecemos a Eulalia Moreno (Directora EEZA-CSIC) el permiso para trabajar con los animales, y al personal del Parque de Rescate de la Fauna Sahariana (EEZA-CSIC) el entusiasmo con el que han colaborado en los proyectos de investigación y su profesionalidad en el manejo de los animales.

## Referencias

- Acevedo-Whitehouse, K., Gulland, F., Greig, D. y Amos, W. 2003. Disease susceptibility in California sea lions. *Nature* 422: 35.
- Arregui, L., del Olmo, A., Gomendio, M., Espeso, G., Garde, J.J. y Roldan, E.R.S. 2005. Puesta a punto de un protocolo de criopreservación de semen de *Gazella dama mhorr* para su aplicación en un banco de recursos genéticos. *VII Jornadas de la Sociedad Española de Conservación y Estudios de Mamíferos*, Valencia, 3-6 Diciembre 2005.
- Balmford, A. 2000. Priorities for captive breeding – which mammals should board the ark? En *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity*. (eds. Entwistle, A., Dunstone, N.) Cambridge University Press, pp. 291-307. Cambridge
- Berlinguer, F., Succu, S., del Olmo, A., Gonzalez, R., Garde, J.J., Espeso, G., Gomendio, M., Ledda, S. y Roldan, E.R.S. 2006. *In vitro* oocyte maturation, fertilization and culture after laparoscopic ovum pick-up in an endangered gazelle (*Gazella dama mhorr*). *Reprod. Fertil. Dev.* 18: 216.
- Cassinello, J., Abaigar, T., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 1998. Characteristics of the semen of three endangered species of gazelles. *J. Reprod. Fert.* 113: 35-45.
- Cassinello, J., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2001. The relationship between coefficient of inbreeding and parasite burden in endangered ungulates. *Conserv. Biol.* 15: 1171-1174.
- Charlesworth, D. y Charlesworth, B. 1987. Inbreeding depression and its evolutionary consequences. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18: 237-268.
- Coltman, D.W., Don Bowen, W. y Wright, J.M. 1998. Birth weight and neonatal survival of harbour seal pups are positively correlated with genetic variation measured by microsatellites. *Proceedings of the Royal Society London B* 265: 803-809.
- Coltman, D.W., Pilkington, J.G., Smith, J.A. y Pemberton, J.M. 1999. Parasite-mediated selection against inbred soay sheep in a free-living, island population. *Evolution* 53: 1259-1267.
- Coulson, T., Albon, S.D., Slate, J. y Pemberton, J. 1999. Microsatellite loci reveal sex-dependent responses to inbreeding and outbreeding in red deer calves. *Evolution* 53: 1951-1960.
- Coulson, T.N., Pemberton, J.M., Albon, S.D., Beaumont, M., Marshall, T.C., Slate, J., Guinness, F.E. y Clutton-Brock, T.H. 1998. Microsatellites reveal heterosis in red deer. *Proceedings of the Royal Society London B* 265: 489-495.
- del Olmo, A., Arregui, L., Garde, J.J., Espeso, G., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2005. Crioconservación y evaluación de la capacidad funcional de los espermatozoides de tres especies de gacelas amenazadas: *Gazella cuvieri*, *Gazella dama mhorr* y *Gazella dorcas neglecta*. *VII Jornadas de la Sociedad Española de Conservación y Estudios de Mamíferos*, Valencia, 3-6 Diciembre 2005.
- Garde, J.J., del Olmo, A., Soler, A.J., Espeso, G., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2003b. Improving semen cryopreservation protocols for the establishment of a genetic resource bank of endangered Mohor gazelle (*G. dama mhorr*). *Fertility 2003, Joint Meeting of the British Andrology Society, British Fertility Society and Society for Reproduction and Fertility*, Aberdeen, Gran Bretaña, 13-17 Julio 2003.
- Garde, J.J., Gomendio, M., Espeso, M. y Roldan, E.R.S. 2006. Live birth of a Mohor gazelle (*Gazella dama mhorr*) calf following intrauterine insemination with frozen-thawed semen. *Reprod. Fertil. Dev.* 18: 218.
- Garde, J.J., Soler, A.J., Cassinello, J., Crespo, C., Malo, A.F., Espeso, G., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2003a. Sperm

- cryopreservation in three species of endangered gazelles (*Gazella cuvieri*, *G. dama mhorr* and *G. dorcas neglecta*). *Biol. Reprod.* 69: 602-611.
- Gomendio, M., Cassinello, J. y Roldan, E.R.S. 2000. A comparative study of ejaculate traits in three endangered ungulates with different levels of inbreeding: Fluctuating asymmetry as an indicator of reproductive and genetic stress. *Proc. Roy. Soc. Lond. B.* 267: 875-882.
- Gomendio, M., Malo, A., Garde, J., Vicente, J., Rey, I., Gortazar, C. y Roldan, E.R.S. 2006. Genetic variation influences spleen mass and parasite burden through its effects upon body condition among male red deer (enviado a publicar).
- Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2004. La conservación de la biodiversidad: un reto científico. En *El conocimiento científico como referente político en el Siglo XXI*. Nombela C, ed. Fundación BBVA, Madrid, pp. 117-158.
- González, R., Berlinguer, F., Succu, S., del Olmo, A., Espeso, G., Garde, J.J., Gomendio, M., Ledda, S. y Roldan, E.R.S. 2005. Maduración y fecundación *in vitro* de oocitos de gacelas en peligro de extinción para el establecimiento de bancos de recursos genéticos. *VII Reunión Anual de la Sociedad Española de Conservación y el Estudio de los Mamíferos*, Valencia, 3-6 diciembre 2005.
- Hedrick, P.W. y Kalinowski, S.T. 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 139-162.
- Hoglund, J., Piertney, S.B., Alatalo, R.V., Lindell, J., Lundberg, A. y Rintamaki, P.T. 2002. Inbreeding depression and male fitness in black grouse. *Proceedings of the Royal Society London B* 269: 711-715.
- Holt, W.V., Bennett, P.M. y Volobouev, V. (1996) Genetic resource banks in wildlife conservation. *J. Zool. Lond.* 238: 531-544.
- IUCN, 2004. *IUCN Red List of Threatened Animals*. <http://www.redlist.org/> Downloaded 13 January 2006.
- Keller, L.F. 1998. Inbreeding and its fitness effects in an insular population of song sparrows (*Melospiza melodia*). *Evolution* 52: 240-250.
- Keller, L.F., Arcese, P., Smith, J.N.M., Hochachka, W.M. y Stearns, S.C. 1994. Selection against inbred song sparrows during a natural population bottleneck. *Nature* 372: 356-357.
- Keller, L.F. y Waller, D.M. 2002. Inbreeding effects in wild populations. *Trends Ecol. Ecol.* 17: 230-241.
- Kruuk, L.E.B., Sheldon, B.C. y Merila, J. 2002. Severe inbreeding depression in collared flycatchers (*Ficedula albicollis*). *Proc. R. Soc. Lond. B* 269: 1581-1589.
- Mace, G.M. y Balmford, A. 2000. Patterns and processes in contemporary mammalian extinction. En *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity*. (eds. Entwistle, A., Dunstone, N.) Cambridge University Press, Cambridge, pp. 27-52.
- Mackinnon, K. 2000. Never say die: fighting species extinction. En *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity*. (eds. Entwistle, A., Dunstone, N.) Cambridge University Press, Cambridge, pp. 335-353.
- Malo, A.F., Garde, J.J., Soler, A.J., Garcia, A., Gomendio, M. y Roldan, E.R.S. 2005. Male fertility in natural populations of red deer is determined by sperm velocity and the proportion of normal spermatozoa. *Biology of Reproduction* 72: 822-829.
- Malo, A.F., Gomendio, M., Garde, J., Lang-Lenton, B., Soler, A.J. y Roldan, E.R.S. 2006. Sperm design and sperm function. *Biology Letters* doi:10.1098/rsbl.2006.0449.
- May, R.M., Lawton, J.H. y Stork, N.E. 1995. Assessing extinction rates. En *Extinction Rates*. Lawton J.H., May R.M., eds. Oxford University Press, Oxford, pp. 1-24.
- Mitton, J.B. 1993. Theory and data pertinent to the relationship between heterozygosity and fitness. En *The Natural History of Inbreeding and Outbreeding*. (ed. Thornhill NW) University of Chicago Press, Chicago & London, pp. 17-41.
- Ralls, K. y Ballou, J.D. 1986. Captive breeding programs for populations with a small number of founders. *Trends in Ecology and Evolution* 1: 19-22.

- Ralls, K., Brugger, K. y Ballou, J.D. 1979. Inbreeding and juvenile mortality in small populations of ungulates. *Science* 206: 1101-1103.
- Reid, J.M., Arcese, P. y Keller, L.F. 2003. Inbreeding depresses immune response in song sparrows (Melospiza melodia): direct and inter-generational effects. *Proceedings Royal Society London B* 270: 2151-2157.
- Roldan, E.R.S., Cassinello, J., Abaigar, T. y Gomendio, M. 1998. Inbreeding, fluctuating asymmetry, and ejaculate quality in an endangered ungulate. *Proceedings of the Royal Society of London B* 265: 243-248.
- Roldan, E.R.S., Berlinguer, F., Succu, S., Gonzalez, R., del Olmo, A., Espeso, G., Gomendio, M. y Ledda, S. 2006. *In vitro* maturation of oocytes from endangered dorcas gazelle (Gazella dorcas neglecta). *Reprod. Fertil. Dev.* 18: 223.
- Roldan, E.R.S. y Garde, J.J. 2004. Biotecnología de la reproducción y conservación de especies en peligro de extinción. En *Los Retos Medioambientales del siglo XXI. La Conservación de la Biodiversidad en España*. M. Gomendio, ed. Fundación BBVA, Madrid, pp.283-307.
- Roldan, E.R.S. y Shi, Q.X. 2006. Sperm phospholipases and acrosomal exocytosis. *Frontiers in Bioscience* (en prensa).
- Roldan, E.R.S., Soler, A.J., Crespo, C., Malo, A.F., Espeso, G., Gomendio, M. y Garde, J. 2002. Semen cryopreservation in endangered gazelles. *Proc. 9<sup>th</sup> Int. Symp. Spermatol., Cape Town, South Africa*, (eds. van der Horst, G. et al.) Monduzzi Editore, Bologna, pp. 139-142.
- Rossiter, S.J., Jones, G., Ransome, R.D. y Barrat, E.M. 2001. Outbreeding increases offspring survival in wild greater horseshoe bats (Rhinolophus ferrumequinum). *Proceedings of the Royal Society of London B* 268: 1055-1061.
- Ruiz, M.J., Roldan, E.R.S., Rey, I., Malo, A.F. y Gomendio, M. 2006. La variabilidad genética influye sobre la condición física en machos de corzo. *Galemys* (en prensa).
- Saccheri, I., Kuussaari, M., Kankare, M., Vikman, P., Fortelius, W. y Hanski, I. 1998. Inbreeding and extinction in a butterfly metapopulation. *Nature* 392: 491-494.
- Slate, J., Kruuk, L.E.B., Marshall, T.C., Pemberton, J.M. y Clutton-Brock, T.H. 2000. Inbreeding depression influences lifetime breeding success in a wild population of red deer (Cervus elaphus). *Proceedings of the Royal Society of London B* 267: 1657-1662.
- Thornhill, N.W. 1993. *The natural history of inbreeding and outbreeding*. The University of Chicago Press, Chicago & London.
- Wildt, D.E., Rall, W.F., Critser, J.K., Monfort, S.L. y Seal, U.S. 1997. Genome resource banks. Living collections for biodiversity conservation. *Bioscience* 47: 689-698.
- Wildt, D.E. y Wemmer, C. 1999. Sex and wildlife: the role of reproductive science in conservation. *Biodiv. Conserv.* 8: 965-976.

# Informatización del conocimiento para la conservación de la biodiversidad

E. Mata Montero, E. Mata

Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio). Apdo. postal 22-3100. Santo Domingo de Heredia, Costa Rica

El proceso de informatizar el conocimiento necesario para conservar la biodiversidad de un país o región requiere de varias etapas de desarrollo de sistemas de información. Típicamente se inicia con el manejo de datos en formatos analógicos y se continúa con una secuencia de seis etapas más que culminan con el desarrollo de sistemas digitales interinstitucionales descentralizados que permiten generar y acceder a conocimiento para la toma de decisiones, la definición de políticas y la educación ambiental. Este artículo presenta, a partir de la pionera experiencia bioinformática del Instituto Nacional de Biodiversidad en Costa Rica, los retos de esta naciente área interdisciplinaria, las fases típicas de implantación de sistemas bioinformáticos en una institución y las oportunidades actuales que brindan nuevas tecnologías e iniciativas mundiales que facilitan el enfrentar estos retos.

*Palabras clave:* bioinformática, sistemas de información para la conservación

**Digital knowledge management for biodiversity conservation.** A series of several information systems development stages is typical in the process of establishing digital biodiversity knowledge management systems. Traditionally, the first stage consists of using manual procedures based on analog data (such as field notes in notebooks or cards) and continues through at least six more stages that culminate with the development of inter-institutional, decentralized, digital systems. These systems aim at generating and providing access to knowledge to support decision making processes, policy making, and environmental education. This article presents, through the pioneering biodiversity informatics experience of the National Biodiversity Institute of Costa Rica, the key challenges of this new interdisciplinary area, the typical phases in the implementation of biodiversity informatics systems in an institution, and the current opportunities that new technologies and initiatives offer to face these challenges.

*Key words:* biodiversity informatics, information systems for biodiversity conservation

## Introducción

La conservación de la biodiversidad exige que los países constantemente tomen decisiones que tienen importantes implicaciones sociales, políticas y económicas. También implica tomar en cuenta una enorme cantidad de variables bióticas y abióticas que se relacionan entre sí de muchas maneras, algunas de ellas todavía desconocidas para la ciencia. Por lo tanto, la conservación de la biodiversidad demanda un acceso fácil y oportuno a información relevante y de alta calidad científica. El acceso fácil y oportuno es un reto desde el punto de vista de la eficiencia, pues el objetivo es poner a disposición de los usuarios y tomadores de decisiones la información en un rango de tiempo durante el cual los organismos y procesos biológicos que se desean conservar, y los procesos sociales, políticos y económicos que se desean apoyar, no se deterioren por la lentitud en la toma de decisiones. Por otro lado, el disponer de información relevante y de alta calidad es fundamentalmente un reto desde el punto de vista científico, pues sólo el rigor del método científico permite generar información para analizar responsablemente diferentes escenarios, monitorear tendencias y predecir sus potenciales impactos. Para ambos retos, es claro que las tecnologías de la información presentan en los últimos años una coyuntura única.

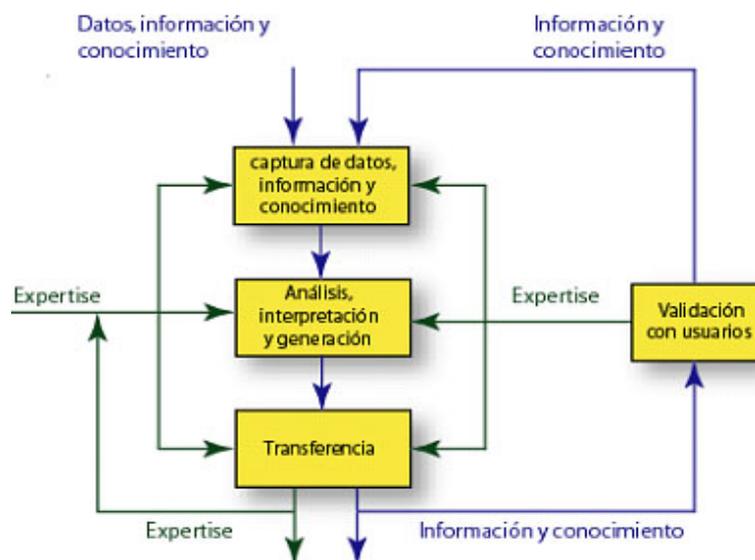
Dos revoluciones tecnológicas se conjugan para enfrentar estos dos retos. Primero que todo, debe mencionarse la revolución de los ordenadores personales. Esta primera revolución pone hoy en día, en un escritorio, capacidad computacional solo disponible en ordenadores de gran tamaño físico y altísimo costo hasta hace pocos años. Con este enorme poder, los ordenadores se han convertido en una herramienta indispensable para el análisis, el modelaje y la evaluación de hipótesis científicas. La segunda revolución es la de las telecomunicaciones. Gracias a ella, autopistas digitales como Internet rompen barreras físicas que antes obstaculizaban el traslado y acceso de la información eficientemente. Como resultado de estas dos

revoluciones, los ordenadores integrados a Internet cumplen hoy dos funciones principales que han cambiado sustancialmente la forma, el impacto y la profundidad del trabajo en casi todas las disciplinas: son una herramienta formidable de análisis y un medio de comunicación multimedial. A partir de estas dos revoluciones y los dos retos mencionados surge naturalmente la bioinformática.

La [bioinformática](#) (1) es una nueva área interdisciplinaria que desarrolla y utiliza tecnologías de información y comunicación (TIC) en los procesos de generación, procesamiento y divulgación de información para apoyar la conservación de la biodiversidad. Por su importancia en el apoyo a los esfuerzos mundiales de conservación, es parte fundamental de iniciativas como el 'Clearing House Mechanism' (CHM) del Convenio sobre la Diversidad Biológica y el 'Global Biodiversity Information Facility'(GBIF). Los avances y experiencia del Instituto Nacional de Biodiversidad (INBio) en esta materia se resumen en esta presentación.

## Retos de la bioinformática

Para cumplir el objetivo de brindar acceso fácil y oportuno a información relevante y de alta calidad científica, debe resolverse una serie de retos importantes. Una manera útil de plantearlos y discutirlos es mediante una subdivisión de las tareas que deben llevarse a cabo para lograr ese objetivo. Así, tal y como lo ilustra la **Fig. 1**, el reto global es articular un proceso con tres tareas básicas: captura de datos, información y conocimiento, análisis e interpretación de éstos para convertirlos en información más elaborada, y, finalmente, transferencia de esa información, en distintos formatos, para distintos tipos de usuarios. Además, la información generada se contrasta con las necesidades de los usuarios y retroalimenta el proceso para generar otros niveles de información. Como entrada adicional al sistema y resultado colateral, se obtiene *expertise*, es decir, conocimientos para mejorar los procesos. En general, a partir de datos, se genera información (datos interpretados), conocimiento (información sintetizada en forma de reglas y propiedades) y [expertise](#) (2).



**Figura 1.** Etapas del proceso de generación de información sobre biodiversidad

### Captura de datos

La red Internet, los Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), los códigos de barras para etiquetar muestras, las computadoras portátiles, los Asistentes Digitales Personales (PDA), las cámaras digitales fotográficas y de vídeo, las redes inalámbricas y la telefonía celular son ejemplos claros de tecnologías que facilitan la captura de datos textuales, visuales y sonoros en el campo y el laboratorio. El principal reto en esta área es articular un proceso mediante el cual las recolecciones de muestras y las observaciones queden documentadas de manera eficiente y meticulosa, de tal forma que se pueda volver a la fuente de los datos (por ejemplo, *vouchers* en la colección de un museo o herbario) para garantizar que la versión digital de éstos, en un sistema de información sobre biodiversidad, esté apoyada por evidencia físicamente verificable. Lograr la implantación de este proceso en su totalidad es particularmente difícil, pues un inventario exhaustivo de la biodiversidad de, por ejemplo, un país rico en biodiversidad como Costa Rica, requiere de millones de recolectas y observaciones, en sitios escogidos con criterios técnicos, que brinden confiabilidad estadística e incluyan naturalmente ejemplares que no hayan sido identificados y descritos nunca antes.

## Generación de información

Desde el punto de vista científico, ésta es la etapa en la que se lleva a cabo el proceso intelectual más crítico: el análisis de los datos, la comprobación o desaprobación de hipótesis y la generación de nueva información o conocimiento. Es una etapa intensiva en el uso del conocimiento de taxónomos y ecólogos, por lo cual es particularmente retador el hecho de que se ha confirmado que existe en el mundo una cantidad decreciente de taxónomos disponibles. La GTI (acrónimo en inglés de *Global Taxonomic Initiative*) es justamente una iniciativa que, en el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica, trata de aumentar el número de taxónomos activos, mejorar sus conocimientos y hacer más eficiente el proceso de identificación y descripción de especies. Es claro que herramientas tecnológicas como los sistemas expertos, SIG (sistemas de información geográfica) y programas de visualización científica y de modelaje de sistemas dinámicos, deberían jugar un papel crítico en esta etapa.

## Transferencia de la información

Esta es la etapa que finalmente pone los datos en manos de los usuarios. El reto fundamental es brindar a públicos tan diversos como, por ejemplo, escolares, políticos e investigadores, información muy heterogénea en forma y en contenido. No solo se habla entonces de acceso a la información, sino de acceso a información *relevante* y *comprensible* para varios tipos de usuarios. Éste es, en realidad, un reto desde el punto de vista de la comunicación. En consecuencia, los sistemas de información multimedia e Internet emergen como tecnologías con evidente importancia, pues son las que han convertido hoy a las computadoras en el más formidable vehículo artificial de comunicación entre los seres humanos. Debe mencionarse, sin embargo, que aparte de los retos técnicos de comunicación en esta etapa (tales como el diseño de materiales para niños a partir de información científica), existen retos de orden cultural, como la ruptura de tradiciones científicas según las cuales el final del proceso es la publicación en una revista prestigiosa que leen unos cuantos expertos, el trabajo en equipos interdisciplinarios, el respeto a los derechos de propiedad intelectual y la divulgación de información potencialmente peligrosa para los esfuerzos de conservación.

## **Fases de implantación de sistemas de información sobre biodiversidad en una institución**

El ciclo de captura, generación, diseminación y retroalimentación de información sobre biodiversidad se puede articular sin usar ordenadores ni telecomunicaciones. De hecho, se ha llevado a cabo así por varios siglos. Sin embargo, ante las evidentes ventajas de utilizar las TIC, poco a poco se ha evolucionado desde el procesamiento manual de datos, información y conocimiento hasta el procesamiento que integra sofisticadas TIC.

A partir de la experiencia desarrollada en el INBio y otras organizaciones, puede decirse que las siguientes son las fases típicas en la implantación de sistemas bioinformáticos en una institución, en orden cronológico:

- Fase 1, procesamiento manual: como su nombre lo indica, corresponde al esquema arcaico en el que las notas de campo, la información asociada a los especímenes en colecciones, los informes, etc., sigue generándose y manteniéndose en formatos analógicos como los materiales impresos, fichas en tarjetas, dibujos en papel, imágenes en fotografías y diapositivas, etc.
- Fase 2, bases de datos personales: ésta es la fase que típicamente corresponde a sacarle provecho sólo a una de las dos revoluciones mencionadas en la sección 1, es decir a la revolución de los ordenadores personales, no así a la de las telecomunicaciones. Se caracteriza porque los generadores de información, es decir, los científicos, diseñan y crean sus propias bases de datos usando herramientas que les permiten registrar y analizar sus datos, de manera aislada; esto es, sin integrarlos con los del resto de la institución en que trabajan. Si usan internet es para enviar sus publicaciones a editores de revistas, no para compartir la información mediante acceso directo a su base de datos. El resultado neto es una especie de Torre de Babel institucional, en donde, si bien se logra que la información pase a formato digital, los modelos de datos disímiles, el uso de programas variados, y el carácter personal de los datos hacen difícil el que sean accesibles de manera integrada.
- Fase 3, sistemas de información institucionales especializadas en un grupo taxonómico: esta tercera fase típicamente corresponde a un esfuerzo integrador de las bases de datos personales que se tienen en la segunda. Por ejemplo, un herbario se organiza para integrar las bases de datos personales de sus botánicos, o un museo entomológico, implementa un sistema que permite el manejo de la colección de insectos y los datos asociados. También empiezan a aparecer, por primera vez, uno o varios profesionales informáticos que realizan los procesos básicos de desarrollo de software, es decir: análisis, diseño, programación y mantenimiento de los programas de acuerdo con necesidades institucionales e implantando un proceso de migración de datos de las bases de datos personales hacia la base de datos institucional. Es una fase difícil de lograr por la tradición individualista de muchos científicos, no obstante, es posiblemente el umbral más importante a cruzar en esta serie de fases, pues, si se implanta correctamente, empieza a demostrar las ventajas de capturar, generar y diseminar información con perspectiva institucional, de acuerdo a la misión de ésta y no a intereses individuales. Se internaliza y comprende el concepto de sistema de información como extensión del concepto base de datos, pues, además de implantar la base de datos, se establecen procedimientos

institucionales, manuales y automatizados, para capturar, generar y diseminar la información.

- Fase 4, sistemas de información institucionales para múltiples grupos taxonómicos: el principal logro adicional de esta fase con respecto a la anterior, es el cruzar la frontera cultural de los feudos del conocimiento especializado; por ejemplo, entre botánicos y entomólogos, o éstos y los malacólogos. Desde el punto de vista de los analistas de sistemas, el reto de desarrollar estos sistemas es considerable dado que en las fases anteriores, se podía asumir que los usuarios principales eran más homogéneos, pues eran colegas científicos con lenguajes e intereses comunes. En esta fase se establecen por primera vez estándares de datos generales entre grandes grupos taxonómicos, y los usuarios científicos y no científicos de ámbitos variados empiezan a jugar un papel preponderante en la forma y contenido de la información.
- Fase 5, sistemas de información interinstitucionales con bases de datos centralizadas: esta fase se caracteriza por romper la barrera institucional, típicamente mediante la formación de una red de instituciones, nacional o internacionalmente, y mediante la creación de una base de datos central, que sirve de repositorio para todos los datos de las instituciones. El uso de una base de datos central típicamente obedece a limitaciones técnicas ineludibles en el pasado y a simplicidad. Por un lado, antes del desarrollo de internet de alta velocidad a finales del siglo pasado e inicio éste, no existían protocolos estándar eficientes que permitieran la integración de información almacenada en bases de datos separadas (conocidas como bases de datos distribuidas) sin crear explícitamente una base centralizada. Además, el mantenimiento y confiabilidad de un esquema centralizado tendía ser más sencillo de brindar. Algunos sistemas de escala nacional que aglutinan información gubernamental sobre biodiversidad, ejemplifican el esquema.
- Fase 6, sistemas de información interinstitucionales con bases de datos distribuidas: ésta es la fase en la que se encuentran las iniciativas más avanzadas en la actualidad, por ejemplo, GBIF y ENBI (European Network of Biodiversity Information). El esquema general es que se solicita a las instituciones participantes que mantengan sus bases de datos institucionales tal y como están pero que generen una copia, que es una versión “resumida” de la base de datos, en un formato estándar usando un lenguaje común (típicamente XML). Así, un programa sencillo procesa consultas en un portal centralizado en el web pero recorre las bases de datos “resumidas” relevantes para cada consulta particular. Desde el punto de vista político, esta fase representa un logro muy importante, pues los proveedores de datos retienen el control sobre cuál información es accesible y bajo qué términos. La autoría de los datos sigue siendo exclusiva de cada proveedor, por lo cual se da una mayor proclividad a compartirlos.
- Fase 7, sistemas integrados de manejo de conocimiento sobre biodiversidad: esta etapa, todavía en el horizonte, corresponde a una evolución de la anterior en el sentido de que surge de haber llevado a cabo suficientes ciclos de retroalimentación en el ciclo capturar-generar-diseminar, y de un uso intensivo de la información, como para empezar a convertirla en conocimiento, mediante esquemas de visualización, modelaje, análisis, y presentación de grandes volúmenes de información. Es aquí donde se espera cumplir el sueño de que el tomador de decisiones tenga el conocimiento “a pocos clics de distancia” sin requerir de los expertos necesariamente, pues el conocimiento relevante y de alta calidad científica estará fácil y oportunamente disponible.

## La experiencia de INBio: usando una estrategia de conservación para definir una estrategia bioinformática

La Estrategia Nacional de Conservación de Costa Rica se basa en la trilogía '*salvar, conocer y usar sosteniblemente*' la biodiversidad. Los dieciséis años de evolución de la estrategia bioinformática de la institución se puede explicar muy concisamente a partir de esta estrategia de conservación y la discusión en la sección anterior. Desde el punto de vista de la estrategia de conservación, INBio inició sus actividades dando un fuerte énfasis a *conocer* mejor la biodiversidad, como requisito para encontrarle *usos sostenibles* y apoyar las decisiones para *salvarla*. Así, las primeras bases de datos, fueron personales pues INBio aprovechó el haber nacido después de la revolución de las computadoras personales y se saltó la primer fase (procesamiento manual). Las bases de datos tenían como usuarios al científico que las creó y a algunos de sus colegas investigadores. En resumen, el énfasis, en esta etapa que cubrió de 1989 a 1994, fue en la generación y curación de grandes volúmenes de datos en formato digital para la comunidad científica. El herbario sí contó tempranamente con una base de datos multiusuario, desarrollada por colaboradores del Missouri Botanical Garden, que atendía a los botánicos de la institución. Es decir, paralelamente se dio en el INBio la fase 2 y la fase 3.

En 1994 se emprendió el proceso de desarrollar un sistema de información típico de la fase 4. Gracias a un convenio con la empresa Intergraph de EE.UU., se desarrolló el sistema BIMS (Biodiversity Information Management System), el cual estuvo en operación hasta el año 2000. El desarrollo de este sistema formalizó la creación de una División de Manejo de Información conformada por informáticos profesionales que es la precursora del programa de bioinformática actual en la institución. Además, se fortaleció la cultura informática institucional mediante la implementación de un único sistema multiusuario que sistematizó el proceso inventario independientemente del grupo taxonómico tratado (insectos, plantas, hongos y moluscos). El desarrollo de este sistema posicionó a INBio como uno de los pioneros mundiales en la naciente rama de la bioinformática. Cada muestra recolectada está, desde entonces, georeferenciada y almacenada en las colecciones con un código de barras que la identificaba unívocamente. BIMS se desarrolló en una versión del sistema operativo UNIX (denominada CLIX) y usaba una base de datos escalable y sofisticada (Oracle). En un sitio web se brindó acceso a los datos básicos con un esquema de navegación basado en la jerarquía taxonómica (reflejo de la orientación hacia usuarios científicos). El desarrollo de este sistema precipitó en INBio la creación, de facto, de un ambicioso programa de trabajo en bioinformática.

Como lecciones aprendidas con respecto a qué evitar en el futuro, debe indicarse que en el desarrollo del BIMS se usó una “plataforma propietaria” que muy rápidamente se tornó obsoleta en cuanto al hardware utilizado. Las plataformas propietarias son equipos de cómputo (incluyendo programas) cuyos componentes, por ejemplo, monitores e impresoras, no siguen esquemas estándar de interconexión. Por lo tanto, si se adquiría una computadora marca X, los demás componentes debían ser también de esa marca X. Eran esos tiempos de competencia entre fabricantes de sistemas de cómputo que se disputaban el mercado con estrategias que hacían lo más difícil posible el cambiarse de la marca X a la marca Y. Hoy en día, con los programas abiertos (*open source*) que corre en múltiples tipos de ordenadores y con el uso de Internet y sus protocolos como base para esquemas que integren información en sistemas y equipos muy diferentes, las opciones son claramente distintas y más independientes de proveedores particulares.

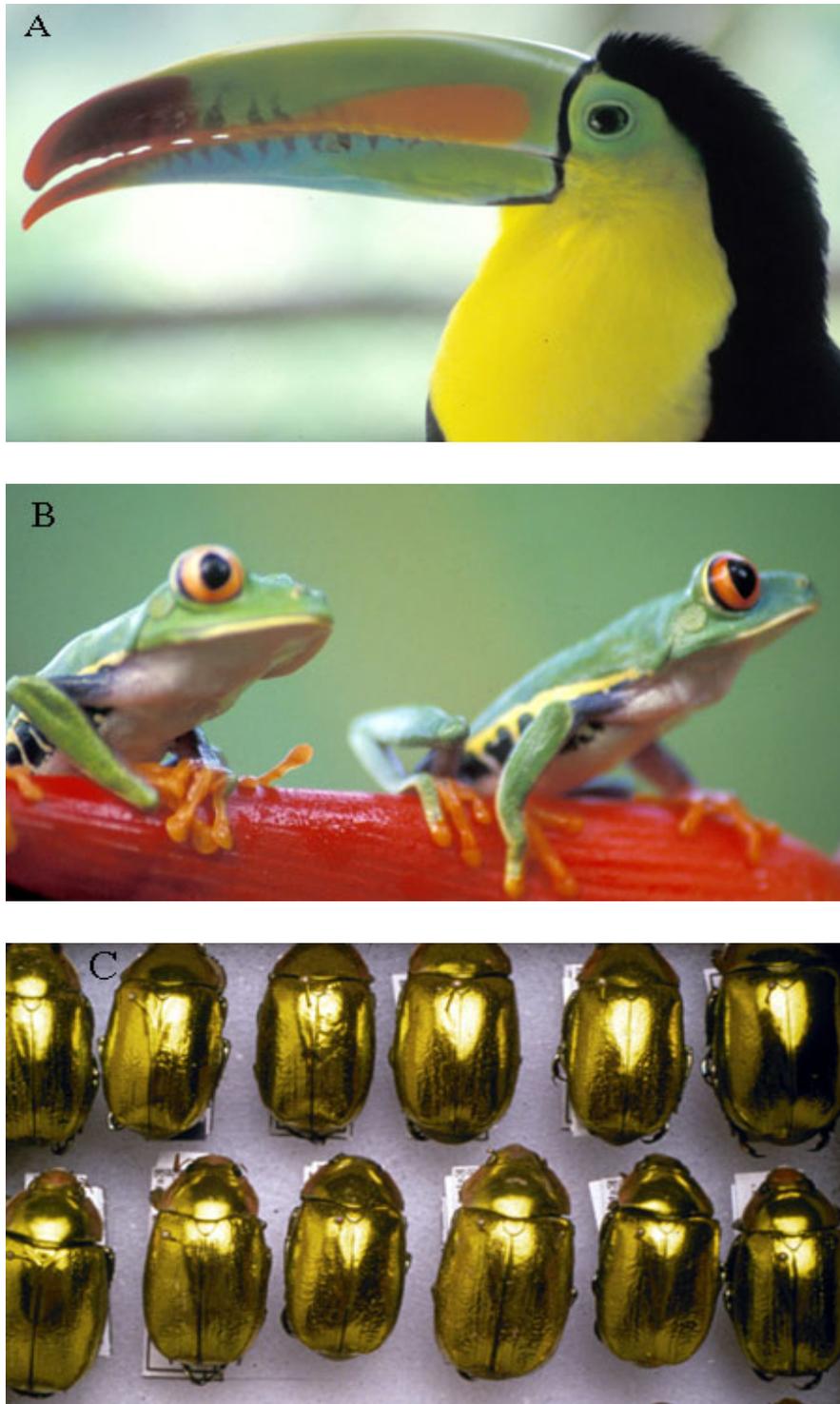
Adicionalmente, debido a una subestimación del tiempo necesario para desarrollar el sistema, se dedicó insuficiente tiempo a las etapas de análisis y diseño, y además, se dio una participación muy limitada por parte de los distintos tipos de usuarios. Como resultado, cuando entró en operación tenía un “sabor entomológico” (hubo mayor participación de usuarios entomólogos), algunos usuarios se sentían poco identificados como co-autores del sistema lo cual dificultó su apropiación y se dio mucho énfasis a la captura de datos pero no así a la generación de informes. Estas lecciones fueron aprendidas y aplicadas al desarrollo del siguiente sistema: *Atta* (Fig. 2).



**Figura 2.** Logo del sistema de información *Atta*, inspirado en la especie de hormigas *Atta cephalotes*.

El sistema de información [Atta](#) (3) corresponde también a la fase 4 del desarrollo de sistemas bioinformáticos. Sin embargo, se aplicaron las lecciones aprendidas considerando también, por supuesto, la realidad presupuestaria y las herramientas de desarrollo disponibles en ese momento (1997-2001). El análisis, diseño e implementación de *Atta* fue guiado por un grupo de cinco informáticos apoyados en un equipo interdisciplinario de aproximadamente 15 profesionales más. Este equipo se reunía en promedio una vez cada dos semanas para asegurarse de que el desarrollo iba por buen camino y, especialmente para que la implementación respondiera a las necesidades establecidas en la etapa de análisis. El *Atta* fue diseñado para aprovecharse de nuevas tecnologías como los multimedios e Internet. Además, se diseñó en un momento en que INBio empezó a dar un giro hacia el fortalecimiento de los usos sostenibles y la gestión de las áreas silvestres protegidas con el consecuente menor énfasis en lo relativo a *conocer*. El lema mismo de *Atta* refleja ese giro: “tecnología informática al servicio de la conservación”.

Otro cambio importante con respecto al BIMS, es que *Atta* incluye información no solamente a nivel de espécimen (actualmente cuenta con aproximadamente tres millones de registros a este nivel), sino a nivel de especies y de ecosistemas. Este es el tipo de información que la mayoría de usuarios no científicos y tomadores de decisiones consultan. *Atta* puso sus bases de datos a disposición del público en general, gratuitamente, en el año 2001 (ver sitio web en [www.inbio.ac.cr](http://www.inbio.ac.cr)) (Fig. 3).



**Figura 3.** Algunas de las especies disponibles en las bases de datos de INBio. (A) Tucán de pico iris (*Ramphastos sulphuratus*) de las selvas de Costa Rica. Foto: Penélope Mendiguetti (B) *Agalychnis callidryas*, popular rana de Costa Rica que en su área de distribución (América Central) se encuentra amenazada por la pérdida de hábitat. Foto: Penélope Mendiguetti (C) Ejemplares de colección de una especie de escarabajo dorado (*Chrysina cupreomarginata*) de América Central. Foto: INBio.

La fase 5 de la evolución de sistemas bioinformáticos institucionales corresponde a un desarrollo de sistemas a nivel nacional que sigue siendo una tarea pendiente en Costa Rica. No obstante, desde el 2005, el INBio, la Organización de Estudios Tropicales, el Sistema Nacional de Áreas de Conservación y el Museo Nacional trabajan coordinadamente con el objetivo de implementar en el 2006 un sistema interinstitucional de información sobre biodiversidad costarricense. La arquitectura a implementar es una de bases de datos distribuida que sigue los estándares sugeridos por GBIF.

En la actualidad, el programa de bioinformática del INBio y el sistema *Atta* participan activamente en iniciativas internacionales que corresponden a la fase 6 del esquema descrito en la sección anterior. *Atta* es el mayor proveedor de datos de especímenes de colecciones en todas las iniciativas que participa (GBIF y la red REMIB administrada por la CONABIO de México). Además, en el 2005 se seleccionó al [INBio](#) como institución coordinadora de las redes temáticas de especies y especímenes de IABIN (InterAmerican Biodiversity Information Network).

La estrategia bioinformática actual gira en torno al concepto de ladrillos básicos de información y corresponde a una transición de la fase 6 a la fase 7 de implantación de sistemas bioinformáticos. El siguiente párrafo resume el razonamiento detrás de este simple concepto.

Debido a la enorme complejidad inherente en el estudio de la biodiversidad (desde el nivel genético hasta el de ecosistema), a los grandes volúmenes de información involucrados (por ejemplo, millones de especies sólo en el continente americano) y a los millones de relaciones que se pueden establecer entre especies y entre éstas y el medio que las rodea, es imposible diseñar sistemas de información que presenten conocimiento para cualquier contexto. Más bien, se considera que la alternativa más factible es proceder, de manera incremental, desde los *ladrillos básicos de información* sobre especímenes, especies y ecosistemas, hasta otros niveles más altos de información y conocimiento que se obtienen al agregar información a estos ladrillos básicos y al combinarlos en estructuras de información (pirámides de información) que respondan a necesidades particulares (por ejemplo, especies invasoras, polinizadoras, etc.). Si los usuarios mismos pueden manipular y combinar estos ladrillos, ellos se encargarán de construir las pirámides de información apropiadas para sus necesidades.

En la actualidad, INBio ha generado aproximadamente tres millones de ladrillos a nivel de espécimen, tres mil quinientos a nivel de especie, y trescientos a nivel de ecosistema (5). Además, el sistema *Atta* sirve como mecanismo para combinar dinámicamente estas estructuras de información y obtener no solo referencias cruzadas como, por ejemplo, todos los ecosistemas en que se han encontrados especímenes de una especie dada, sino como base para actividades de modelaje y predicción como el modelaje de nichos ecológicos que permite predecir la distribución potencial de especies ante distintas condiciones bióticas y abióticas.

## Conclusiones y trabajo futuro

El Instituto Nacional de Biodiversidad, INBio, ha desarrollado actividades bioinformáticas desde su propia concepción en 1989. Hoy en día, es reconocido como pionero y líder mundial en este campo, lo cual lo posiciona internacionalmente como Centro de Excelencia en el Desarrollo y Uso de Tecnologías de Información y Comunicación para la Conservación de la Biodiversidad. Costa Rica es también un líder mundial en el tema de conservación de la biodiversidad. Sin embargo, como país, debe de escalar a un nivel mayor los esfuerzos bioinformáticos que INBio ha realizado en asociación con el Ministerio del Ambiente y otros actores nacionales e internacionales. Para llevar la exitosa experiencia de INBio a este nuevo nivel se requiere de la participación de otros actores y una inversión suplementaria en construcción de capacidad a nivel de entidades gubernamentales y no gubernamentales. El INBio tiene ante sí tres importantes retos en la agenda bioinformática del futuro inmediato.

Uno, de proyección externa, consiste en alcanzar la fase 7, apoyando, como Centro de Excelencia, el desarrollo de capacidad para crear una red nacional que maneje conocimiento sobre biodiversidad, tanto en Costa Rica, como en otros países. A partir de su experiencia y las necesidades de otras instituciones y los tomadores de decisiones se debe articular un proceso participativo, ambicioso y realista con este fin.

El segundo reto es más bien de carácter interno: nuevas y estimulantes opciones tecnológicas como el "open source", "web services", estándares internacionales para compartir información sobre biodiversidad (como el sistema ABCD), INTERNET II, ontologías para el procesamiento de conocimiento, visualización tridimensional de datos y otras no tan recientes pero que no hemos explotado (como los sistemas expertos), deben aprovecharse para desarrollar nuevos sistemas bioinformáticos más fácilmente adaptables a las necesidades de INBio y de otras instituciones. Además, no sólo están emergiendo nuevas tecnologías informáticas sino biológicas. Por ejemplo, las técnicas moleculares de identificación, mediante las cuales se puede identificar rápidamente una especie a partir de una sección de su ADN y una base de datos con secuencias que caracterizan a las especies del planeta, ciertamente son promisorias para apoyar la iniciativa GTI.

El tercer reto es seguir demostrando que países en vías de desarrollo pueden adaptar y crear tecnologías de información para apoyar la conservación de la biodiversidad, no sólo en su propio país, sino mediante colaboración sur-sur y sur-norte. Este reto es particularmente importante en cuanto señala que las limitaciones para que un país se desarrolle áreas como la bioinformática, no son de orden estrictamente tecnológico, sino educativas, específicamente de construcción de capacidad a nivel humano e institucional. En este sentido, la activa participación como mentor de países vecinos en el tema bioinformático (6), la coordinación de las redes temáticas de especies y especímenes de IABIN, y la reciente aprobación de la cátedra UNESCO en Informática para la Biodiversidad (7), primera de su tipo en el mundo, y que se está implementando coordinadamente en la Escuela de Computación del Instituto Tecnológico de Costa Rica y el INBio, son, a la vez, reto y oportunidad para desarrollar la capacidad humana e institucional necesaria para la conservación de la biodiversidad mediante sistemas digitales de manejo de conocimiento.

---

Nota (1). Se utiliza en este artículo la palabra bioinformática como traducción de *biodiversity informatics*. En español, esta palabra ha sido utilizada tanto como traducción de *bioinformatics* (que se enfoca en el uso de la informática en la biología, más específicamente la biología molecular) como de *biodiversity informatics*. [Volver](#)

Nota (2). La diferencia entre dato, información y conocimiento es subjetiva. Primero que todo, existe un continuo de niveles de información entre el dato crudo, no interpretado, y ese dato procesado mediante múltiples interpretaciones y agregaciones de información por parte de expertos y usuarios. Al resumirse este rango continuo en solamente tres niveles (dato, información y conocimiento) se generan discrepancias con respecto a dónde están los límites entre cada nivel. Por otro lado, lo que puede ser conocimiento para un tipo de usuario, puede ser un dato para otro. Por ejemplo, un ministro puede pedir a expertos que le ayuden a tomar una decisión, los expertos le brindan lo que ellos consideran conocimientos altamente sintetizados y el ministro posiblemente los considerará datos básicos de un conjunto aún mayor de datos que él debe interpretar y sintetizar con sus propios conocimientos. [Volver](#)

Nota (3). El nombre se escogió en honor a la hormiga *Atta cephalotes*, que representa el trabajo sistemático y ordenado que un sistema de información debe facilitar. Así como las *Atta cephalotes* acarrear constante y eficientemente fragmentos pequeños de hojas de un lugar a otro, el sistema de información se espera que "acarree" eficientemente bits (unos y ceros) de una computadora a otra. [Volver](#)

Nota (4). INBio coordinará estas dos redes con el apoyo de un consorcio conformado por 'Nature Serve' de EE.UU., el Instituto Alexander von Humboldt de Colombia, la Red de Herbarios de Mesoamérica y el Caribe, y el Museo Argentino de Ciencias Naturales. [Volver](#)

Nota (5). Como resultado de la implementación de esta estrategia a nivel institucional mediante *Atta*, INBio recibió en el año 2003, en EE.U.U., el premio Tech Museum of Innovation en la categoría ambiental ([www.techmuseum.org](http://www.techmuseum.org)), en el año 2004, en Cantabria, el premio Augusto González de Linares de Medio Ambiente, y en el 2005, en Argentina, el segundo lugar del Premio al Mejor Portal Iberoamericano, que entrega la Asociación Hispanoamericana de Centros de Investigación y Empresas de Telecomunicaciones. [Volver](#)

Nota (6). Con el apoyo financiero de NORAD y GBIF, INBio ha llevado a cabo programas de capacitación y mentoría a todos los países de Centroamérica, Argentina y, actualmente, Perú. [Volver](#)

Nota (7). Detalles de esta iniciativa se pueden consultar en la siguiente dirección en Internet: <http://www.itcr.ac.cr/catedraunesco>. [Volver](#)

# El valor económico del medio ambiente

D. Uclés Aguilera

Servicio de Estudios Económicos Cámara de Comercio de Almería - Departamento de Economía Aplicada, Universidad de Almería.

La economía ambiental y su némesis, la economía ecológica, comenzaron a preocuparse por el medio ambiente en la década de los 70, aunque desde ópticas distintas. Sin embargo, ambas visiones están de acuerdo en el valor del medio ambiente para la economía. La economía ambiental ha desarrollado numerosas metodologías de valoración, que se exponen aquí como una aproximación al concepto de desarrollo sostenible y al de valoración económica del medio.

*Palabras clave:* Medio ambiente, desarrollo sostenible, métodos de valoración, economía ambiental.

**The economic value of the environment.** Environmental economy and its Nemesis, ecological economy, began to worry about the environment in the decade of the 70s, although from different points of view. Environmental economy has developed numerous valuation methodologies, which are reviewed here as an approach to the "sustainable development" concept and to the economic value of the environment.

*Key words:* Environment, sustainable development, valuation methods, environmental economy.

## Desarrollo sostenible marca registrada

El desarrollo sostenible es posiblemente la acuñación más exitosa de la economía durante la segunda mitad del siglo XX, aunque es, en realidad, tal y como señala Naredo (1999) solamente un *oximoron*; es decir, la conjunción de dos términos contradictorios que se unen para dar lugar a uno nuevo. Este término incorpora a la economía la idea de que la naturaleza forma parte de la realidad económica. Idea que, como explican Naredo (1992) o Passet (1996), fue abandonada en la medida que los economistas iban centrando su objetivo en el mercado, olvidando de paso el papel del medio ambiente tras la cortina de la mentalidad mecanicista. Así, en los manuales de economía al uso se podía leer hasta hace muy poco la definición de bienes libres, aquéllos que se podían ser consumidos de manera gratuita y cuya reposición era automática, como el agua o el aire. Afortunadamente hoy nadie pensaría que el agua es un bien del todo libre; al menos no si se hace desde un punto de vista local.

Sin embargo, la propia naturaleza de la economía, tanto desde la perspectiva del comunismo como del capitalismo, lleva al agotamiento de los recursos naturales y al deterioro del medio ambiente, con efectos cada día más evidentes sobre la calidad de vida de las personas. A partir de la década de los 70 cristalizó en el pensamiento económico la necesidad de mantener los ecosistemas por la necesidad de garantizar la propia supervivencia de la actividad económica. El concepto de externalidad marshaliana, las teorías de Jevons, Pigou o Coasse, y la alarma desatada por el Club de Roma con su informe sobre Los Límites del Crecimiento (1974) dieron lugar a la economía ambiental y al nacimiento del concepto de *ecodesarrollo* (definido inicialmente por Sachs). Concepto que contó con el veto político de la administración estadounidense y que debió ser sustituido por el más suave de tono *desarrollo sostenible*.

Con todo, la idea que subyace es la necesidad de mantener un ritmo de actividad compatible con el sostenimiento del medio ambiente en sus condiciones actuales; o, dicho de otra manera, la minimización del coste del usuario para las generaciones futuras.

Este concepto ha constituido todo un éxito desde el punto de vista del marketing. Se ha incorporado con normalidad al discurso habitual y, lo que es más importante, al discurso político, dando lugar a organismos, políticas genéricas y específicas, así como a mecanismos de promoción del desarrollo sostenible. Evidentemente, la generalización del término ha conllevado que en demasiadas ocasiones se haya malversado su significado, siendo utilizado como sinónimo de *desarrollo*

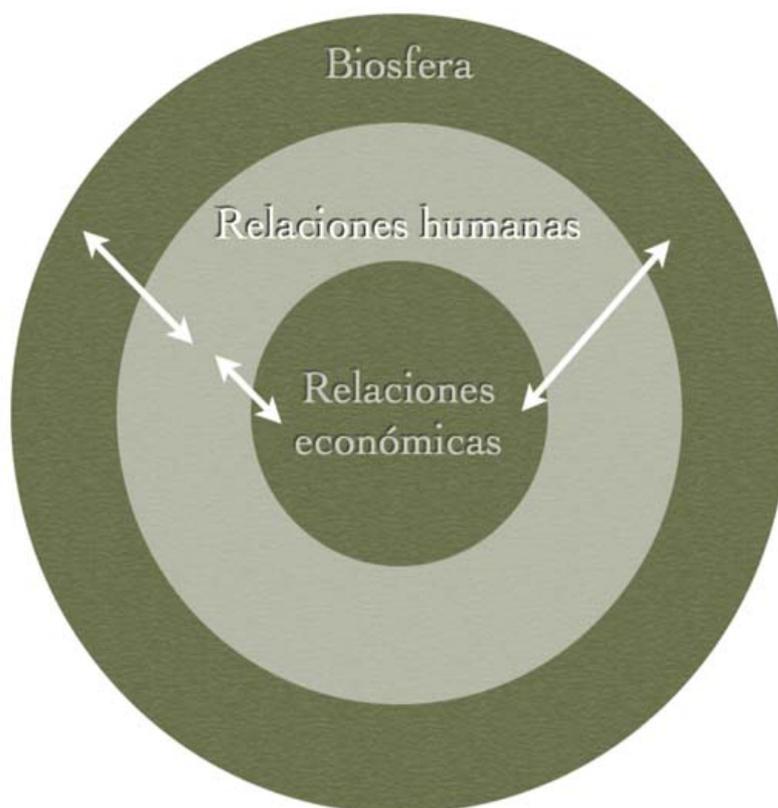
*sostenido*. Incluso, a veces, aunque se utilizaba de la manera correcta, era interpretado por parte de los agentes destinatarios como desarrollo sostenido. A modo de ejemplo, entre los Objetivos del Milenio, se establece como objetivo número 7 el de lograr un desarrollo sostenible, aunque unos párrafos antes se establecía la necesidad de crecer de manera sostenida a elevadas tasas para acabar con la pobreza. Desgraciadamente, los crecimientos elevados de manera sostenida son hasta ahora poco compatibles con la sostenibilidad, como pone de manifiesto el fenómeno que está ocurriendo actualmente en China.

## El cisma ecológico

En el entorno de la disciplina económica se ha producido un cisma conceptual importante. Como explica Aguilera Klink (1992) una parte de la profesión (englobada bajo el epíteto de *economía ambiental*) entiende que el medio ambiente puede regirse por los mismos criterios que el resto de los recursos, insistiendo en la perspectiva del mercado y, por ende, en el de los derechos de propiedad y los precios. Por otro lado, los defensores de la *economía ecológica* optan por un replanteamiento global de la disciplina, una especie de vuelta a los orígenes, retomando los planteamientos de los fisiócratas para enfocar la economía desde una perspectiva ecosistémica, en la que la propiedad privada tiene un menor papel protagonista y se prima la visión ecológica. Es más, los defensores de este planteamiento tienen un punto de partida muy físico: los principios primero y segundo de la termodinámica, conservación de la energía y entropía.

Esta diferencia no es baladí a la hora de plantearse el valor del medio ambiente. La primera de las opciones insiste en la necesidad de integrar, o internalizar, los costes ambientales en el entorno del mercado para que de esa manera los agentes tomen decisiones eficientes desde el punto de vista económico y ambiental. En este sentido se adoptan diversas metodologías que pretenden asignar valores económicos a los recursos naturales, a las externalidades negativas de la actividad económica, a las pesquerías, a los bosques, etc.

Con respecto a la economía ecológica, el problema no radica en el valor, sino en el mantenimiento de los ecosistemas. Por así decir, el valor más importante es el de la propia existencia de los mismos y la comprensión de las funciones que el ecosistema cumple en el proceso de producción y en la propia existencia de los seres humanos como especie. En esta perspectiva, la interacción con otras disciplinas científicas es indispensable y, aparte de las cantidades en términos crematísticos, tienen cabida las variables físicas y ecológicas. Una visión integrada que se condensa en la **Figura 1**, que representa la relación de las diferentes esferas en las que se desenvuelven las actividades económicas.



**Figura 1.** Las esferas de la actividad económica. Fuente: Passet (1996).

A efectos prácticos, el tiempo de actuación de cada una de las opciones es distinto. La economía ecológica es claramente una opción de y para el futuro, a mi modo de ver necesaria, que a corto plazo se enfrenta a los problemas de falta de sensibilidad de una gran parte de la sociedad. Por ejemplo, Estados Unidos se ha negado a suscribir el protocolo de Kyoto con el argumento de que el cumplimiento perjudicaría a su economía. Es decir, antepone explícitamente los beneficios del crecimiento económico a corto plazo (aumentos de renta, mayores niveles de empleo, etc.) a los costes del aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, costes que, además, consideran no necesariamente relacionados con el cambio climático. Sin embargo, desde el punto de vista de la economía ecológica la alternativa no sería elegir entre crecimiento económico y el aumento de contaminación, sino entre crecimiento económico y la posible modificación del equilibrio climático, que traería consigo una crisis ambiental, humana y por extensión económica.

Es comprensible, no obstante, que haya resistencias al nuevo paradigma. No en vano los actuales niveles de desarrollo se han conseguido por la vía del crecimiento económico; y no en vano también hemos logrado llegar a la economía de la satisfacción de Galbraith a costa de expandir nuestro producto nacional bruto.

## Un nuevo compromiso

Desarrollo y crecimiento económico se tratan como sinónimos, aunque en las sociedades desarrolladas tal comparación no tenga ya sentido; entre otras razones, porque comienzan a encontrarse niveles de saturación. ¿Se dobla el bienestar de los ciudadanos de una ciudad como Madrid si se dobla el número de vehículos? Es obvio que tal contingencia multiplicaría los problemas de tráfico de una ciudad ya de por sí bastante saturada, y los perjuicios globales serían casi con toda seguridad mayores que la suma de los beneficios particulares.

A corto plazo, sin embargo, la economía ambiental presenta metodologías y soluciones que posiblemente no sean del todo óptimas, vistas desde la perspectiva ecológica, pero que suponen un puente entre el paradigma liberal y el bio-económico. En este sentido, se han desarrollado diversos métodos que sirven para calcular unos valores económicos que, aunque no son propiamente de mercado, sí que son útiles como aproximaciones y como herramientas de cálculo.

Antes de continuar habría que señalar que los economistas no hemos sido los únicos en realizar estos ejercicios de cálculo. Costanza y colaboradores, por ejemplo, publicaban en 1997 un aventurado cálculo del valor económico de las funciones y servicios medioambientales a nivel global (Costanza *et al.*, 1997). Su estimación era de una media de 33 billones de dólares anuales, frente a los 18 billones de dólares en los que se estimaba el Producto Nacional Global del planeta en términos económicos tradicionales.

## Las fuentes de valor

No es el objetivo de este trabajo profundizar en las metodologías más usadas, ni en los pros y contras de las mismas. El afán que nos mueve es evidenciar las razones por las cuales el medio ambiente posee un valor económico que en muchas ocasiones es imposible de evidenciar o directamente infinito y, por definición, incalculable pero nunca inexistente. Un primer paso debe ser la identificación de las funciones ambientales y de los productos y servicios ambientales generados por éstas. De Groot, basándose en Eagles ha realizado una clasificación de estas funciones que resulta muy útil para la identificación de las mismas (tomado de Jiménez, 1996):

- *Funciones de soporte o carga*, en las que el medio ambiente proporciona el sustrato sobre el que se desarrollan las actividades humanas.

- Funciones de construcción.
- Funciones de transporte.
- Funciones de eliminación de residuos.
- Funciones recreativas antropocéntricas.
- Funciones de reservorio de espacio y sustrato.

- *Funciones de producción conjunta*, en las que el medio juega un papel activo aunque predominan las decisiones humanas.

- Funciones de producción agrícola.
- Funciones intensivas y extensivas de producción animal.
- Otras funciones de producción conjunta.

- *Funciones de significación*, en las que el medio ambiente se relaciona con los 'significados' y conocimientos humanos.

- Funciones de señal sobre indicadores espaciales y temporales.
- Funciones de significación científica.
- Funciones de relación hombre-naturaleza.
- Funciones de participación.
- Funciones de contemplación.
- Funciones de reserva de significación.

- *Funciones de hábitat*, relacionadas con el hogar ecológico de la vida.

- Funciones para el desarrollo de especies y ecosistemas.
- Funciones de reserva de hábitat.

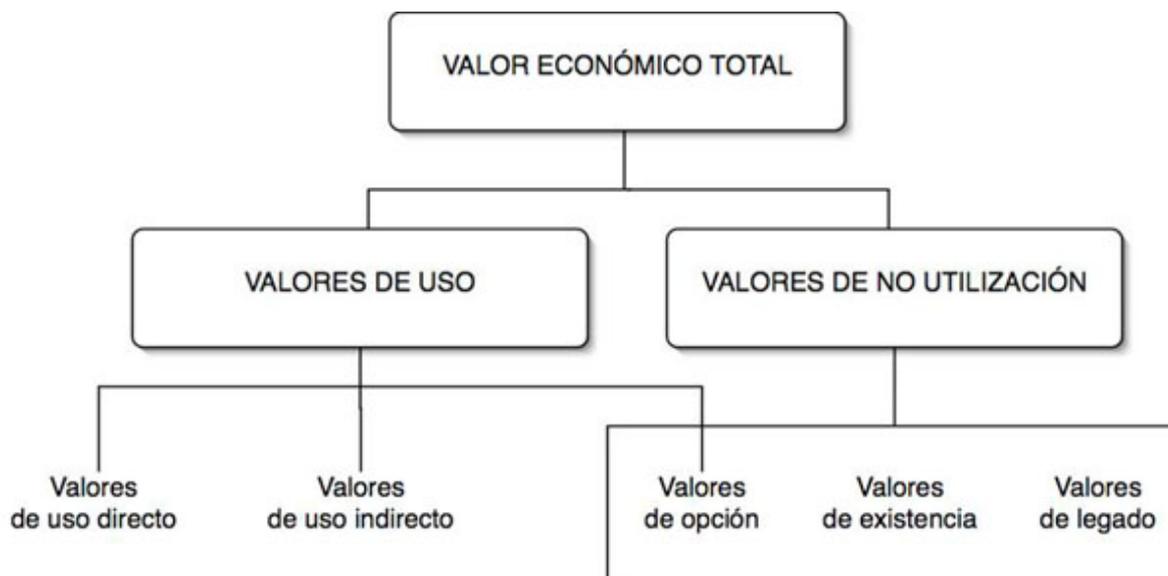
- *Funciones de procesado*, beneficios para la humanidad derivados de la capacidad del ambiente para amortiguar los riesgos y peligros de las acciones humanas.

- Funciones de procesado abiótico.
- Funciones de procesado biótico.

- *Funciones de regulación*, referidas a la capacidad de los componentes ambientales para contener influencias dañinas de otros componentes.

- Funciones de blindaje.
- Funciones de contención.

A partir del conocimiento de las funciones ambientales y de la inserción de éstas con las humanas es posible aventurarnos al cálculo de un valor económico total (Jiménez, 1996). Algunos valores son evidentes y tienen reflejo directa o indirectamente en el mercado: son los valores de uso. Pero hay otros que no son evidentes o que incluso se derivan del mero hecho de la existencia. Siguiendo a Munasinghe (1992), el valor económico total de los activos ambientales estaría compuesto por el valor de uso más el valor de no utilización (véase la **Fig. 2**).



**Figura 2.** Valores económicos del medio ambiente. Fuente: Munasinghe (1992).

Los valores de uso directo, como ya hemos dicho, son relativamente sencillos de cuantificar, pues se refieren a productos que se pueden consumir directamente: alimentos, biomasa, salud, etc. Los de uso indirecto alcanzan los beneficios denominados funcionales, tales como la regulación del clima o microclima, la protección contra crecidas y riadas, etc. Por su parte, los valores de opción se refieren a valores de uso directo o indirecto en el futuro, por lo que nos encontramos con la dificultad de predecir los niveles tecnológicos de los años venideros, los cuales influirán en la productividad inducida del medio ambiente.

El valor de existencia deriva del propio conocimiento de la existencia de un determinado activo ambiental. Es el caso, por ejemplo, de la Antártida o de la biodiversidad, cuya existencia, aunque sea por mera convicción moral, nos parece valiosa. Obviamente, a la hora de hacer juicios morales las dificultades de cuantificación se multiplican, aunque puede resultar más sencillo lograr una ordenación de prioridades.

Finalmente, el valor de legado es el que tiene determinado bien ambiental o recurso natural (valores de uso y no uso) para las siguientes generaciones, debiendo suponer por tanto no sólo los niveles tecnológicos futuros, sino también escalas de valores y principios morales de los que nos continuarán.

En la **Tabla 1** se resumen los principales métodos de valoración de la economía ambiental, aunque nos parece que la razón más convincente por la cual debemos proceder a la valoración de los activos ambientales (por estéril que parezca) es la de evidenciar los servicios que estos nos prestan y aumentar el coste de oportunidad asignado por los agentes económicos a la utilización de los recursos.

**Tabla 1.** Métodos de valoración de los activos ambientales. Fuente: Elaboración propia a partir de Romero (1997) y Jiménez (1996).

Costes y beneficios reales		Evaluación indirecta a través de mercados reales	Evaluación a través de mercados ficticios
Evaluación de costes y beneficios directos	Evaluación de costes de restitución		
Se evalúan costes y beneficios directamente observables y evaluables por existir mercados.	Se evalúan los costes de sustitución o de compensación del consumo del activo.	Aún no habiendo mercados directos, el activo ambiental influye en mercados reales (mercado de la vivienda, etc.).	Se calculan las variaciones compensatorias a través de mercados artificiales o poniendo a los agentes en situaciones de mercado.
<ul style="list-style-type: none"> <li>– Efectos en la producción.</li> <li>– Efectos en la salud.</li> <li>– Costes defensivos o preventivos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Coste de reposición.</li> <li>– Proyecto compensatorio.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Variables hedónicas.</li> <li>– Coste del viaje.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valoración contingente.</li> <li>– Mercado artificial.</li> </ul>

## Conclusión

En un viaje de ida y vuelta, la economía ha tomado conciencia de la importancia del medio ambiente como 'sustrato' en el que se producen las actividades humanas y, por ende, las de mercado. Se ha tomado conciencia del papel del medio como productor de recursos, como receptor de residuos y como sistema influyente e influenciable por parte de la economía.

Esta incorporación ha venido de la mano del éxito social y político del término *desarrollo sostenible*, que de forma lenta pero inexorable forma parte cada día más activa de las políticas de las administraciones, dando incluso nombre a concejalías, direcciones generales, consejerías, etc. Poco a poco se está pasando, además, de planteamientos verticales a otros transversales, en las que el medio ambiente aparece como criterio de decisión en ámbitos cada vez más numerosos.

La economía ambiental ha desarrollado multitud de sistemas y metodologías de valoración que permiten ya que no obtener precios (pues no existen mercados para la mayoría de los servicios ecológicos), si al menos lograr unos valores aproximativos que 'visibilizan' la utilidad económica de los activos ambientales y sirven para el logro de su sostenibilidad a largo plazo.

## Referencias

Aguilera Klink, F. 1992. *La preocupación por el medio ambiente en el pensamiento económico actual*, en Información Comercial Española, núm. 711 de noviembre de 1992, pp. 31-42. Ed. Ministerio de Industria, Comercio y Turismo, Madrid.

Azqueta, D. y Ferreiro, A. (eds.) 1994. *Análisis económico y gestión de recursos naturales*. Ed. Alianza Editorial, Madrid.

Costanza, R, *et al.* 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.

Georgescu-Roegen, N. 1996. *La ley de la entropía y el proceso económico*. Ed. Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, S.A. Madrid.

Jiménez Herrero, L.M. 1996. *Desarrollo sostenible y economía ecológica. Integración medioambiente-desarrollo y economía-ecología*. Editorial Síntesis, Madrid.

Naredo, J.M. 1992. *Los cambios en la idea de naturaleza y su incidencia en el pensamiento económico actual*, en Información Comercial Española, núm. 711 de noviembre de 1992, pp. 11-30. Ed. Ministerio de Industria, Comercio y Turismo, Madrid.

Naredo, J.M. y Valero, A. (dirs.) 1999. *Desarrollo económico y deterioro económico*. Ed. Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, S.A. Madrid.

Passet, R. 1996. *Principios de bioeconomía*. Ed. Fundación Argentaria y Visor Distribuciones, S.A. Madrid.

Romero, C. 1997. *Economía de los recursos ambientales y naturales* (2ª edición ampliada). Ed. Alianza Editorial, Madrid.

# Monitorización de la flora y vegetación de las zonas húmedas en el Baixo Vouga Lagunar (Ría de Aveiro, Portugal)

M. Almagro Bonmatí, B. Garrido Martín<sup>1</sup>, L. Lopes, R. Pinho<sup>2</sup>, J. Keizer<sup>3</sup>

(1) Instituto do Ambiente e Desenvolvimento (IDAD), Campus Universitario de Santiago, Aveiro, Portugal.

(2) Herbario del Departamento de Biología de la Universidad de Aveiro, Campus Universitario de Santiago, Aveiro, Portugal.

(3) Centro de Estudos do Ambiente e do Mar, Campus Universitario de Santiago, Aveiro, Portugal.

➤ Recibido el 28 de noviembre de 2005, aceptado el 16 de enero de 2006.

El carácter transicional de la Ría de Aveiro le confiere una riqueza florística singular, integrando comunidades vegetales típicas de las regiones Eurosiberiana y Mediterránea. La implantación del Proyecto Desenvolvimento Agrícola do Vouga (PDAV) va a provocar una modificación de las tasas de encharcamiento y una reducción gradual de la salinidad, factores ecológicos determinantes para muchas de las comunidades halófilas y helofíticas. El presente trabajo pretende contribuir a un mejor conocimiento de la tipología de la vegetación local, que sirva como base para desarrollar un programa de monitorización adecuado que detecte las alteraciones en los patrones espacio-temporales de la vegetación de los sistemas húmedos. Teniendo como objetivo seleccionar los puntos de muestreo donde instalar las parcelas permanentes de monitorización, se realizó una caracterización de la flora y la vegetación a través de trece transectos utilizando una aproximación simplificada al método de Braun-Blanquet. Una vez identificados los tipos de vegetación - en función de su composición florística, corología y ecología - fueron seleccionados al azar inventarios representativos de cada tipo, en los que han sido instaladas dichas parcelas.

Palabras clave: Zonas húmedas, dique, parcelas permanentes, Braun-Blanquet, TWINSpan, distribución espacio-temporal.

**Monitoring the salt marsh vegetation and flora of the Baixo Vouga Lagunar (Ria of Aveiro, Portugal).** The transitional biogeographic character of the Ria de Aveiro lagoon area confers it a singular floristic richness, integrating plant communities typical for the Eurosiberian as well as Mediterranean Region. The implementation of the Agricultural Development Plan of the Lower Vouga area (PDAV) in the near future is expected to result in noticeable changes in the tidal submersion regime and a gradual reduction of salinity levels, which are determining ecological factors for many of the halophytic and helophytic plant communities. The present work pretends to contribute to a better knowledge of the local vegetation types and, thereby, to the implementation of an adequate monitoring programme for detecting changes in the spatio-temporal vegetation patterns of the wetlands. With the objective to select the locations for the installation of permanent quadrats, the vegetation of the wetlands was described along 13 transects using a simplified Braun-Blanquet approach. A total of 24 local vegetation types were recognised, 23 of which were selected for the current monitoring programme.

Key words: Wetlands, dike, permanent plots, Braun-Blanquet, TWINSpan, spatio-temporal patterns.

## Introducción

El Baixo Vouga Lagunar se sitúa en la zona Centro Litoral de Portugal en la desembocadura del río Vouga. Clasificado como ZEPa (Zona de Especial Protección para las Aves) de la Ría de Aveiro según la Directiva Aves (79/409/CEE), resulta necesario contribuir a la conservación de las comunidades vegetales, puesto que presentan condiciones favorables de abrigo, nidificación y alimentación para la avifauna (Leão, 2003).

Tratándose de un área tradicionalmente agrícola - arrozales, maizales y pastizales son sus principales usos - está siendo víctima de un abandono cada vez más acusado debido a la salinización paulatina del suelo. Es por esta razón que el Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica (IDRHa) está llevando a cabo el Proyecto Desenvolvimento Agrícola do Vouga (PDAV). Entre 1995 y 1999 fue construido un dique para evitar la entrada de agua salina y contaminada procedente de la Ría de Aveiro

durante los periodos de mareas vivas, así como para permitir el almacenamiento de agua para riego en la estación seca y la infiltración de agua de drenaje en la época de lluvias. Una vez concluidas las obras y durante los tres años sucesivos se llevó a cabo un programa de monitorización del suelo y la vegetación con la finalidad de evaluar los efectos de la construcción del dique sobre el sistema suelo-planta (IHERA 2000, 2001 y 2003). En 1995 el Instituto da Conservação da Natureza (ICN), considerando que Portugal estaba incumpliendo las Directivas Aves (79/409/CEE), Hábitats (92/43/CEE) y de Evaluación de Impacto Ambiental (337/85/CEE), presentó una queja ante la Comisión Europea que resolvió someter el proyecto a un nuevo Estudio de Impacto Ambiental. La Declaración de Impacto Ambiental positiva impuso como condición realizar varios programas de monitorización (flora, fauna y calidad del agua). Éstos comenzaron en junio de 2004 y se prolongarán hasta la primavera de 2007, fecha para la que está prevista la reanudación del proyecto PDAV, que incluye: construcción de un nuevo dique, obras de refuerzo y mejora del antiguo, sistemas primarios de drenaje, así como infraestructuras secundarias viarias, de riego y drenaje, lo que implicará una reestructuración parcelaria (Andresen *et al.*, 2001). Una vez finalizadas las obras y durante los tres años posteriores se volverán a ejecutar dichos programas.

La implantación del proyecto PDAV va a originar, previsiblemente, alteraciones en las comunidades vegetales actualmente existentes, sobre todo en la zona adyacente al sistema de defensa contra mareas, provocando una modificación de las tasas de encharcamiento y una reducción gradual de la salinidad, factores ecológicos determinantes para muchas de las especies de las zonas húmedas (Gallego Fernández y García Novo, 2002), incluidas en algunos de los hábitats contemplados en la Directiva 92/43/CEE.

La vegetación de marisma está muy bien documentada en la Península Ibérica (Bolòs, 1967; Rivas-Martínez y Costa, 1984; Izco *et al.*, 1992; Molina *et al.*, 2003). En Galicia no faltan estudios de este tipo de vegetación (Alvarez y González, 1983 y 1984; Castroviejo, 1975; SanLeón *et al.*, 1999), pero la información es escasa en lo que se refiere a las costas portuguesas, existiendo algunos trabajos publicados en áreas de transición (Costa *et al.*, 1999; Honrado *et al.*, 2002).

El presente trabajo pretende contribuir a un mejor conocimiento de la tipología de la vegetación local, que sirva como base para desarrollar un programa de monitorización adecuado que detecte las alteraciones en los patrones espacio-temporales de la vegetación de los sistemas húmedos, concretamente sobre las comunidades halófilas y helofíticas, llevando a cabo un seguimiento de la composición florística de determinados tipos. Teniendo como objetivo seleccionar los puntos de muestreo donde instalar las parcelas permanentes de monitorización, se realizó una caracterización de la flora y la vegetación a través de trece transectos distribuidos en cuatro zonas previamente definidas y orientados según el gradiente de salinidad e inundación. Una vez identificados los tipos de vegetación – en función de su composición florística, corología y ecología – fueron seleccionados al azar inventarios representativos de cada tipo, en los que han sido instaladas dichas parcelas.

## Área de estudio

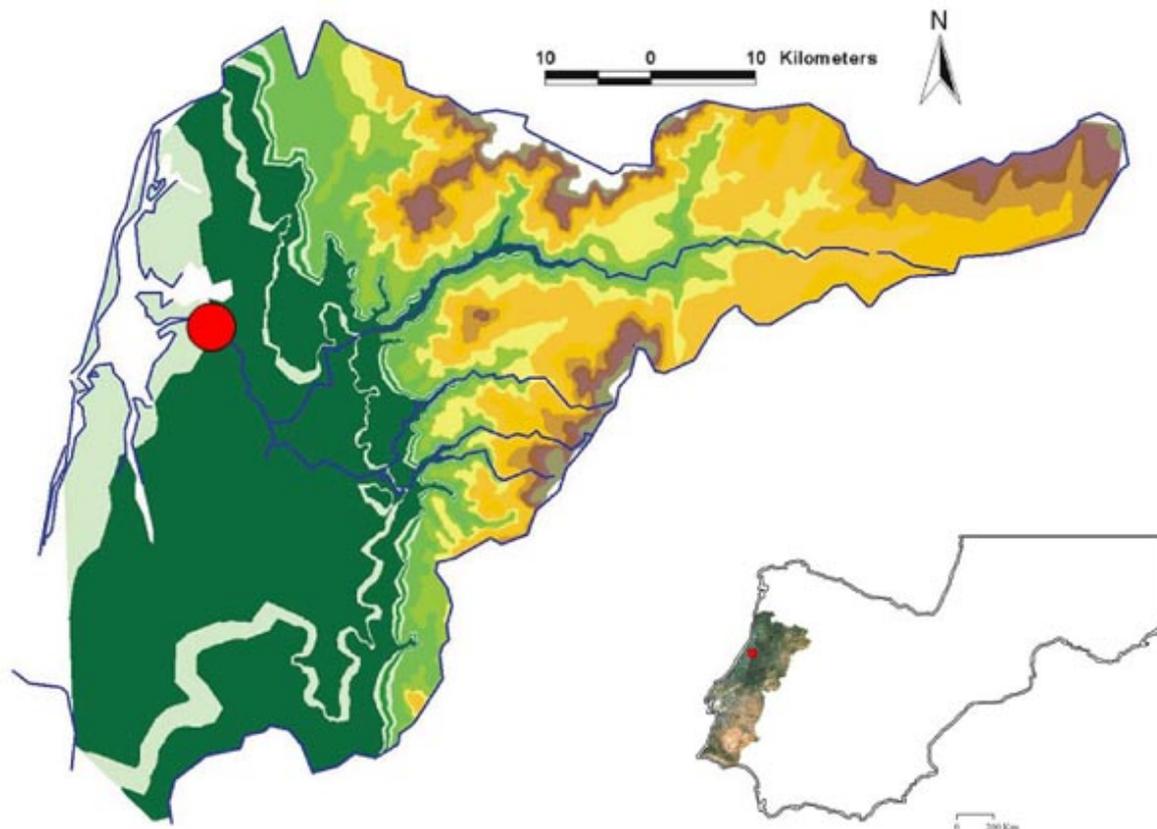
El clima posee fuerte influencia atlántica. La temperatura media anual es de 14, 6 ° C. La temperatura máxima diaria en verano inusualmente sobrepasa los 25 ° C y en invierno rara vez se registran valores negativos. La precipitación media anual ronda los 1.000 mm y transcurre principalmente entre octubre y marzo, periodo responsable del 77% de la precipitación anual. Debido a su proximidad al mar y a la Ría de Aveiro los valores de humedad relativa son muy elevados durante todo el año, con un 80% de humedad relativa media y poca variación durante el día (Leão, 2003). Desde el punto de vista geológico se localiza en la cuenca sedimentar de Aveiro, donde afloran principalmente formaciones del Cuaternario depositadas sobre un sustrato de esquistos arcillosos anteriores al Ordovícico.

Pertenece a la cuenca hidrográfica del río Vouga, surcada por los ríos Vouga, Antuã, Fontão y Jardim, que junto con los esteros constituyen el sistema principal de drenaje. Las condiciones naturales del Baixo Vouga Lagunar - planitud del terreno, zona de convergencia y descarga de varios cauces, dificultades de infiltración como consecuencia del efecto de las mareas sobre la ría - explican su susceptibilidad a inundaciones y a los problemas de drenaje, presentando una gran superficie sujeta a encharcamientos permanentes o prolongados (Andresen *et al.*, 2001).

Los suelos, aluvisoles modernos en su mayoría, están sujetos a hidromorfismo intenso y en algunos casos a halomorfismo (Rogado y Perdigo, 1986). Aunque inicialmente se haya incluido el piso bioclimático termocolino perteneciente a la región Eurosiberiana, cuando se estiman los índices de mediterraneidad propuestos por Rivas-Martínez *et al.*, (1987) para discriminar territorios fronterizos entre regiones ( $Im_1$ : 12,84;  $Im_2$ : 8,96;  $Im_3$ : 5,68), se considera su inclusión en la región Mediterránea: termotipo mesomediterráneo y ombrotipo entre húmedo y sub-húmedo; aunque sin olvidar la influencia del atlántico.

Biogeográficamente el carácter transicional de la Ría de Aveiro ha sido manifestado por diversos autores. En la división corológica de Gehú & Rivas-Martínez (1983) para la vegetación litoral europea, la subzona cántabro-atlántica abarca las costas británicas meridionales, las francesas atlánticas y las ibéricas hasta Lisboa. Sin embargo, Rivas-Martínez *et al.*, (1987) sitúa el límite de la región Eurosiberiana en la Ría de Aveiro. Según Costa *et al.* (1998) ésta pertenece al superdistrito Costero Portugués, ya en la región Mediterránea, que comprende la franja costera desde Sintra (cerca de Lisboa) hasta Aveiro, donde se encuentra la provincia Cántabro-Atlántica, constituyendo una unidad biogeográfica de transición entre ambas

regiones. Rivas-Martínez (en prensa) en su nueva propuesta para la vegetación de España y Portugal incluye las llanuras arenosas desde el Cabo Mondego hasta Oporto en el distrito Beirense Litoral de la región Mediterránea (**Fig. 1**).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.

## Material y métodos

Para la localización de los transectos fueron definidas cuatro zonas de muestreo considerando las diferentes fases de construcción del dique: a) banda exterior contigua al dique (transectos 4, 6, 8 y 10), sometida a dos inundaciones diarias por acción del flujo marea, donde se encuentran las comunidades más halófilas; b) banda interior contigua al dique (transectos 3, 5, 7 y 9), donde el flujo marea se encuentra restringido; c) zona en que la entrada de agua salada es cada vez más acusada y ha invadido los campos de cultivo, permanentemente inundados y colonizados por especies halófilas (transectos 1 y 2); y d) zona en que la entrada de agua salada comienza a apreciarse, colonizada por comunidades de aguas salobres (transectos 11, 12 y 13). De modo que se podrá evaluar la situación de referencia, registrar las alteraciones sobre la vegetación y comparar con base estadística la situación actual vs. situación post- dique (**Fig. 2**).





Tipos y subtipos	No	Dominante	Co-dominantes		
			1	2	3
	1	<i>Juncus maritimus</i>			
	2		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Aster tripolium</i> subsp. <i>panonicus</i>	
	3		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Halimione portulacoides</i>	( <i>Triglochin maritima</i> )
	4		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Paspalum vaginatum</i>	
	4a		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Paspalum vaginatum</i>	<b>ruderales:</b> <i>Atriplex patula</i> , <i>Cynodon dactylon</i>
	5	<i>Agrostis stolonifera</i>			
	6a		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Scorzonera fistulosa</i>
	6b		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>	<i>Cynodon dactylon</i>
	6c		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>	<b>ruderales:</b> <i>Atriplex patula</i> <i>Cynodon dactylon</i> <i>Conyza canadensis</i>
	7		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Spartina versicolor</i>	
	8	<i>Spartina versicolor</i>			
	9	<i>Phragmites australis</i>			
	10		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Phragmites australis</i>	
	11	<i>Halimione portulacoides</i>			
	12	<i>Puccinellia maritima</i>			
	13		<i>Halimione portulacoides</i>	<i>Puccinellia maritima</i>	
	14a	<i>Sarcocornia perennis</i>			
	14b	<i>Triglochin maritima/striata</i>			
	15		<i>Halimione portulacoides</i>	<i>Sarcocornia perennis</i> subsp. <i>perennis</i>	
	16		<i>Halimione portulacoides</i>	<i>Aster tripolium</i> subsp. <i>panonicus</i>	<i>Sarcocornia perennis</i> subsp. <i>perennis</i>
	17	<i>Paspalum vaginatum</i>			
	18		<i>Phragmites australis</i>	<i>Paspalum vaginatum</i>	
	19		<i>Spartina versicolor</i>	<i>Paspalum vaginatum</i>	
	20		<i>Paspalum vaginatum</i>	<i>Zostera noltii</i>	
	21		<i>Halimione portulacoides</i>	<i>Spartina versicolor</i>	
	22		<i>Halimione portulacoides</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	
	23		<i>Juncus maritimus</i>	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	
	24	<i>Tamarix africana</i>			

Figura 3. Distribución de los tipos de vegetación a lo largo de los transectos.

Tabla 1. Tipos de vegetación vs. tipos sintaxonómicos.

Tipos y subtipos de vegetación	11	12,13,14a, 14b,15y16	22 y 23	1	2	3	4	4a	9	10	7	8	5	6	17, 18, 19 y 20														
	Matorrales hiperhalófilos (H)		Pastizales - matorrales hiperhalófilos (PS)		Junciales helofíticos (Bo)		Juncuales halófilos (LJ)		Juncuales halófilos (LJt)		Juncuales halófilos (LJh)		Juncuales halófilos (LJp)		Juncuales halófilos (LJp)		Carrizales (Ph)		Juncuales - carrizales (JP)		Juncal subhalófilos (SJ)		Gramales subhalófilos (SJs)		Gramales subhalófilos (JAJ)		Juncuales subhalófilos (AJ)		Pastizales vivaces subhalófilas (Pa)
Tipos sintaxonómicos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	7	8	5	6	17, 18, 19 y 20														
No. Inventarios (relevés)	56	20	12	131	15	20	21	24	45	37	31	31																	
Especies características y diferencia	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.	C.P. Dom.														
<i>Juncus maritimus</i>	III 1	III 1	5 2	V 3	V 1	V 2	V 2	IV 1	V 1	III 1	V 1	I 1																	
<i>Phragmites australis</i>	IV 1	III 1	7 1	III 1	V 1	III 1	III 1	V 3	II 1	III 1	II 1	V 1																	
<i>Aster tripolium</i> subsp. <i>pannonicus</i>	+ 1	III 1		+ 1	V 1	III 1	III 1	IV 1	I 1	+ 1	IV 1																		
<i>Halimione portulacoides</i>	V 4	V 1	7 1	I 1		V 1	r 1																						
<i>Paspalum vaginatum</i>				I 1			V 1	r 1			r 1				V 3														
<i>Spartina versicolor</i>	II 1	+ 1	1 1	r 1		I 1		I 1	V 1	V 3	I 1	+ 1			+ 1														
<i>Agrostis stolonifera</i>								r 1			V 2																		
<i>Salicornia ramosissima</i>		II 1					I 1			+ 1	+ 1																		
<i>Sarcocornia perennis</i> subsp. <i>perennis</i>	r 1	IV 1			r 1				III 1																				
<i>Triglochin maritima</i>	III 1	III 1				V 1		r 1																					
<i>Puccinellia maritima</i>	II 1	III 2				r 1																							
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	II 1	III 1	12 1			I 1			II 1						III 1														
<i>Atriplex patula</i>		+ 1		r 1	II 1		r 1			I 1	r 1	V 1			I 1														
<i>Triglochin striata</i>		+ 2																											
<i>Scorzonera fistulosa</i>												III 1																	
<i>Cynodon dactylon</i>				+ 1			II 1			+ 1		V 1																	
<b>Compañeras</b>																													
<i>Aster squamatus</i>				r 1			r 1		+ 1	I 1	r 1																		
<i>Cotula coronopifolia</i>				r 1	I 1		II 1		r 1		I 1																		
<i>Coryza canadensis</i>				II 1			II 1																						
<i>Holcus lanatus</i>		+ 1		I 1			II 1	r 1																					
<i>Cerastium glomeratum</i>				+ 1			II 1																						
<i>Zostera noltii</i>															II 1														
<i>Anagallis arvensis</i>				r 1			r 1																						
<i>Convolvulus arvensis</i>				r 1																									
<i>Daucus carota</i>				r 1			I 1																						
<i>Erigeron acer</i>				I 1			I 1																						
<i>Galactites tomentosa</i>							I 1																						
<i>Hypochoeris radicata</i>							I 1																						
<i>Limonium vulgare</i>				r 1	r 1																								
<i>Senecio lividus</i>				I 1			I 1		r 1																				
<i>Picris echioides</i>				r 1			I 1																						
<i>Plantago coronopus</i>				r 1			r 1																						
<i>Polygonum maritimum</i>				r 1			I 1																						
<i>Pseudognaphalium luteo-album</i>				r 1																									
<i>Ranunculus repens</i>				r 1																									
<i>Rumex bucephalophorus</i>							I 1																						
<i>Solanum dulcamara</i>										r 1																			
<i>Sonchus asper</i> cf.				r 1					+ 1			I 1																	
<i>Tamarix africana</i>	r 1						r 1		r 1																				
<i>Trifolium repens</i>				r 1																									
<i>Gaudinia fragilis</i>										+ 1	I 1																		

Sin embargo, donde el flujo mareal se encuentra restringido (zona *b*) estas comunidades están ausentes. Han sido reemplazadas por los juncuales halófilos, que colonizan áreas que son esporádicamente alcanzadas por las mareas y se desarrollan sobre suelos moderadamente salinos (Costa *et al.*, 1996). Destaca el tipo *Juncus maritimus* dominante (LJ), que constituye una formación densa y constante a lo largo de estos transectos, a veces monoespecífica. Están presentes además los juncuales halófilos con *Aster tripolium* subsp. *pannonicus* como codominante (LJt), que incluyen una serie de especies halófilas (*Sarcocornia perennis* subsp. *perennis*, *Triglochin maritima* y *Cotula coronopifolia*); así como la variante

más oligohalófila de éstos (*LJpr*), caracterizada por tener el sustrato inferior enriquecido con *Paspalum vaginatum* acompañado por diversas ruderales - *Aster squamatus*, *Conyza canadensis*, *Cynodon dactylon*, *Cerastium glomeratum*, *Hypochoeris radicata* y *Galactites tomentosa* - presentes únicamente en el transecto 9, debido probablemente a la presión ganadera. Observando los transectos 7 y 3 – principalmente - se aprecia un ligero gradiente de salinidad, encontrando las comunidades más helofíticas conforme nos alejamos del dique: los carrizales de *Phragmites australis* (*Ph*), que colonizan áreas de transición, donde el agua dulce predomina en relación a la salada (IHERA 2000), y los carrizales- juncales (*JP*), que representan la transición entre los juncales halófilos y los carrizales.

En la zona *c* cobran importancia los juncales subhalófilos (*SJ*) codominados por *Juncus maritimus* y *Spartina versicolor*. Son juncales vivaces densos de talla media que se desarrollan sobre suelos moderadamente salinos con fenómenos de hidromorfía (Molina *et al.*, 2001). Igualmente destacables son los gramales subhalófilos (*SJs*) dominados por la gramínea vivaz *Spartina versicolor*, que aparecen en zonas apenas inundadas y en suelos con conductividades menores (Molina *et al.*, 2001). Normalmente constituyen una formación mono-específica. Es la primera vez que se registra en el Baixo Vouga Lagunar la presencia de esta gramínea, nativa de la región Mediterránea (Fabre, 1849; Tutin *et al.*, 1980; Van der Maarel, 1996) y protegida en Cataluña por el Decreto 328/1992; y sin embargo considerada invasora en la región Eurosiberiana (Gutiérrez García y Fernández Prieto, 2001). Asimismo tiene lugar la variante más oligohalófila de los juncales halófilos (*LJp*), caracterizada por tener el sustrato inferior enriquecido con *Paspalum vaginatum*, apareciendo en aquellos lugares donde el juncal se mantiene encharcado de forma habitual y el agua apenas llega a salobre (Izco *et al.*, 1992).

La zona *d* está colonizada por comunidades de aguas salobres como las praderas vivaces subhalófilas (*Pa*) dominadas por el neófito *Paspalum vaginatum*, formando un pastizal denso y de talla considerable. Con la gramínea son frecuentes otras especies como *Phragmites australis*, *Spartina versicolor* y *Zostera noltii* - indicadora de la entrada de agua salina - permitiendo diferenciar otros tipos. También tiene lugar el gramal mesohalófilo (*AJ<sub>1</sub>*), graminal denso constituido por un conjunto de gramíneas perennes capaces de tolerar niveles bajos de salinidad - *Agrostis stolonifera* (dominante), *Cynodon dactylon*, *Spartina versicolor* - acompañadas de otras especies características de juncales y praderas húmedas - *Juncus maritimus*, *Scorzonera fistulosa* - y típicas de zonas húmedas degradadas algo salinas (*Atriplex patula*). Cuando se reducen los niveles de cobertura para *Agrostis stolonifera*, pasa a codominar con *Juncus maritimus*, *Scorzonera fistulosa* y/ o *Cynodon dactylon*, diferenciándose una nueva formación, el gramal – juncal mesohalófilo (*AJ<sub>2</sub>*). La cercanía a la cola de la marisma les confiere condiciones propicias, en razón al embalsamiento del agua fluvial con la subida de las mareas (Izco *et al.*, 1992). La composición florística de ambas formaciones - *Aster tripolium* subsp. *pannonicus*, *Cotula coronopifolia* y *Atriplex patula* - manifiesta la entrada de agua salada en la zona. Los carrizales, gramales y juncales subhalófilos están también presentes, aunque en menor proporción.

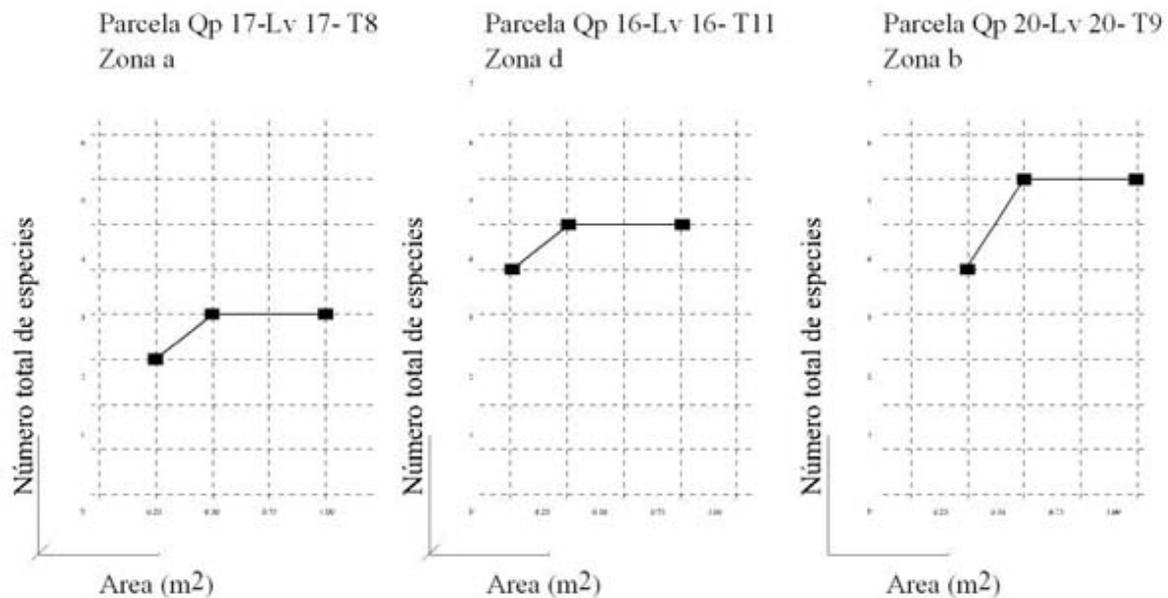
#### Encuadramiento sintaxonómico de los tipos locales de vegetación

Los siguientes tipos sintaxonómicos fueron reconocidos a lo largo de los transectos (**Tabla 1**): *Halimionetum portulacoides* (1), *Puccinellio maritimae* - *Arthrocnemetum perennis* (2), *Limonio serotini*- *Juncetum maritimi* (4), *Limonio serotini*- *Juncetum maritimi* subas. *typicum* (5), *Limonio serotini*- *Juncetum maritimi* subas. *halimionetosum portulacoides* (6), *Limonio serotini*- *Juncetum maritimi* subas. *paspaletosum vaginati* (7), *Spartino*- *Juncetum maritimi* (9), *Spartino*- *Juncetum maritimi* subas. *spartinetosum* (10), *Agrosti stolonifera*- *Juncetum maritimi* (11), *Juncetum maritimi*- *Phragmitetum australis* (8), una potencial *Bolboschoenetum maritimi* (3) y manchas dominadas por *Paspalum vaginatum* (12).

#### Selección de las parcelas permanentes y primeros resultados

Se han seleccionado al azar dos inventarios florísticos de cada tipo de vegetación presente en cada transecto. Un total de 106 parcelas permanentes de monitorización (1x 1m) han sido instaladas con el objetivo de volver al mismo lugar en los diferentes periodos contemplados por el programa (abril-mayo y septiembre-diciembre de cada año). Cada parcela se subdivide en 100 subparcelas de 10 x 10 cm, en cada una de las cuales se registra la presencia- ausencia de cada especie, permitiendo un análisis más pormenorizado de los impactos de la construcción del dique sobre la composición florística.

El tamaño de las parcelas permanentes se considera suficiente para registrar la composición florística de las comunidades de las zonas húmedas (Roman *et al.*, 2001). Las curvas de especies de 20 parcelas escogidas al azar sugieren que dicho área es apropiada (en el 85% de los casos la curva se estabilizó). En la **Figura 4** se muestran tres ejemplos.



**Figura 4.** Curva de especies por área de tres parcelas situadas en las zonas a, b y d. Aunque la curva de especies fue calculada para 20 parcelas seleccionadas al azar, tan sólo se muestran tres de ellas como ejemplo.

## Conclusiones

- El área de estudio muestra una gran variabilidad de tipos de vegetación, desde halófilos estrictos hasta helofíticos, incluyendo varias unidades de transición.
- Los tipos de vegetación diferenciados se encuadran bien en la sintaxonomía.
- El método de los transectos y el uso de la escala de Braun-Blanquet simplificada para caracterizar la vegetación supusieron una gran ventaja, permitiendo determinar de un modo eficaz y objetivo los puntos de muestreo dónde instalar las parcelas permanentes de monitorización.

## Agradecimientos

Las recomendaciones de los revisores han servido de mucha ayuda para mejorar este artículo.

## Referencias

- Alvarez, R. y González, E. 1983. Vegetación de estuarios gallegos. Miño. Ría de Ares (La Coruña). *Stud. Bot. (Salamanca)* 4: 49 – 56.
- Álvarez, R. y González, E. 1984. Vegetación de estuarios gallegos. Marisma de Marisma de Carnota. La Coruña. *Acta Ci. Compostelana* 21 (3 – 4): 215 – 230.
- Andresen, T. et al. 2001. *Estudo de Impacte Ambiental*. Projecto de Desenvolvemento Agrícola do Vouga. Bloco do Baixo Vouga Lagunar (Vol. I, II, III e Anexos). Departamento de Ambiente e Ordenamento. Universidade de Aveiro
- Bolòs, O. 1967. Comunidades vegetales de las comarcas próximas al litoral situadas entre los ríos Llobregat y Segura. En *Mem. Real Acad. Ciencias y Artes de Barcelona* 38, núm. 1. Barcelona.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Herman Blume Edit.
- Castroviejo, S. 1975. La vegetación halófila costera del Suroccidente Gallego. *Doc. Phytosociol.* 9 – 14: 51 – 62.
- Castroviejo, S. et al. (Ed.). 1990. *Flora Ibérica. Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares*. Vol. II (*Platanaceae - Plumbaginaceae*). Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.

- Castroviejo, S. et al. (Ed.). 1999. *Flora Ibérica, Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares*. Vol. VII (I); (*Leguminosae*). Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.
- Castroviejo, S. et al. (Ed.). 2000. *Flora Ibérica, Plantas vasculares de la Península Ibérica, e Islas Baleares*. Vol. VII (II); (*Leguminosae*). Real Jardín Botánico. C.S.I.C. Madrid.
- Costa, J. C., Capelo, J., Espírito Santo, M. D., Lousã, M., Monteiro, A., Mesquita, S., Vasconcelos, M. T. y Moreira, I. 1999. Plant communities of the lagoons of the Portuguese Coastal Superdistrict – a multivariate approach. *Hydrobiologia* 415: 67 – 75.  
<http://www.springerlink.com/media/e05d2179xm7rund8vcby/contributions/h/4/5/2/h452539u48312270.pdf>
- Costa, J. C., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã y Neto, C. 1998. Biogeografía de Portugal continental. En *Querceta* 0: 5 – 56.
- Costa, J. C., Lousã, M. y Espírito-Santo, M. D. 1996. A vegetação do Parque Natural da Ria Formosa (Algarve, Portugal). En *Studia Botanica* 15: 69-157.
- Fabre, M. E. 1949. Description d'une nouvelle espèce de *Spartina*, abondante sur une portion du littoral méditerranéen. En *Ann. Sci.Nat. Bot. Paris* 3: 122 – 125.
- Franco, J. 1971. *Nova Flora de Portugal*. Vol. I (*Lycopodiaceae- Umbelliferae*). Sociedade Astória Lda. Lisboa.
- Franco, J. 1984. *Nova Flora de Portugal*. Vol. II (*Clethraceae – Compositae*). Sociedade Astória Lda. Lisboa.
- Franco, J. y Afonso, M. 1994. *Nova Flora de Portugal*. Vol.III, fascículo I (*Alismataceae – Iridaceae*). Escolar Editora. Lisboa.
- Franco, J. y Afonso, M. 1998. *Nova Flora de Portugal*. Vol.III, fascículo II (*Gramineae*). Escolar Editora. Lisboa.
- Franco, J. y Afonso, M. 2003. *Nova Flora de Portugal*. Vol. III, fascículo III. (*Juncaceae – Orchidaceae*). Escolar Editora. Lisboa.
- Gallego Fernández, J. B. y García Novo, F. 2002. Restauración ecológica de marismas de régimen mareal en el Estuario del Guadalquivir, Parque Natural de Doñana. En *Ecosistemas*, Año XI, núm. 1. <http://www.revistaecosistemas.net/>
- Gehú, J. M. y Rivas- Martínez, S. 1983. Classification of european salt plant communities. En Dijkema y al. (Eds.). *Study of European Salt Marshes and salt steppes*. Conseil d l'Europe, SN- VS (83) 4: 32 – 40.
- Gutiérrez García, M. y Fernández Prieto, J. A. 2001. Control y eliminación de plantas invasoras en el litoral asturiano. VI Jornadas Españolas de Ingeniería de Costas y Puertos. IMEDEA.  
[http://nova.uib.es/Oceanography/html/events/vi\\_jornadas/HTML/pdf\\_5/120.pdf](http://nova.uib.es/Oceanography/html/events/vi_jornadas/HTML/pdf_5/120.pdf)
- Hill, M. O. 1979. *TWINSPAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of individuals and attributes*. Cornell University Ithaca, Nex York.
- Honrado, J., Pereira, R., Araújo R., Santos, G., Matos J., Alves, P., Alves, N. E., Pinto, I. S. y Caldas, F. B. 2002. Classification and Mapping of Terrestrial and Inter – Tidal Vegetation in the Atlantic Coast of Northern Portugal. *Actas do Congresso Littoral 2002, 6th International Conference - A multidisciplinary Symposium on Coastal Zone Research, Management and Planning*. Ed. FCT. Instituto da Água e Associação Eurocoast Portugal (European Coastal Zone Association for Science and Technology), pp. 211-215.
- IHERA, Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Vouga. 2000. *Avaliação dos efeitos da construção do troço médio do dique de defesa dos campos agrícolas contra marés*. Estudo de Monitorização, 1º Relatório.
- IHERA, Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Vouga. 2001. *Avaliação dos efeitos da construção do troço médio do dique de defesa dos campos agrícolas contra marés*. Estudo de Monitorização, 2º Relatório.
- IHERA, Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Vouga. 2003. *Avaliação dos efeitos da construção do troço médio do dique de defesa dos campos agrícolas contra marés*. Estudo de Monitorização, 3º Relatório.

- Izco, J., Guitián, P. y Sánchez, J. M. 1992. La marisma superior cántabro-atlántica meridional: estudio de las comunidades de *Juncus maritimus* y *Elymus pycnanthus*. *Lanzaróa* 13: 149-169.
- Izco, J. y Sánchez, J. M. 1996. Los medios halófilos de la ría de Ortigueira (A Coruña, España). Vegetación de dunas y marismas. *Thalassas* 12: 63- 100.
- Leão, F. 2003. *Percursos Pedestres no Baixo Vouga Lagunar*. Quercus, Associação Nacional da Conservação da Natureza. Aveiro.
- Molina, J. A., Casermeiro, M. A., Pertíñez, C. y Moreno, P. S. 2001. Relación suelo – vegetación en un ecosistema litoral mediterráneo. El Parque Natural del Prat de Cabanes – Torreblanca (Castellón). Ed. Fundación Dávalos – Fletcher.
- Molina, J. A., Casermeiro, M. A. y Moreno, P. S. 2003. Vegetation composition and soil salinity in a Spanish Mediterranean coastal ecosystem. *Phytocoenologia* 33: 475- 494.
- Peinado, M. y Rivas – Martínez, S. (Edits.). 1987. *La Vegetación de España*. Serv. Publ.Univ. Alcalá de Henares. Madrid.
- Rivas-Martínez, S. y Costa, M. 1984. Sinopsis sintaxonómica de la clase Arthrocnemetea Br.- Bl. y Tüxen 1943 en la Península Ibérica. *Doc. Phytosociol. N. S.* 8: 15 – 27.
- Rivas-Martínez, S., Arnaiz, C., Barreno, E. y Crespo, A. 1987. Apuntes sobre las provincias corológicas de la Península Ibérica e Islas Canarias. *Opusc. Bot. Pharm. Complutensis* 1: 1 - 48.
- Rivas-Martínez, S. Memoria del Mapa de Vegetación Potencial de España, 2005. (en prensa).
- Rivas-Martínez, S., Fernández-González, F., Loidi, J., Lousã, M. y Penas, A. 2001. Syntaxonomical Checklist of Vascular Plants Communities of Spain and Portugal to Association Level. *Itinera Geobotanica* 14: 5- 341. [http://www.ucm.es/info/cif/book/checklist/checklist\\_a.htm](http://www.ucm.es/info/cif/book/checklist/checklist_a.htm)
- Rivas-Martínez, S., Díaz, T. E., Fernández-González, F., Izco, J., Loidi, J., Lousã, M. y Penas, A. 2002. Vascular plant communities of Spain and Portugal. Addenda to the syntaxonomical checklist of 2001. En *Itinera Geobotanica* 15: 5- 432. [http://www.ucm.es/info/cif/book/addenda/addenda1\\_19.htm](http://www.ucm.es/info/cif/book/addenda/addenda1_19.htm)
- Rogado, Nuno J. y Perdigão, A. M. 1986. Projecto de Desenvolvimento Agrícola do Vouga. Bloco do Baixo Vouga Lagunar- Carta de Solos 1:10.000. DGHEA. Lisboa.
- Roman, C. T., James-Pirri, M-J. y Heltshe, J. F. 2001. *Monitoring Salt Marsh Vegetation. A Protocol for the Long-term Coastal Ecosystem Monitoring Program Cape Cod National Seashore*. National Park Service. Graduate School of Oceanography University of Rhode Island. [http://science.nature.nps.gov/im/monitor/protocols/caco\\_marshveg.pdf](http://science.nature.nps.gov/im/monitor/protocols/caco_marshveg.pdf)
- SanLeón, D. G., Izco, J. y Sánchez, J. M. 1999. *Spartina patens* as a weed in Galician saltmarshes (NW Iberian Peninsula). *Hydrobiologia* 415: 213 – 222. <http://www.springerlink.com/media/b5uc1606pk1qwh8b4j3y/contributions/h/1/2/4/h12470x557417245.pdf>
- Tutin, T. G., et al. (eds.). 1980. *Flora Europea* 5. Cambridge University Press.
- Valle Tendero, F. et al. 2003. *Mapa de Series de Vegetación de Andalucía*. Ed. Rueda. Madrid.
- Van der Maarel, E. y Van der Maarel-Versluys, M. 1996. Distribution and conservation status of littoral vascular plant species along the European coasts. *Journal of Coastal Conservation* 2: 73- 92.

# Bases de datos y metadatos en ecología: compartir para investigar en cambio global

B. Alonso, F. Valladares

Instituto de Recursos Naturales, Centro de Ciencias Medioambientales, CSIC, Serrano 115, 28006 Madrid.

➤ Recibido el 17 de febrero de 2006, aceptado el 29 de marzo de 2006.

Un avance significativo dentro del área de la ecología sólo se podrá lograr con la adopción generalizada de un sistema basado en el uso compartido de los datos entre científicos. Esta práctica, apoyada por el desarrollo de metadatos precisos que acompañen a los propios datos, conseguirá aumentar la escala temporal y espacial de los objetos de estudio, ventajas evidentes en un área en la que cuestiones de carácter global como el estudio de los efectos del cambio climático van adquiriendo cada vez mayor importancia. En la actualidad existen numerosos grupos de científicos que trabajan voluntariamente en el desarrollo de herramientas que faciliten a los científicos la documentación y el almacenaje de sus datos. Asimismo, Internet está demostrando ser un potente instrumento para compartirlos. Aprovechar estos recursos es decisión nuestra.

*Palabras clave:* Bases de datos, metadatos, cambio global, internet, sistemas de información geográfica

**Data bases and metadata bases in ecology: sharing information to foster change global research.** A significant advance in ecology will be achieved only if scientists decide to adopt a system based on sharing data. This practice, supported by the development of accurate metadata information enclosed with the data sets, will increase the temporal and spatial scale of a research topic. These are evident advantages in an area where global questions as the study of climate change effects are becoming more and more important. Nowadays, there are numerous groups of scientists who work as volunteers in the development of tools that facilitate the scientists the documentation and storage of the data. Internet is also demonstrating to be a strong instrument to share data. Making a good use of these resources is our decision.

*Key words:* Data bases, metadata, global change, internet, geographic information system

Campos como la genética o la biología molecular han experimentado un rápido avance en los últimos años fruto, en gran medida, del uso compartido de los datos que ejercen los investigadores en estas áreas. Si este principio de acceso público a los datos se extendiera a otros ámbitos de la biología, disciplinas relativamente menos adelantadas como la ecología podrían disfrutar de un desarrollo similar. Para ello, el primer paso es que los propios científicos reconozcan los beneficios derivados de esta práctica.

Compartir datos fortalece la investigación científica de diferentes maneras: alienta la diversidad de opinión, favorece la síntesis, promueve la formulación de hipótesis nuevas y permite la exploración de temas diferentes a los previstos inicialmente por los investigadores que generaron los datos. También evita la innecesaria replicación de datos. De hecho, en muchos casos, la extrema dificultad de una eventual replicación (a veces, incluso imposible, al desaparecer las condiciones iniciales del sistema que generaron las observaciones), confiere un carácter único a la información proporcionada.

La mayoría de la investigación en ecología está financiada con fondos públicos, por lo que se podría alegar que los datos pertenecen a todos los ciudadanos, producidos para el bien común y por lo cual, deberían ser de libre acceso (Arzberger *et al.*, 2004). Restricciones de disponibilidad sólo deberían estar justificadas en casos excepcionales (por ejemplo, contener información relacionada con especies en peligro de extinción, comprometer derechos de confidencialidad y privacidad, etc.). Al mismo tiempo, el uso compartido y el acceso público a los datos provenientes de investigación financiada con fondos públicos favorece la optimización de los recursos invertidos.

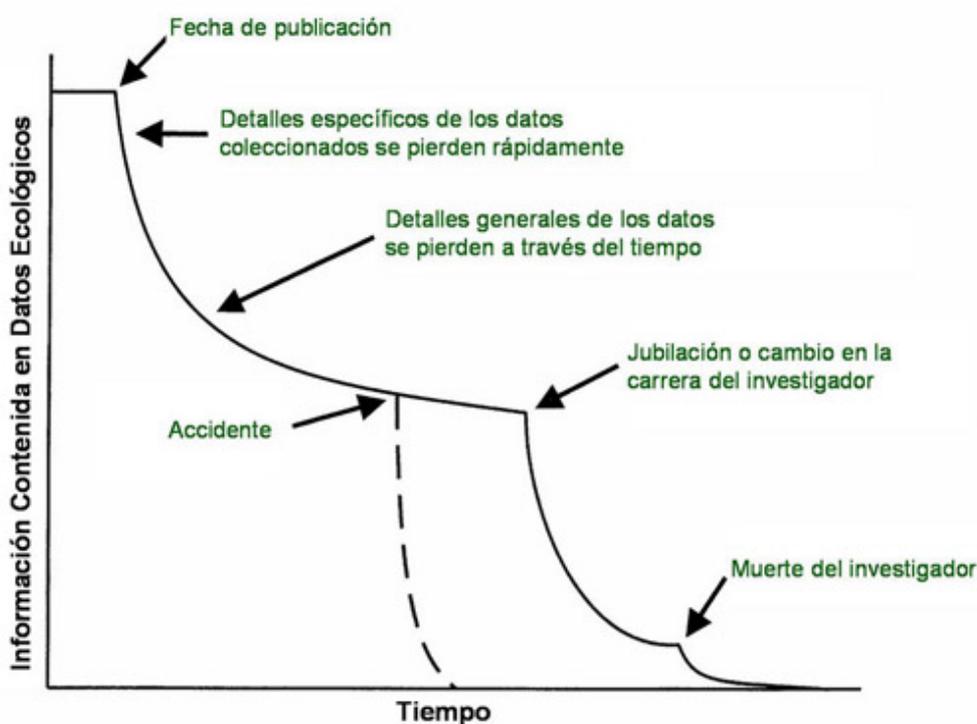
Existen otras implicaciones importantes de ámbito ético ¿Pueden los investigadores moralmente justificar el mantenimiento de los datos confidenciales si su utilización por terceros puede acelerar el hallazgo de soluciones a problemas medioambientales actuales? Los ecólogos tienen la responsabilidad de generar resultados cualitativa y cuantitativamente relevantes y conseguir publicarlos. Pero también tienen una responsabilidad ambiental y social desde el momento en que la difusión de esos datos puede contribuir a la mejora de la gestión del planeta (Zamora, 2005).

Intuitivamente se podría pensar en dos razones fundamentales por las cuales compartir datos no es todavía una práctica común en el campo de la ecología. Por un lado, está el deseo de los investigadores de guardar sus datos para un posible uso en trabajos posteriores. Por otro lado, la supuesta existencia de barreras logísticas.

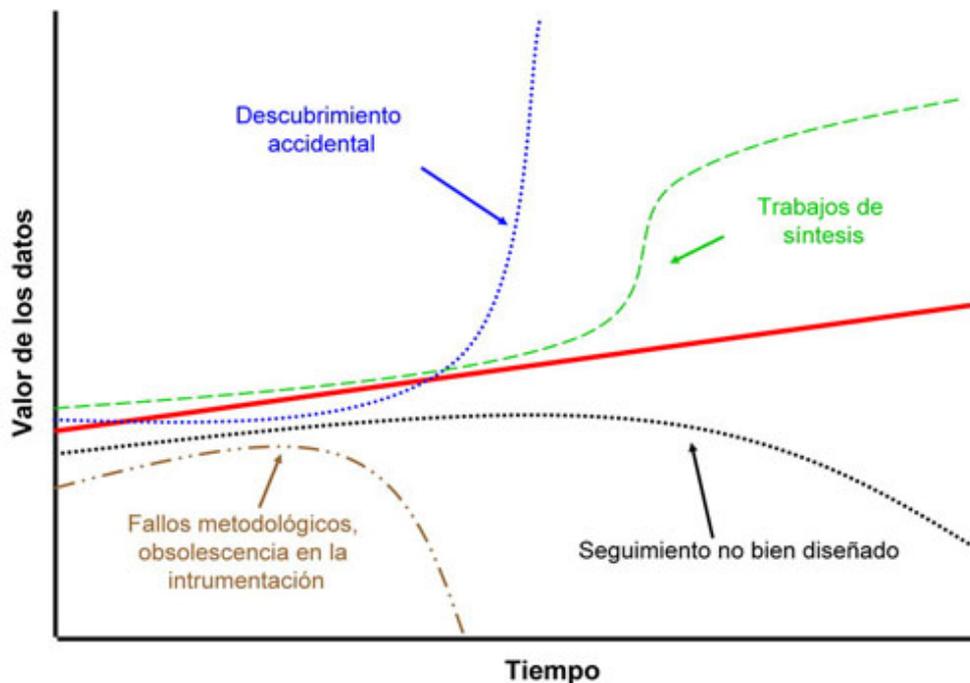
Guardar los datos confidenciales para un posible uso futuro no pone en relieve toda la importancia de los mismos. En realidad, la valía de los datos incrementa con su utilización por terceras personas, hecho que además de aumentar el índice de citación del investigador que los generó, constituye un reconocimiento de la importancia de dicha investigación y va a ser considerado asimismo, como criterio para publicación, concesión de ayudas de financiación y reconocimiento profesional (Parr y Cummings, 2005).

Las barreras logísticas a la hora de compartir datos son también ilusorias. En la actualidad, existe una revolución en el desarrollo de herramientas y protocolos que permiten a los ecólogos documentar, compartir y almacenar sus datos de manera adecuada para su uso a largo plazo. La utilización sistemática de estas herramientas facilitará la generación de conocimiento ecológico y supondrá un enorme ahorro de tiempo a los ecólogos, tiempo que podrán dedicar a la investigación en sí misma (Palmer *et al.*, 2004). Concretamente en Estados Unidos de América, existen grupos muy activos de científicos que están trabajando de manera voluntaria en la creación de estos nuevos software que faciliten el uso de los datos ecológicos ([ecoinformatics.org](http://ecoinformatics.org)).

Para favorecer el uso compartido de los datos es imprescindible que los científicos tomen conciencia de la importancia de incorporar dentro de su actividad experimental como práctica generalizada el desarrollo de metadatos (información que describe el contenido, calidad, estructura y accesibilidad de una serie de datos concreta (Michener *et al.*, 1997)) y el correcto almacenamiento de los mismos junto a los datos. Éste es el único modo de hacer que los datos sean comprensibles para poder ser utilizados en el futuro por el investigador que los generó así como por otros investigadores no involucrados directamente en la investigación original. En otras palabras, el objetivo de los metadatos es eliminar el proceso de pérdida de información de los datos que se produce inevitablemente a través del tiempo (**Fig. 1**). Simultáneamente, la combinación de los metadatos y los propios datos va acompañada generalmente de un incremento del valor de los mismos (**Fig. 2**).



**Figura 1.** Evolución con el tiempo de la información de datos ecológicos en un sistema no basado en metadatos y sin acceso compartido a los datos (Michener, *et al.*, 1997).



**Figura 2.** Evolución general del valor de los datos en un sistema basado en metadatos y acceso público a los datos.

El proceso de generación de metadatos lleva asociados múltiples beneficios, pero también conlleva una serie de costes que es necesario considerar:

- Tiempo tanto para el diseño y aprendizaje como para la ejecución en sí misma.
- 'Hardware' y 'software' relacionado con el desarrollo y almacenamiento de los metadatos (servidores, bases de datos, editores especiales, etc.).
- Costes derivados del mantenimiento a largo plazo de los metadatos.

Y sobre todo, para que la implementación de un sistema basado en datos y metadatos resulte exitoso, éste debe ser un proceso en el que exista una implicación por parte de todas las partes del equipo relacionado con la actividad experimental (técnicos de campo, investigadores, técnicos de laboratorio, etc.).

Conseguir la estandarización de los metadatos es muy importante porque permite definir una terminología común, permite llevar a cabo la entrada, validación, acceso, integración y síntesis de los datos de manera automatizada y asegura una documentación completa y precisa del contenido de los datos. Hoy en día existen diferentes estándares de metadatos (*Dublin Core*, *Content Standard for Digital Geospatial Metadata*, *ISO 19115 Geographic information metadata*, etc.). Dentro del área de la ecología hay que destacar el *Ecological Metadata Language*, un estándar muy robusto cuya importancia radica en haber sido creado por ecólogos para ecólogos y en consecuencia, tan completo que se puede aplicar a cualquier serie de datos obtenidos en esa área. El EML fue desarrollado en sus primeras versiones por el National Center for Ecological Analysis and Synthesis (NCEAS, Universidad de Santa Bárbara) basado en un trabajo previo de la Ecological Society of America (Michener *et al.*, 1997) y es el estándar que ha adoptado la red americana US Long Term Ecological Research Network.

Hoy en día, es posible compartir datos ecológicos a través de bases de datos institucionales. En Estados Unidos, redes como la [Knowledge Network for Biocomplexity](#) (KNB), o la [Biological Information Infrastructure](#) (NBII), proporcionan soporte a estaciones de seguimiento, laboratorios y científicos individuales para almacenar sus datos y metadatos y ponerlos a libre disposición de la comunidad científica para su consulta. A nivel nacional, la Red Española De Observaciones Temporales de Ecosistemas (REDOTE, [www.redote.org](http://www.redote.org)) proporciona acceso a una base de metadatos de iniciativas de seguimiento a largo plazo desarrolladas en ecosistemas españoles (en la actualidad o en el pasado). Esta red, creada en 2002, pretende agrupar y coordinar estaciones de monitorización de ecosistemas con el objetivo de reunir la información necesaria para detectar tendencias y efectos del cambio global. Se trata de una red con vocación de apertura a toda la comunidad científica, que proyecta convertir el uso compartido de datos en una realidad siguiendo el ejemplo de redes como la US-LTER.

En estos momentos se puede ya acceder a través de Internet a algunos datos ecológicos de carácter muy heterogéneo: desde datos muy precisos de organizaciones y redes que utilizan tecnología y técnicas de manejo innovadoras, hasta datos menos completos a veces con carencias en cuanto a su documentación con metadatos (**Tabla 1**).

**Tabla 1.** Ejemplos de Instituciones que proporcionan acceso a datos a través de Internet. La información presentada corresponde a la Institución, los Datos disponibles y la dirección electrónica (URL).

<p><b>Long Term Ecological Research Network</b></p> <p>Series temporales de datos de biodiversidad, nutrientes, clima, ecofisiología, hidrología, sustrato, vegetación, fauna en distintos tipos de ecosistemas de Estados Unidos  <a href="http://www.lternet.edu">http://www.lternet.edu</a></p>
<p><b>Global Biodiversity Information Infrastructure</b></p> <p>Información sobre biodiversidad (colecciones botánicas y zoológicas) de todo el globo  <a href="http://www.gbif.org">http://www.gbif.org</a></p>
<p><b>Information Center for the Environment's Biological Inventory Databases</b></p> <p>Información sobre especies vegetales y animales localizadas en áreas protegidas de todo el mundo  <a href="http://www.ice.ucdavis.edu/bioinventory/bioinventory.html">http://www.ice.ucdavis.edu/bioinventory/bioinventory.html</a></p>
<p><b>The UK Environmental Change Network</b></p> <p>Series temporales de datos de clima, química atmosférica, hidrología, sustratos, vegetación, fauna, usos del suelo en ecosistemas terrestres y dulceacuícolas de Gran Bretaña  <a href="http://www.ecn.ac.uk">http://www.ecn.ac.uk</a></p>
<p><b>Avibase-The World Bird Database</b></p> <p>Información de aves de todo el mundo  <a href="http://www.bsc-eoc.org/avibase/avibase.jsp">http://www.bsc-eoc.org/avibase/avibase.jsp</a></p>
<p><b>Puertos del Estado</b></p> <p>Datos de oleaje y nivel del mar  <a href="http://www.puertos.es/">http://www.puertos.es/</a></p>
<p><b>Confederación Hidrográfica del Tajo</b></p> <p>Datos de aforo, volúmenes embalsados  <a href="http://www.chtajo.es/">http://www.chtajo.es/</a></p>
<p><b>Confederación Hidrográfica del Júcar</b></p> <p>Datos de aforo, piezometría y calidad de aguas subterráneas  <a href="http://www.chj.es/index2.HTM">http://www.chj.es/index2.HTM</a></p>
<p><b>Confederación Hidrográfica del Duero</b></p> <p>Calidad de aguas subterráneas  <a href="http://www.chduero.es">http://www.chduero.es</a></p>
<p><b>Confederación Hidrográfica del Ebro</b></p> <p>Datos de aforo  <a href="http://oph.chebro.es/">http://oph.chebro.es/</a></p>

**Confederación Hidrográfica del Guadiana**

Volúmenes embalsados, medidas piezométricas  
<http://www.chguadiana.es/publica/index.htm>

**Subsistema de Información Climatológica Ambiental (CLIMA) – Junta de Andalucía**

Parámetros climatológicos de Andalucía  
<http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/servtc5/sica/seleccionConsulta.jsp>

**Reserva Biológica de Doñana**

Clima, hidrología, sustrato, seguimiento de especies animales (mamíferos, aves, anfibios, etc.) y vegetales  
<http://www-rbd.ebd.csic.es/>

**World Conservation Monitoring Centre**

Datos sobre especies, habitats y áreas protegidas y mapas interactivos basados en SIG (en desarrollo)  
<http://www.unep-wcmc.org>

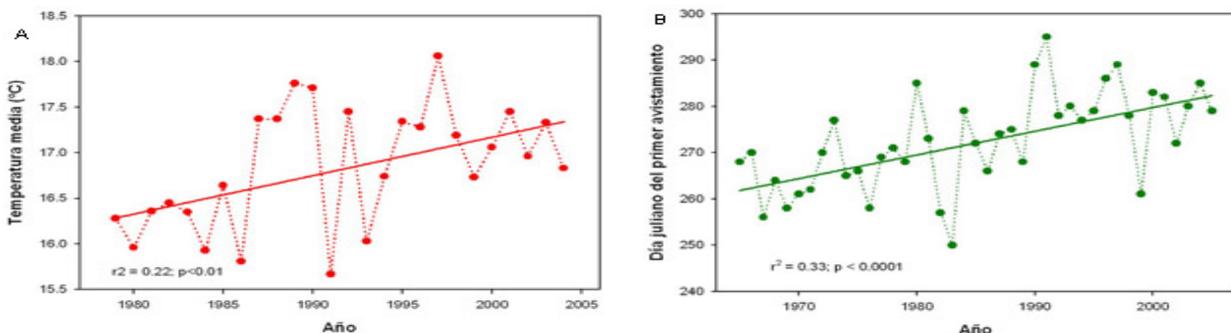
**NOAA's National Geophysical Data Center (NGDC)**

Datos y mapas interactivos sobre parámetros geofísicos  
<http://www.ngdc.noaa.gov/ngdcinfo/onlineaccess.html>

**Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Universidad Autónoma de Barcelona)**

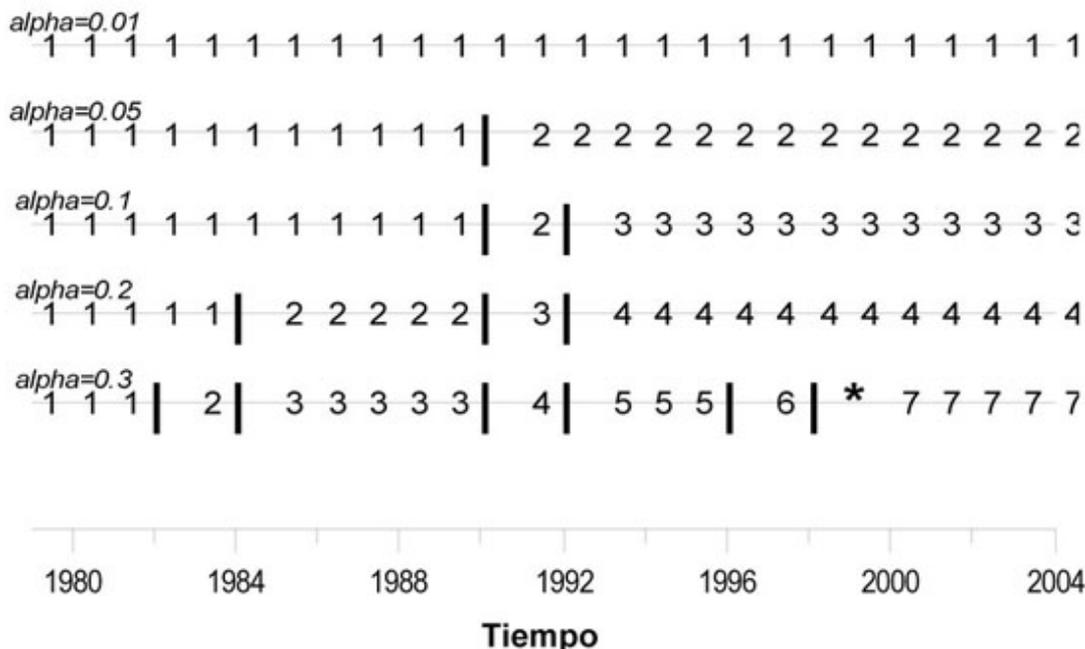
Servidor de mapas climáticos de la Península Ibérica  
[http://opengis.uab.es/wms/iberia/espanol/es\\_presentacio.htm](http://opengis.uab.es/wms/iberia/espanol/es_presentacio.htm)

Pero en ambos casos, los datos ofrecidos por estas instituciones poseen tres características de gran relevancia: son gratuitos, su acceso y manejo es sencillo y tienen un elevado valor informativo, ya que en muchas ocasiones han sido registrados desde muchos años atrás, permitiendo así, a través de su análisis, observar la evolución de parámetros a lo largo del tiempo y los cambios repentinos sufridos durante la misma, y detectar tendencias y efectos del cambio global (**Fig. 3** y **Fig. 4**)



**Figura 3.** Ejemplos de series de datos disponibles de manera gratuita y sin restricciones en Internet. A la izquierda están representados datos de temperatura media en Doñana entre 1979-2004. A derecha está representada la fecha de la llegada del Ánsar común (*Anser anser*) a Doñana en el momento de su migración invernal hacia el sur (Chans et al., 2005) (Fuente datos: <http://www-rbd.ebd.csic.es/>). La representación gráfica muestra en ambos casos una tendencia significativa de cambio hacia el aumento de la temperatura y hacia el retraso del primer avistamiento del Ánsar común en Doñana.

## Agrupamiento cronológico (chronological clustering)



**Figura 4.** Resultados de aplicar un agrupamiento cronológico o *chronological clustering* a las series de datos de la Figura 3. Las líneas verticales corresponden a cambios repentinos. Con un *alpha* pequeño (0.01) se pueden ver los cambios más fuertes experimentados mientras que con *alphas* mayores se alcanza un grado de detalle mayor de manera que se pueden detectar cambios más leves. En nuestro caso podemos observar que tanto la temperatura media como la fecha de llegada del Ánsar común a Doñana experimentaron 2 cambios claros en su evolución: en 1990 y en 1992.

El creciente interés en los últimos años de la sociedad y los científicos por temas de importancia global como el cambio climático o la pérdida de biodiversidad, convierte en una necesidad el libre acceso a la información y el uso compartido de los datos. Es evidente que el estudio de estas cuestiones va más allá de jurisdicciones nacionales y tiene que verse asistido por una cooperación internacional y un compromiso entre científicos. Conocemos los beneficios y tenemos los medios. Aprovechar esta oportunidad está en nuestras manos.

## Referencias

- Arzberger, P. Schroeder, A. Beaulieu, G. Bowker, K. Casey, L. Laaksonen, D. Moorman, P. Uhler, P. Wouters. 2004. Promoting Access to Public Research Data for Scientific, Economic, and Social Development. *Data Science Journal* 3: 135-152.
- Chans, J. J., Máñez, M., Hiraldo, F., Calderón, J. and Ramo, C. Changes in distribution and arrival migration time in a Greylag Goose (*Anser anser*) population wintering in Spain. *Proceedings of the 9th Annual Meeting of Goose Specialist Group of Wetlands International*. 5-9. November 2005. Sopron, Hungary. Hungarian Waterfowl. Publicación en prensa
- Michener, W.K., Brunt, J.W., Helly, J.J., Kirchner, T.B. and Stafford, S.G. 1997. Nongeospatial Metadata for the Ecological Sciences. *Ecological Applications*. 7: 330-342.
- Palmer, M.A. et al. 2004. Ecological Science and sustainability for a crowded planet. *Report from the Ecological Society of America* ([www.esa.org/ecovisions](http://www.esa.org/ecovisions)).
- Parr, C.S. and Cummings, M.P. 2005. Data sharing in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 362-363.
- Zamora, R. 2005. Aquí y ahora: una llamada al compromiso y la acción. [Ecosistemas. 2005/2](http://Ecosistemas.2005/2).

# El Quebrantahuesos: apuntes sobre su biología

Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos

Plaza San Pedro Nolasco, 1, 4ºF. CP 50001, Zaragoza, España

➤ Recibido el 9 de noviembre de 2005, aceptado el 5 de mayo de 2006.

El Quebrantahuesos, especie catalogada en peligro de extinción por la legislación española, es un buitre osteófago que alcanza tres metros de envergadura y 6 Kg de peso. Su plumaje experimenta un notable cambio desde su estadio juvenil hasta la edad adulta. Selecciona áreas rocosas de orografía accidentada con presencia de vientos de ladera necesarios para sus constantes desplazamientos en búsqueda de alimento. Su especializada dieta le permite explotar con éxito los huesos abandonados por otros buitres principalmente de oveja, cabra y rebeco que ingiere directamente exceptuando los de mayor tamaño que tras elevarlos los deja caer sobre determinadas laderas rocosas denominadas rompederos. Nidifica en grandes cuevas donde desarrolla un dilatado proceso reproductor de 6 meses de duración. La puesta puede estar formada por un máximo de dos huevos. Debido al caninismo sobrevive un único pollo. Soporta una elevada tasa de fracaso reproductor estimada en un 50%. Desde el siglo XIX la especie sufrió un proceso de declive que afectó también a la población española. Actualmente la pirenaica es la única población demográficamente saludable de toda Europa. Las principales amenazas que le afectan son los cebos envenenados, los disparos, los choques y electrocuciones en líneas eléctricas y la pérdida de hábitat con las condiciones adecuadas. En las últimas dos décadas, los trabajos de conservación han permitido estabilizar y recuperar la población pirenaica. Actualmente se trabaja también en la expansión de esta población a otras áreas montañosas, por medio de la recolonización natural y de proyectos de reintroducción.

*Palabras clave:* áreas de montaña, viabilidad de las poblaciones, conservación, recuperación, peligro de extinción

**The bearded vulture: notes on its biology.** The bearded vulture is an osteophagus species listed as threatened of extinction in Spain. It wingspan reaches 3 metres, and it weights up to 6 kg. Its plumage experiments notable changes between the juvenile and the adult stages. It selects rough rocky areas with slope-winds which are essential for foraging. Its specialized diet allows it to feed on those bones discarded by other vulture species. The bones are directly swallowed or crashed against rocky slopes in the so called dropping-sites. It nests in big caves and its reproductive cycle lasts 6 months. The clutch is composed by a maximum of two eggs. Because of caninism, only one nestling will fledge. Since the 19<sup>th</sup> Century, the species has suffered a worldwide negative trend that also affected the Spanish population. Nowadays the Pyrenean is the only viable population in Europe. The main threats at the present time are the poison baits, the collisions and electrocution in the power lines and the habitat loss. In the last two decades, the conservation efforts have permitted to stabilize and to recover the population in Pyrenees. Currently, the works are orientated towards the spreading out of this population to another mountainous areas, through natural re-colonization and re-introduction projects.

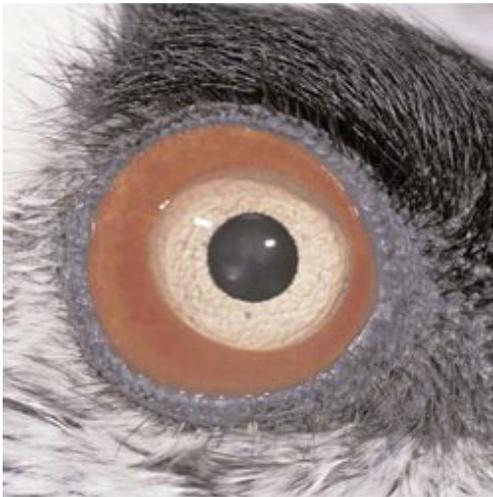
*Key words:* bearded vulture, mountain areas, population viability, conservation, recovery, extinction risk

## El quebrantahuesos

El quebrantahuesos es un ave planeadora de la familia de los buitres que alcanza tres metros de envergadura y 6 kilos de peso. (**Tabla 1**). Su silueta en vuelo es fácilmente distinguible de la del resto de buitres por sus alas más puntiagudas y estrechas y cola larga en forma de cuña. Son característicos sus ojos claros rodeados por un anillo rojo (**Fig. 1a**), y un "antifaz" negro que sobresale del pico a modo de barba. La coloración del plumaje, igual en ambos sexos, varía con la edad mediante los procesos de muda anuales, desde la fase juvenil de cabeza y cuerpo oscuros (**Fig. 1b**) hasta que adquiere su plumaje adulto a los siete años, momento en el que presenta alas y cola de color negro pizarroso en contraste con un vientre y cabeza de viva tonalidad naranja (**Fig. 2**). Esta coloración es adquirida mediante baños en pequeños cursos de agua donde predominan minerales calizos y ferruginosos que impregnan el plumaje del ave sin los cuales sus plumas permanecerían blancas, tal y como sucede en los ejemplares que se mantienen en cautividad. Su plumaje atraviesa diferentes fases hasta alcanzar el plumaje adulto, permitiendo identificar la edad de cada ejemplar desde su etapa juvenil hasta su estadio adulto.

**Tabla 1.** Ficha descriptiva del quebrantahuesos.

<b>Quebrantahuesos</b>	
<b>Nombre científico:</b>	<i>Gypaetus barbatus</i> (L.).
<b>Nombre común:</b>	Águila barbuda, Chivata, Barbudo, Cascahuesos, Clunchigüesos (Aragón), Frangüeso, Quebrantahuesos, Quebrantón, Osifago, Trencalós (Cataluña) y Ugatza (País Vasco)
<b>Tamaño:</b>	100-130 cm
<b>Envergadura:</b>	2,5 - 2,8 m.
<b>Peso:</b>	4,5 – 7 kg.
<b>Hábitat:</b>	Cortados y paredes de grandes cadenas montañosas.
<b>Alimentación:</b>	90% de la dieta constituida por huesos de ungulados de mediano tamaño (tanto domésticos como silvestres).
<b>Distribución:</b>	Pirineos, Norte y Sur de África, Grecia, Turquía, Oriente Próximo, Afganistán, Mongolia, y centro y noreste de China.
<b>Población:</b>	160 unidades reproductoras en Pirineos.
<b>Categoría:</b>	En peligro de extinción.



**Figura 1.** (A) Detalle del ojo. El peculiar aspecto del quebrantahuesos y sus costumbres alimenticias han generado gran cantidad de historias y leyendas en torno a su figura. (B) Ejemplares jóvenes. El plumaje de los ejemplares adultos difiere mucho del de los juveniles. En alguna ocasión han llegado a considerarse como pertenecientes a una especie distinta. Fuente: Francisco Márquez



**Figura 2.** Quebrantahuesos en vuelo. La inconfundible silueta del quebrantahuesos, con alas y cola estrechas y apuntadas, facilita su reconocimiento en vuelo. Fuente: Francisco Márquez

## Hábitat

De forma general, su área de distribución se concentra en zonas con escasa presencia humana y sin infraestructuras derivadas del establecimiento de núcleos de población. Selecciona grandes sistemas montañosos con presencia de ganadería ovina y caprina en régimen extensivo, generalmente acompañados de poblaciones de ungulados silvestres. Está ligada a áreas de montaña con gran amplitud ambiental donde se combinan pastos y amplias zonas rocosas que caracterizan los hábitat de montaña del Paleártico occidental. La especie soporta un amplio margen de adaptación altitudinal manteniendo poblaciones a nivel del mar en la isla de Creta (Grecia) hasta la cordillera de Himalaya donde sus poblaciones están asentadas a 5.000 metros de altura. Las principales características de los terrenos que ocupa lo componen la elevada pendiente y la orografía accidentada, condiciones que favorecen la generación de los vientos de ladera que facilitan su desplazamiento a lo largo de extensas áreas de campeo. La combinación de estos factores ambientales permite al quebrantahuesos permanecer en vuelo, en búsqueda de alimento, hasta el 85% de las horas de actividad diurna.

## Alimentación

Se trata de una especie carroñera con una dieta compuesta mayoritariamente por restos óseos de ungulados silvestres (principalmente rebecos) y ungulados domésticos (ovejas y cabras). Ocasionalmente se alimentan también de carroñas de aves, mamíferos de pequeño tamaño e incluso reptiles. Su elevada especialización alimentaria se ajusta tanto a la oferta alimenticia del entorno donde habita como a las necesidades fisiológicas específicas de su ciclo biológico, destacando la aportación al nido de materiales blandos con alto contenido proteico (carroña) durante el periodo comprendido entre la eclosión y el primer mes de vida del pollo.

El requerimiento diario de huesos para un individuo oscila entre los 250 y 500 gramos, por lo que la subsistencia de una pareja de quebrantahuesos y su pollo requieren aproximadamente 350 kilos de huesos anuales. Los huesos de pequeño y mediano tamaño son ingeridos directamente, mientras que los de mayor tamaño, generalmente mayores de 20 cm, son transportados a los denominados *rompederos* (**Fig. 3**). Estos son superficies de elevada pendiente formadas por piedras de pequeño y mediano tamaño donde los grandes huesos son lanzados para su división en fragmentos de menor tamaño. Esta dieta escasa en líquidos y con alto contenido cálcico genera unos excrementos de consistencia sólida y color blanco conocidos popularmente como *tizas*.



**Figura 3.** Rompedero. Los huesos de mayor tamaño que no puede tragar enteros, son lanzados desde el aire en zonas rocosas denominadas rompederos hasta fraccionarlos en trozos de tamaño adecuado para su ingesta. Fuente: Fueyo

Las puntos de alimentación suplementaria establecidos en la cordillera pirenaica han sido determinantes en el proceso de recuperación de esta población. La disponibilidad de puntos de alimentación regulares, predecibles y seguros ha permitido aumentar notablemente la supervivencia de la especie.

## Reproducción

Las unidades reproductoras están compuestas por dos, tres y en algunos casos hasta cuatro ejemplares, aparentemente constituidos por varios machos y una hembra. Cada unidad reproductora dispone de varios nidos (de tres a siete), que pueden utilizarse de forma alternativa a lo largo de los años. La superficie explotada por una unidad reproductora se estima en torno a los 200 y 300 km<sup>2</sup>. La conclusión de una temporada de cría con la emancipación del pollo suele solaparse con el inicio de la temporada de cría siguiente, por lo que las unidades reproductoras permanecen ligadas a su territorio de cría a lo largo de todo el año. Recientemente y gracias al seguimiento telemétrico se ha podido confirmar la rotación voluntaria entre aves adultas lo que suele influir negativamente en el éxito reproductor del nuevo territorio de cría. Nidifica en roquedos, generalmente en cuevas, y ocasionalmente en repisas extraplomadas, grietas y cornisas cubiertas, preferentemente de sustrato calizo.

El período de celo y la adecuación del nido comienza en octubre-noviembre y se prolonga hasta diciembre. Construyen grandes nidos, algunos de ellos de hasta 4 metros de diámetro y 250 kilogramos de peso formados por un entramado de ramas secas tapizados con lana. Las puestas más tempranas tienen lugar en diciembre y las más tardías se retrasan hasta principios de marzo. Ponen uno o dos huevos que son incubados por ambas aves adultas durante 54-58 días. Debido al fenómeno del *cainismo* sobrevive un único pollo que permanece en el nido una media de 120 días, hasta que, se producen los primeros vuelos en el mes de junio. El joven precisará de cuidados parentales al menos durante los 3 meses siguientes. Con la llegada del siguiente invierno se produce la independencia de los jóvenes y comienza un período errático de dispersión que durará 5 ó 6 años, edad en la que adquieren la madurez sexual acompañada del establecimiento de un territorio. Son aves longevas, capaces de vivir hasta 44 años en cautividad, con una esperanza de vida sensiblemente menor en libertad.

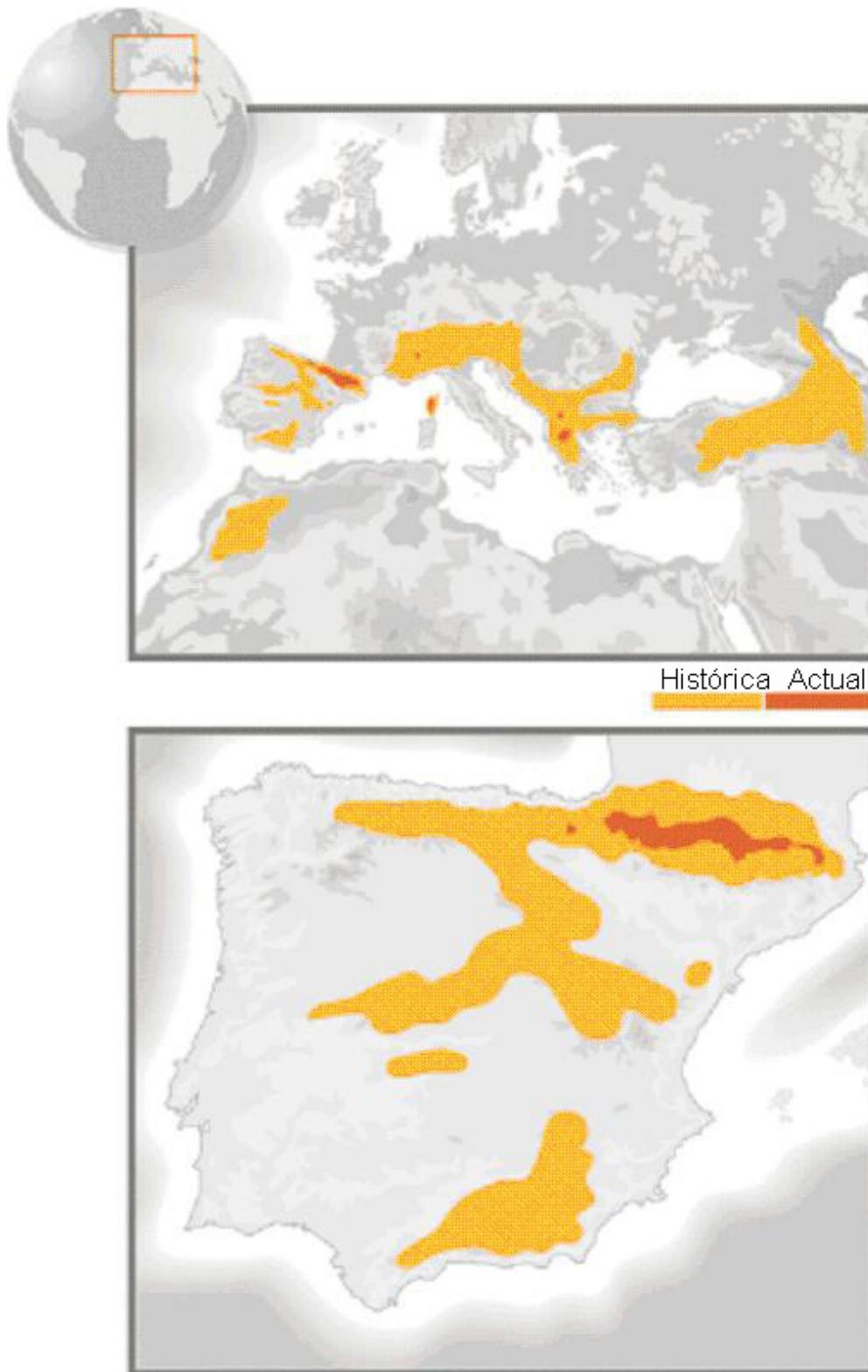
En la actualidad, menos de la mitad de las parejas que intentan la reproducción consiguen dejar descendencia ese año. El 24% no se reproducen y el 30% fracasan durante la reproducción. Esta circunstancia, junto a la alta mortalidad de origen no natural que soportan y su baja capacidad recolonizadora, hacen necesaria la puesta en marcha de proyectos de gestión que garanticen la supervivencia y viabilidad de la población. (**Fig. 4**).



**Figura 4.** Pollo alimentado con máscara. Dado el nivel de riesgo que soportan algunas unidades reproductoras de quebrantahuesos en el Pirineo por la accesibilidad de los territorios de nidificación, se realiza el rescate de puestas siguiendo un protocolo de actuación. Tras su incubación artificial, la cría por nodrizas en Viena (Austria) y el proceso de "hacking" realizado en el Pirineo, el pollo nacido en cautividad se incorpora a la vida silvestre. Fuente: Francisco Márquez

## Distribución y estatus

El quebrantahuesos era, hasta el siglo XIX, una especie comúnmente distribuida por la mayor parte de los sistemas montañosos meridionales de Europa, Asia y África (**Fig. 5**). Sin embargo a partir de entonces sus poblaciones fueron reduciéndose y fragmentándose, desapareciendo de muchos de los lugares en donde se reproducían.



**Figura 5.** Distribución actual (naranja oscuro) e histórica (naranja claro) de quebrantahuesos en Europa y la Península Ibérica. Fuente: Fueyo.

En la actualidad la subespecie *G. b. barbatus* ocupa zonas meridionales de la región paleártica y del Norte de África. Su distribución actual se extiende por los Pirineos, Córcega, Alpes, Creta, Cáucaso, Irán, hasta el Himalaya. Es posible que aún quede alguna pareja aislada en el Atlas y Balcanes, aunque se sospecha que tan sólo permanecen algunos ejemplares que no se reproducen. La subespecie *G. b. meridionalis*, ocupa montañas de África oriental y meridional (macizo Etiópico, valle del Rif y montañas del Drackensberg). (**Tabla 2**).

**Tabla 2.** Número de territorios de quebrantahuesos en la UE. 2002.

<b>Macizo</b>	<b>País</b>	<b>Territorios</b>
Pirineos	España	96
	Francia	27
Alpes	Francia	3
	Austria	1
	Italia	3
Corcega	Francia	10
Creta	Grecia	11
<b>TOTAL</b>	<b>Unión Europea</b>	<b>151</b>

En Europa la especie está considerada “En Peligro de Extinción”. La población ha experimentado una fuerte regresión desde mediados del siglo XIX debido, en un primer momento a la persecución directa por parte del hombre (caza, coleccionismo, expolio de nidos) y a partir de mitad del siglo XX por la lacra de los cebos envenenados. En la actualidad la principal población europea es la que se mantiene en los pirineos. El resto esta formado por poblaciones pequeñas y aisladas localizadas en los Alpes y las islas de Córcega y Creta. La población alpina es fruto de un proyecto de reintroducción iniciado a principios de los años 80. Las poblaciones de Córcega y Creta están gravemente amenazadas.

En España, la especie se encontraba distribuida por la mayor parte de los principales sistemas montañosos: Pirineos, Cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, Sistema Central, Sierra Morena, Sistemas Béticos y Penibéticos. Su distribución actual se restringe al área pirenaica y pre-pirenaica, donde sobrevive una población cifrada, en el año 2005, en 126 territorios reproductores, lo que supone el 84% de la población europea. En sus movimientos dispersivos, ejemplares del pirineo utilizan el corredor natural que configuran los sistemas montañosos del tercio norte de la Península Ibérica, desde las montañas pirenaicas hasta los Picos de Europa, principal frente de colonización de la especie. Los proyectos de conservación que favorecen recolonización de antiguas áreas de distribución constituyen piezas claves en la recuperación del quebrantahuesos. En este ambito destaca el proyecto de recuperación del quebrantahuesos en el Parque Nacional de los Picos de Europa iniciado en 2002 promovido por la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos y financiado por la Unión Europea a través de los fondos LIFE Naturaleza (**Fig. 5**).

## Amenazas

Son varias las amenazas que hoy en día ponen en peligro la supervivencia de la especie. Por fortuna, algunas de las causas que motivaron el dramático declive sufrido a lo largo del último siglo, como la persecución directa, han desaparecido.

El seguimiento de la población española de Quebrantahuesos ha permitido conocer las causas de mortalidad que actúan sobre la especie. De los 33 ejemplares encontrados muertos durante los últimos 20 años, 18 (54.5%) murieron víctimas de cebos envenenados, 3 (9.1%) fueron abatidos por disparos, 4 (12.1%) sufrieron electrocución en apoyos de tendidos eléctricos y 1 (3.0%) murió al colisionar con líneas eléctricas, siendo desconocido el origen de la muerte en los 7 casos restantes. Parece, por tanto, que la principal causa de mortalidad del Quebrantahuesos está asociada al uso ilegal de cebos envenenados, comprometiendo gravemente el crecimiento de la población española y su proceso de colonización de nuevas áreas. El veneno afecta especialmente a las aves adultas, más experimentadas en la localización de pequeñas carroñas. Incide, por tanto, en el segmento más valioso de la población, ya que son los ejemplares que se encuentran en edad reproductora, además de ser el segmento que en condiciones naturales presenta una mayor tasa de supervivencia.

El uso de cebos envenenados no suelen estar dirigidos a provocar la muerte de Quebrantahuesos. Se trata de un método generalista de control de predadores, utilizado contra zorros, lobos, perros... Su uso indiscriminado afecta gravemente a otras especies. Es lo que ocurre en el caso del Quebrantahuesos y, en general, en el resto de especies de buitres. Estos detectan bien el cebo (pequeñas piezas de carne con veneno), bien algún animal que lo ha ingerido y ha muerto por esta causa. Al comer de esta carroña, el veneno pasa al Quebrantahuesos provocándole la muerte. El uso de veneno, está prohibido. Y tipificado como delito. Es una práctica ilegal que provoca la muerte indiscriminada de miles de animales silvestres, especialmente predadores y carroñeros entre los que se encuentran especies catalogadas en peligro de extinción (**Fig. 6**).



**Figura 6.** Alimoche encontrado muerto por veneno. Técnico de la FCQ examinando un cadáver de alimoche. Tras seguir el “protocolo de actuación en caso de encontrar animales vivos o muertos con síntomas de envenenamiento o cebos envenenados” del Ministerio de Medio Ambiente y el análisis por parte de las autoridades competentes pudo confirmarse su muerte por envenenamiento. Fuente: FCQ

La **segunda** causa de mortalidad no natural en España son los incidentes relacionados con las líneas eléctricas localizadas en zonas de montaña, próximas a collados o laderas de mediana y alta altitud por ser lugares de paso frecuente. La muerte se produce por colisión o electrocución. La gestión moderna de las empresas eléctricas, acorde con la legislación europea, está permitiendo la aplicación de medidas correctoras que reducen el impacto sobre la fauna. La colaboración de este sector es esencial para lograr el éxito en la recuperación del Quebrantahuesos.

La caza ilegal fue uno de los factores que más influyeron en los procesos de extinción del quebrantahuesos a lo largo de su área de distribución. Estas agresiones son cada vez menos frecuentes gracias a la protección legal de la que gozan muchas especies y a la mayor concienciación y sensibilización que muestra actualmente el colectivo de cazadores, en su inmensa mayoría respetuosos con las leyes y críticos con estas prácticas del pasado.

La supervivencia de la especie se ve igualmente amenazada por factores como la transformación y pérdida de hábitat debida a la construcción de grandes infraestructuras en áreas de montañas, las molestias directas producidas por la actividad humana en zonas sensibles como barrancos o grandes cortados rocosos y, de manera muy especial, al abandono de las prácticas ganaderas tradicionales o cambios en los métodos de explotación en los que se sustituye, en muchos casos, el régimen extensivo abierto por la estabulación.

## Conservación

Los trabajos de conservación desarrollados durante las últimas décadas han permitido consolidar la población pirenaica e invertir su tendencia demográfica hasta convertirla en la única población con tendencia positiva en todo el Paleártico occidental. Desde 1994 y gracias a los programas LIFE de la Unión Europea, se vienen desarrollando una serie de proyectos

por parte de los Gobiernos Autónomos, el Ministerio de Medio Ambiente, el Organismo Autónomo Parques Nacionales, y distintas ONG's, que han aportado una valiosa información sobre la ecología de la especie y sus problemas de conservación y se han iniciado medidas de gestión efectivas. Ha sido posible desarrollar estudios demográficos y de dinámica de la población pirenaica y tener así conocimiento de los principales parámetros reproductivos, las distintas tasas de supervivencia de los diferentes grupos de edades y conocer el tamaño real de la población. Medidas como la vigilancia de las áreas críticas de nidificación, el desarrollo de programas de alimentación suplementaria y las campañas de divulgación y sensibilización pública han tenido como consecuencia la reducción de la mortalidad adulta el consiguiente cambio en la tendencia demográfica.

Paralelamente a la recuperación de la población pirenaica, recientemente se ha producido nuevos asentamientos en las sierras vasco-navarras y numerosas observaciones de quebrantahuesos en otros sistemas montañosos de la península: Sistema Ibérico y especialmente en la Cordillera Cantábrica. Esto ha motivado la puesta en marcha de diferentes proyectos con el objetivo de facilitar la recolonización de la especie mediante la realización de reintroducciones eficientes para establecer nuevas poblaciones.

Para ello se trabaja siguiendo una serie de pasos. En primer lugar verificando la desaparición de las causas que motivaron su extinción en el pasado. En segundo lugar estudiando la existencia o no de nuevas amenazas y en caso de detectarse actuando sobre las mismas. En tercer lugar realizando estudios del hábitat para comprobar la idoneidad del mismo para el quebrantahuesos, principalmente en términos de disponibilidad de alimento y sustrato de nidificación. Un cuarto paso es el establecimiento de técnicas de atracción social, facilitando alimento a los posibles ejemplares dispersivos y simulando la presencia de ejemplares adultos mediante señuelos a escala real o ejemplares procedentes de cautividad.

Sin embargo el punto más importante consiste en asegurar la conservación del hábitat de montaña donde los quebrantahuesos han habitado a lo largo de siglos. El equilibrio logrado entre la ganadería extensiva y la presencia del quebrantahuesos se mantuvo hasta que los factores anteriormente citados lo impidieron. Actualmente estos factores están controlados, y necesario este equilibrio puede volver a restablecerse. Para ello es preciso que las prácticas ganaderas en la montaña, los pastores y sus rebaños, principalmente de cabras y ovejas, encuentren su lugar en las montañas del siglo XXI y junto con el quebrantahuesos vuelvan a formar parte del paisaje montañosos de la península ibérica. (**Fig. 7**).



**Figura 7.** Ganadería extensiva. La clave del éxito de la recuperación y mantenimiento de la población de quebrantahuesos así como de otros carroñeros, depende de la recuperación y mantenimiento de la actividad ganadera en régimen extensivo. Fuente: FCQ

## Referencias

- Ántor, R., Gil J.A., Lorente, L., Díez, O., Báguena, G. 2000. Observaciones de quebrantahuesos fuera de Pirineos. *Quercus* 168: 10-14.
- Álvarez-Balbuena, F., Vigil, A., Álvarez, C.M., Carballal, M.E., García, E., García, J.A. 2000. *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Avilés.
- Donázar, J.A. 1993. *Los buitres ibéricos: biología y conservación*. J.M. Reyero (Ed.). Madrid.
- Heredia, B. 1989. Plan para la conservación del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus* 40: 4-15.
- Hernández, M. 2003. El futuro del quebrantahuesos en los Pirineos. *Quercus* 203: 24-29.
- Hiraldó, F., Delibes, M., CALDERÓN, J. 1979. *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus)*. *Sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, 22. Ministerio de Agricultura, ICONA.
- Junco, E. 1993. *Aves rapaces de Asturias*. Ed. TREA, S.L. Gijón.
- Lorente, L. Disponibilidad de alimento para el Quebrantahuesos Gypaetus barbatus en el Pirineo aragonés. *Lucas Mallada*, 8: 109-119.
- LPO (Razin, M.), FCQ (. Gil, J.A) y GAVRN (Campeón, D.). 4ª circular Proyecto Por un Pirineo Vivo. 2005
- Noval, A. 2001. *Guía de las Aves de Asturias*. Alfredo Noval (Ed.).

## Referencias adicionales

- Anderegg, R., Frey, H. y Muller H. U. 1984. Reintroduction of the bearded vulture or lammergeier Gypaetus barbatus aureus to the Alps. *International Zoo Yearbook* 23: 35-41.
- Arlettaz, R., Christe, P., Surai, P. F. y Moller, A. P. 2002. Deliberate rusty staining of plumage in the bearded vulture: Does function precede art? *Animal Behaviour* 64: F1-F3.
- Arroyo, B. y Razin, M. 2006. Effect of human activities on bearded vulture behaviour and breeding success in the French Pyrenees. *Biological Conservation* 128: 276-284.
- Bertran, J. y Margalida, A. 1999. Copulatory behavior of the bearded vulture. *Condor* 101: 164-168.
- Bertran, J. y Margalida, A. 2002. Social organization of a trio of Bearded Vultures Gypaetus barbatus: Sexual and parental roles. *Journal of Raptor Research* 36: 66-70.
- Bertran, J. y Margalida, A. 2002. Territorial behavior of Bearded Vultures in response to Griffon Vultures. *Journal of Field Ornithology* 73: 86-90.
- Bertran, J. y Margalida, A. 2003. Male-male mountings in polyandrous bearded vultures Gypaetus barbatus: An unusual behaviour in raptors. *Journal of Avian Biology* 34: 334-338.
- Bertran, J. y Margalida, A. 2004. Do females control matings in polyandrous bearded vulture Gypaetus barbatus trios? *Ethology Ecology and Evolution* 16: 181-186.
- Bertran, J. y Margalida, A. 2004. Interactive behaviour between bearded vultures Gypaetus barbatus and common ravens Corvus corax in the nesting sites: Predation risk and kleptoparasitism. *Ardeola* 51: 269-274.
- Bretagnolle, V., Inchausti, P., Seguin, J. F. y Thibault, J. C. 2004. Evaluation of the extinction risk and of conservation alternatives for a very small insular population: The bearded vulture Gypaetus barbatus in Corsica. *Biological Conservation* 120: 19-30.

- Brown, C. J. 1991. An investigation into the decline of the bearded vulture Gypaetus barbatus in Southern Africa. *Biological Conservation* 57: 315-337.
- Brown, C. J. 1997. Population dynamics of the bearded vulture Gypaetus barbatus in southern Africa. *African Journal of Ecology* 35: 53-63.
- Brown, C. J. y Bruton A. G. 1991. Plumage colour and feather structure of the bearded vulture Gypaetus barbatus. *Journal of Zoology* 223: 627-640.
- Bustamante, J. 1996. Population viability analysis of captive and released Bearded Vulture populations. *Conservation Biology* 10: 822-831.
- Bustamante, J. 1998. Use of simulation models to plan species reintroductions: The case of the bearded vulture in southern Spain. *Animal Conservation* 1: 229-238.
- Donazar, J. A., Hiraldo, F. y Bustamante, J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture Gypaetus barbatus. *Journal of Applied Ecology* 30: 504-514.
- García, D., Margalida, A., Parellada, X. y Canut, J. 1996. Evolución y parámetros reproductores del quebrantahuesos Gypaetus barbatus en Catalunya N.E. España. *Alauda* 64: 229-238.
- Gautschi, B., Jacob, G., Negro, J. J., Godoy, J. A., Iler, J. P. y Schmid, B. 2003. Analysis of relatedness and determination of the source of founders in the captive bearded vulture, Gypaetus barbatus, population. *Conservation Genetics* 4: 479-490.
- Gautschi, B., Iler, J. P., Schmid, B. y Shykoff, J. A. 2003. Effective number of breeders and maintenance of genetic diversity in the captive bearded vulture population. *Heredity* 91: 9-16.
- Gautschi, B., Tenzer, I., Iler, J. P. y Schmid, B. 2000. Isolation and characterization of microsatellite loci in the bearded vulture Gypaetus barbatus and cross-amplification in three Old World vulture species. *Molecular Ecology* 9: 2193-2195.
- Geng, M., Heuret, J. y Rouillon, A. 1999. Gypaete barbu: Relations intraspecificques entre un couple territorial reproducteur et la reintroduction de deux jeunes issus d'élevage. *Alauda* 67: 281-287.
- Godoy, J. A., Negro, J. J., Hiraldo, F. y Zar, J. A. 2004. Phylogeography, genetic structure and diversity in the endangered bearded vulture Gypaetus barbatus, L. as revealed by mitochondrial DNA. *Molecular Ecology* 13: 371-390.
- Hirzel, A. H., Posse, B., Oggier, P. A., Crettenand, Y., Glenz, C. y Arlettaz, R. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: The case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103-1116.
- Lublin, A., Mechani, S., Siman-Tov, Y., Weisman, Y., Horowitz, H. I. y Hatzofe, O. 2001. Sudden death of a bearded vulture Gypaetus barbatus possibly caused by Newcastle disease virus. *Avian Diseases* 45: 741-744.
- Margalida A. y Bertran J. 2001. Function and temporal variation in use of ossuaries by bearded vultures Gypaetus barbatus during the nestling period. *Auk* 118: 785-789.
- Margalida, A. y Bertran, J. 2000. Breeding behaviour of the Bearded Vulture Gypaetus barbatus: Minimal sexual differences in parental activities. *Ibis* 142: 225-234.
- Margalida, A. y Bertran, J. 2000. Nest-building behaviour of the bearded vulture Gypaetus barbatus. *Ardea* 88: 259-264.
- Margalida, A. y Bertran, J. 2003. Interspecific and intraspecific kleptoparasitic interactions of the bearded vulture Gypaetus barbatus at nesting areas. *Journal of Raptor Research* 37: 157-160.
- Margalida, A. y García, D. 1999. Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture Gypaetus barbatus in the Pyrenees: Influence on breeding success. *Bird Study* 46: 224-229.
- Margalida, A., Bertran, J. y Boudet, J. 2005. Assessing the diet of nestling Bearded Vultures: A comparison between direct observation methods. *Journal of Field Ornithology* 76: 40-45.

- Margalida, A., Bertran, J., Boudet, J. y Heredia, R. 2004. Hatching asynchrony, sibling aggression and cannibalism in the Bearded Vulture Gypaetus barbatus. *Ibis* 146: 386-393.
- Margalida, A., Canut, J. y García, D. 2003. Territory change and nest-site switching in the bearded vulture Gypaetus barbatus. *Journal of Raptor Research* 37: 333-337.
- Margalida, A., García, D., Bertran, J. y Heredia, R. 2003. Breeding biology and success of the Bearded Vulture Gypaetus barbatus in the eastern Pyrenees. *Ibis* 145: 244-252.
- Mingozi, T. y Balletto, E. 1996. The historical extirpation of the bearded vulture Gypaetus barbatus in the western Alps France - Italy: Modelling the impact of human persecution. *Italian Journal of Zoology* 63: 371-376.
- Mingozi, T. y Ve, R. 1997. Analysis of a historical extirpation of the bearded vulture Gypaetus barbatus L. in the western Alps France-Italy: Former distribution and causes of extirpation. *Biological Conservation* 79: 155-171.
- Negro, J. J. y Torres, M. J. 1999. Genetic variability and differentiation of two bearded vulture Gypaetus barbatus populations and implications for reintroduction projects. *Biological Conservation* 87: 249-254.
- Negro, J. J., Margalida, A., Hiraldo, F. y Heredia, R. 1999. The function of the cosmetic coloration of bearded vultures: When art imitates life. *Animal Behaviour* 58: F14-F17.
- Negro, J. J., Margalida, A., Torres, M. J., Grande, J. M., Hiraldo, F. y Heredia, R. 2002. Iron oxides in the plumage of bearded vultures. Medicine or cosmetics? *Animal Behaviour* 64: F5-F7.
- Robert, I. y Vigne, J. D. 2002. The bearded vulture Gypaetus barbatus as an accumulator of archaeological bones. Late glacial assemblages and present-day reference data in Corsica Western Mediterranean. *Journal of Archaeological Science* 29: 763-777.
- Robin, K., Iler, J. P., Pachlatko, T. y Buchli, C. 2004. The project on the reintroduction of the Bearded Vulture in the Alps is 25 years old: An overview en alemán. *Ornithologische Beobachter* 101: 1-18.
- Roques, S., Godoy, J. A., Negro, J. J. y Hiraldo, F. 2004. Organization and variation of the mitochondrial control region in two vulture species, Gypaetus barbatus and Neophron percnopterus. *Journal of Heredity* 95: 332-337.
- Rouillon, A. 2002. Gypaète barbu: Un programme européen pour une espèce disparue des Alpes. *Revue de Géographie Alpine* 90: 127-135.
- Seguin, J. F., Torre, J. y Kaczmar, M. 2001. Occupation d'un Nid D'Aigle Royal Aquila chrysaetos par un Couple de Gypaète Barbu Gypaetus barbatus en Corse. *Alauda* 69: 548-550.
- Xirouchakis, S. y Nikolakakis, M. 2002. Conservation implications of the temporal and spatial distribution of Bearded Vulture Gypaetus barbatus in Crete. *Bird Conservation International* 12: 269-280.
- Sánchez-Castilla, E. 2003. Estudio del hábitat potencial del quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Picos de Europa. En: *Recuperación del quebrantahuesos en los Picos de Europa*. LIFE 02 NAT/E/8624. Informe diciembre 2003.
- Urquijo, A. 1989. *Altos Vuelos*. Eds. Aldaba.

# Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares.

A. Alonso

Departamento de Ecología. Universidad de Alcalá, 28871. Alcalá de Henares. Madrid. España

➤ Recibido el 10 de enero de 2006, aceptado el 10 de enero de 2006.

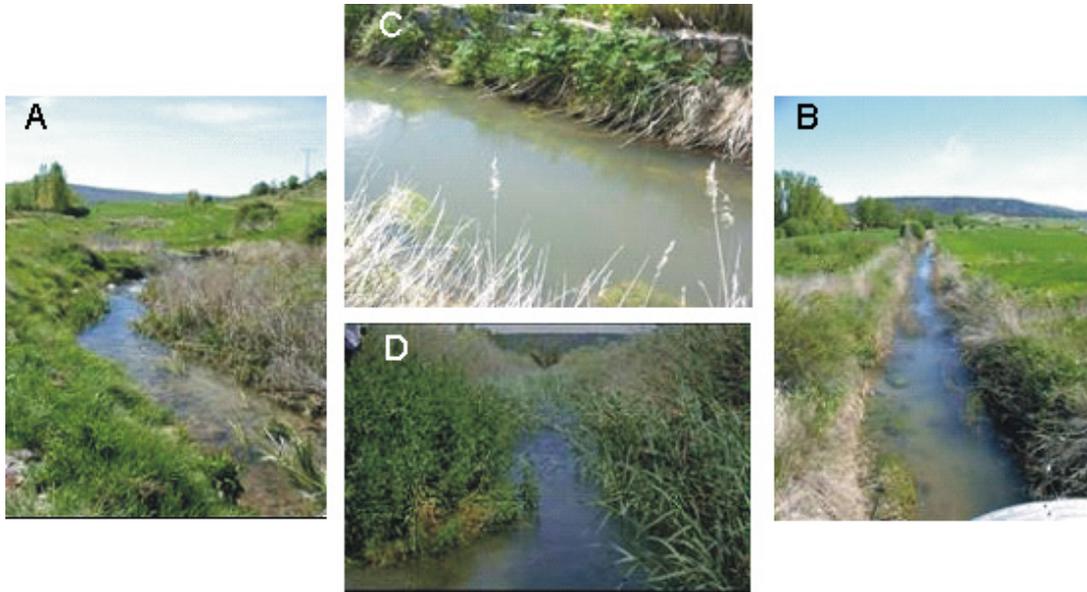
El hombre emplea los ecosistemas fluviales como fuente de recursos y vía para la eliminación de desechos. Esto produce un empobrecimiento de la calidad del hábitat fluvial (Allan, 1995; Abel, 2000). Para poder evaluar los efectos de las perturbaciones humanas sobre el ecosistema fluvial (rectificación fluvial, vertidos de materia orgánica, regulación de caudales, etc.) se emplea la biovaloración, que es el procedimiento por el cual se cuantifica el efecto de una alteración en función de los cambios que ocasiona en la estructura de una comunidad. Una de las comunidades más empleadas es la de macroinvertebrados bentónicos, formada por aquellos invertebrados acuáticos que habitan en el lecho y que a lo largo de su ciclo de vida alcanzan un tamaño superior a 0,200 mm. El uso de esta comunidad se debe a varias propiedades: su elevada diversidad taxonómica, lo que le permite presentar un amplio espectro de respuestas a las perturbaciones humanas; su naturaleza sedentaria y los largos ciclos de vida de algunos grupos, que permiten el seguimiento espacial y temporal de las alteraciones; además su muestreo es sencillo y barato (García de Jalón y González del Tánago, 1986; Camargo, 1993; Allan, 1995; Alonso *et al.*, 2005). Esta comunidad juega un papel ecológico clave en tramos de cabecera, debido a que muchas especies emplean los restos vegetales como fuente de alimento, lo que permite el funcionamiento de otros niveles tróficos y de los tramos fluviales inferiores (Cummins, 1974; Vannote *et al.*, 1980).

En las últimas décadas se ha producido un incremento de las concentraciones de diferentes compuestos tóxicos en los ecosistemas fluviales, lo que ha ocasionado graves consecuencias para los mismos. Dos compuestos cuyas concentraciones han incrementado sustancialmente, son el amoníaco ( $\text{NH}_3$ ) y el nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ). Aunque ambas aparecen de forma natural en los ríos como consecuencia de la descomposición biológica de la materia orgánica, diversas actividades humanas han incrementado sus concentraciones (vertidos industriales y urbanos, escorrentías procedentes de zonas agrícolas y ganaderas, vertidos procedentes de estaciones de tratamiento de aguas residuales y deposición de contaminantes atmosféricos) (Smith *et al.*, 1999). Debido a esto se ha incrementado el interés por el estudio de sus consecuencias en las comunidades acuáticas. No obstante, los estudios se han centrado en los efectos indirectos (alteraciones de la estructura trófica, fitotoxicidad, disminución del oxígeno disuelto, etc.), mientras que los efectos directos (toxicidad) sobre las comunidades acuáticas han sido menos estudiados.

Estos dos compuestos están relacionados por medio del ciclo del nitrógeno, siendo el nitrito una forma de oxidación intermedia entre el ión amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) y el nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). El amoníaco se encuentra en una solución acuosa en un equilibrio químico, controlado principalmente por el pH y la temperatura del agua, con el ion amonio. La toxicidad del amonio para los organismos acuáticos se relaciona con la forma no ionizada (amoníaco), debido principalmente a su elevada solubilidad en lípidos, lo que facilita su paso a través de las membranas biológicas, causando daños en las superficies respiratorias. En el caso del nitrito, su toxicidad se debe principalmente a la gran capacidad de este compuesto para oxidar los pigmentos respiratorios de los animales acuáticos, lo que puede causar asfixia (Philips *et al.*, 2002; Jensen, 2003). A pesar de la importancia de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos no hay un criterio de calidad ambiental establecido para salvaguardar dicha comunidad de los efectos tóxicos del amoníaco y del nitrito.

La cabecera del río Henares (cuenca del Tajo, provincia de Guadalajara) se ve afectada por procesos de degradación ambiental en forma de rectificaciones fluviales, eliminación de la vegetación riparia, incremento de las concentraciones de compuestos inorgánicos nitrogenados y vertidos de materia orgánica, lo que ocasiona un empobrecimiento de su calidad ecológica (Alonso *et al.* 2005) (**Fig. 1**). Los principales objetivos de esta Tesis Doctoral fueron: 1) valorar los efectos de la

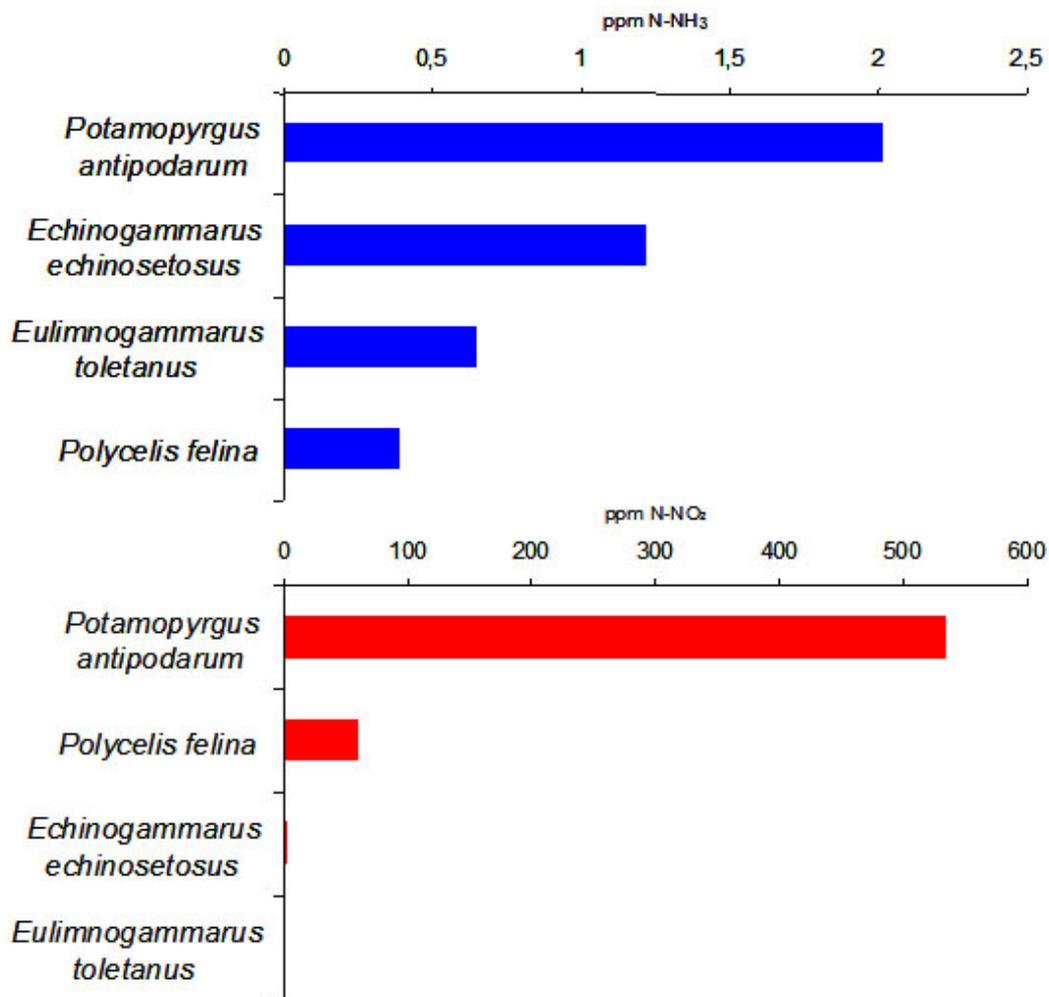
degradación ambiental sobre las propiedades físico-químicas, la estructura física del hábitat fluvial y la estructura de la comunidad de macroinvertebrados; 2) valorar la toxicidad del amoníaco y el nitrito sobre los macroinvertebrados y 3) determinar criterios de calidad ambiental para salvaguardar una comunidad de macroinvertebrados de los efectos tóxicos del amoníaco y el nitrito.



**Figura 1.** Algunos ejemplos de tramos fluviales de la cabecera del río Henares afectados por degradación ambiental. La fotografía A muestra un tramo sin vegetación riparia, la fotografía B un tramo afectado por contaminación orgánica y las fotografías C y D tramos rectificados.

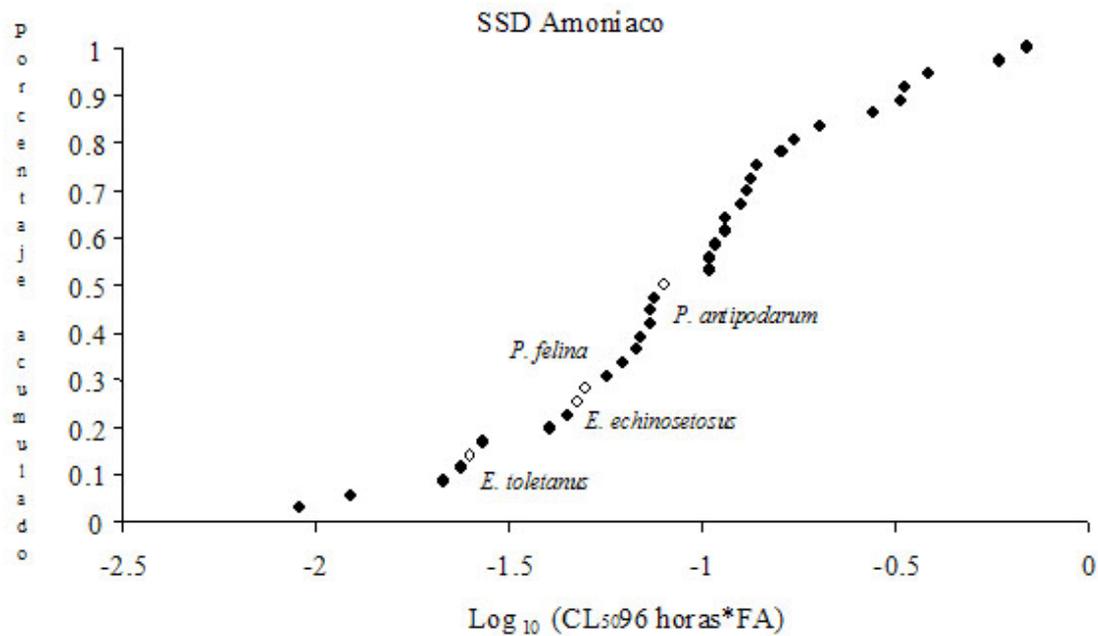
Para el primer objetivo se muestreó la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y las propiedades físico-químicas del agua y del hábitat físico fluvial a lo largo de un año hidrológico (2001-2002) en varios tramos de la cabecera del río Henares afectados por degradación ambiental. Los resultados indican que la eliminación de la vegetación riparia y/o la rectificación fluvial reducen la estabilidad térmica de la columna de agua e incrementan la frecuencia de sedimento mineral fino (menos de 2 mm) y de macrófitas acuáticas en el lecho fluvial. Además, la descomposición de la materia orgánica que se vierte al río reduce la concentración de oxígeno disuelto e incrementa la de amoníaco. Estos factores empobrecen la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, especialmente en los sitios más afectados por contaminación por materia orgánica.

Para el segundo objetivo se desarrollaron bioensayos de laboratorio con el fin de valorar la toxicidad del amoníaco y el nitrito sobre cuatro especies de macroinvertebrados: el caracol exótico *Potamopyrgus antipodarum*, la planaria *Polycelis felina* y los anfípodos *Eulimnogammarus toletanus* y *Echinogammarus echinosetosus*. Los resultados muestran una elevada tolerancia del caracol exótico a los efectos letales del amoníaco y el nitrito, mientras que los anfípodos fueron muy sensibles al nitrito y la planaria lo fue al amoníaco (**Fig. 2**). La alta tolerancia de *P. antipodarum* a estos compuestos podrían explicar en parte su capacidad para habitar zonas con contaminación intermedia por materia orgánica y enriquecimiento en nutrientes (Alonso y Camargo, 2003). En el caso de *P. felina* su alta sensibilidad al amoníaco podría hacer a esta especie una buena indicadora de este tipo de contaminación.

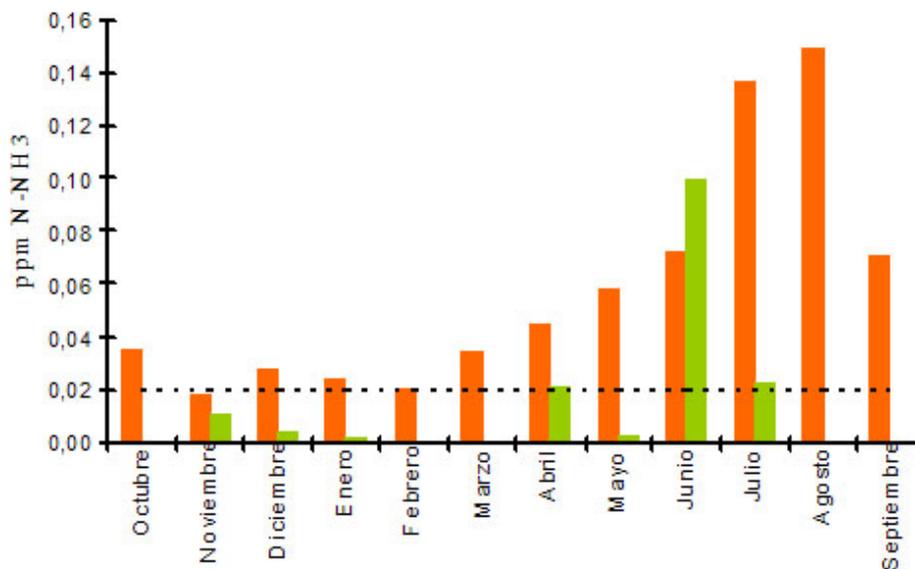


**Figura 2.** Concentraciones letales 50 ( $CL_{50}$ ) a 96 horas para el amoníaco (azul) y nitrito (rojo) obtenidas para cuatro especies de macroinvertebrados del río Henares.

Con base en los resultados anteriores y en los datos disponibles en la bibliografía se realizó un modelo ecotoxicológico de extrapolación para determinar criterios de calidad ambiental para el nitrito y el amoníaco a corto plazo (exposición de 96 horas de duración), y para el amoníaco a largo plazo (exposición superior a 14 días). Para ello se empleó la distribución de sensibilidades de especies (*Species Sensitivity Distributions-SSD*) (Forbes y Calow, 2002). Gracias a estos modelos se puede determinar un criterio de calidad para una comunidad a partir de estudios de laboratorio, representando las sensibilidades de las diferentes especies que forman una comunidad para un tóxico frente al porcentaje acumulado de especies afectadas (**Fig. 3**). Para los datos a corto plazo se emplearon las concentraciones letales 50 a 96 horas, es decir concentraciones de tóxico que matan al 50% de la población de una determinada especie en condiciones de laboratorio tras 96 horas de exposición. A largo plazo se emplearon concentraciones obtenidas a partir de las concentraciones letales a corto plazo multiplicadas por factores de aplicación obtenidos a partir de estudios a largo plazo. Los resultados muestran que el amoníaco y el nitrito a corto plazo no suponen un riesgo ecotoxicológico para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de las zonas contaminadas de la cabecera del río Henares, no obstante la exposición al amoníaco a largo plazo supone un riesgo para dicha comunidad ya que las concentraciones de campo superaron este último criterio (**Fig. 4**).



**Figura 3.** Distribución de sensibilidades de especies para el amoníaco a largo plazo para una comunidad de macroinvertebrados bentónicos. El eje X representa la concentración de amoníaco y el eje Y representa el porcentaje acumulado de la comunidad en tanto por uno. Los puntos blancos muestran la sensibilidad para las cuatro especies de macroinvertebrados estudiadas.



**Figura 4.** Concentraciones mensuales de amoníaco (ppm N-NH<sub>3</sub>) medidas en dos tramos de la cabecera del río Henares afectados por contaminación por materia orgánica a lo largo de un año hidrológico (2001-2002). La línea discontinua muestra el criterio de calidad ambiental a largo plazo para el amoníaco desarrollado en esta Tesis. Se puede observar que las estaciones con un mayor riesgo ecotoxicológico para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos son la primavera y el verano.

Los resultados de esta Tesis y la revisión de los datos disponibles sobre la toxicidad del amoníaco para los macroinvertebrados de agua dulce indican que este grupo tiene una sensibilidad relativamente alta, lo que se manifiesta en un bajo valor del criterio de calidad ambiental a largo plazo. De tal forma que las concentraciones de amoníaco medidas en algunos tramos de cabecera del río Henares indican un riesgo ecotoxicológico para la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Además, la cabecera del río Henares muestra una elevada degradación ambiental que afecta a la calidad físico-química del agua y del hábitat físico fluvial, factores que empobrecen la comunidad de macroinvertebrados. Por tanto, es necesario tomar medidas encaminadas a la restauración de estos tramos y al correcto tratamiento de los vertidos de materia orgánica y nutrientes para mejorar su estado ecológico.

## ÁLVARO ALONSO FERNÁNDEZ

### *Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río henares*

#### Tesis Doctoral

Universidad de Alcalá

Noviembre de 2005

Director: Dr. Julio A. Camargo Benjumeda

## Referencias

Abel, P.D. 2000. *Water Pollution Biology*. 2<sup>nd</sup> Edition. Taylor & Francis Publishers, London.

Allan, J.D. 1995. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Chapman & Hall, London.

Alonso, A. y Camargo, J.A. 2003. Short-term toxicity of ammonia, nitrite, and nitrate to the aquatic snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 70: 1006-1012.

Alonso, A., de la Puente, M. y Camargo, J.A. 2005. Los invertebrados acuáticos del río Henares. *Quercus* 231: 16-22.

Camargo, J.A. 1993. Macrobenthic surveys as a valuable tool for assessing freshwater quality in the Iberian Peninsula. *Environmental Monitoring and Assessment* 24: 71-90.

Cummins, K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24: 631-641.

Forbes, V.E. y Calow, P. 2002. Species sensitivity distributions revisited: a critical appraisal. *Human and Ecological Risk Assessment* 8: 473-492.

García de Jalón, D. y González del Tánago, M. 1986. *Métodos Biológicos para el Estudio de la Calidad de las Aguas – Aplicación a la Cuenca del Duero*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza – Monografías 45. Madrid.

Jensen, F.B. 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology* 135A: 9-24.

Philips, S., Laanbroek, H.J. y Verstraete, W. 2002. Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. *Reviews in Environmental Science Biotechnology* 1: 115-141.

Smith, V.H., Tilman, G.D. y Nekola, J.C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179-196.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. y Cushing, C.E. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

# Consecuencias de cambios de presión ganadera sobre la estructura de la vegetación a lo largo de gradientes climáticos

F. De Bello

Área de ecología vegetal y botánica forestal. Centro tecnológico forestal de Cataluña.

➤ Recibido el 10 de febrero de 2006, aceptado el 10 de febrero de 2006.

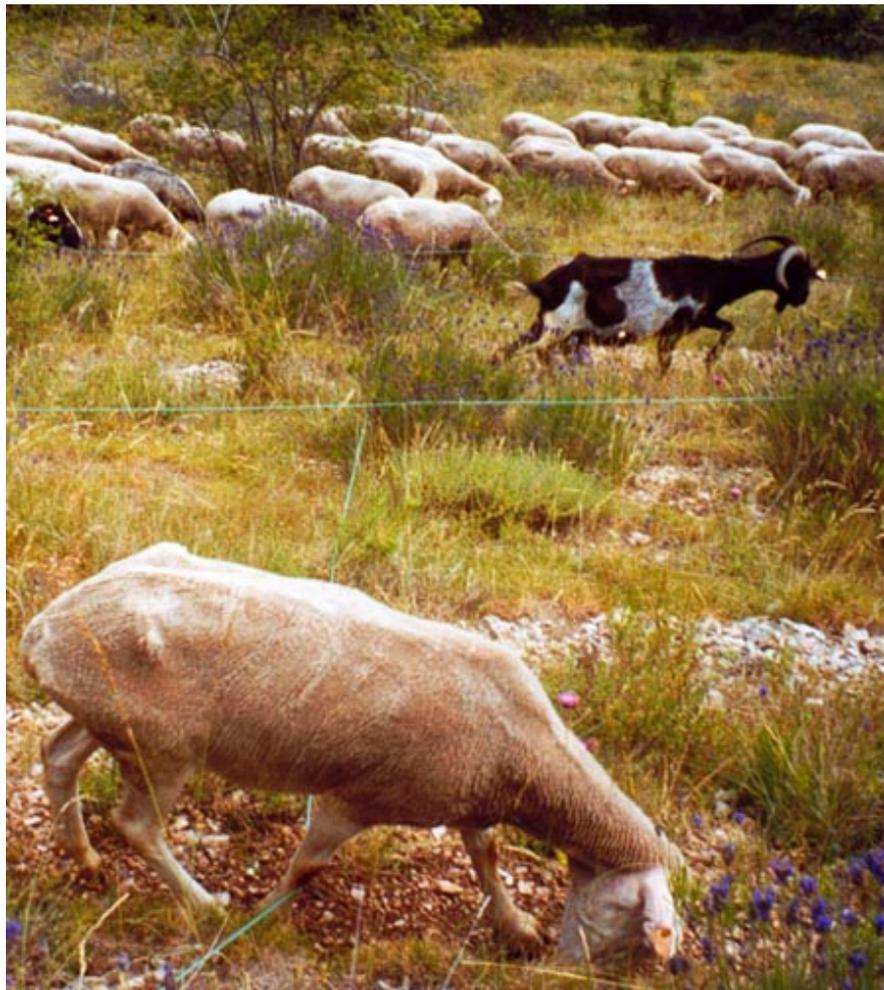
En las últimas décadas, en muchas áreas del Mediterráneo norte, el pastoreo extensivo ha cambiado radicalmente. Debido al abandono rural, muchos pastores han cesado su actividad, la gran mayoría pequeñas explotaciones, traduciéndose en una disminución del número de explotaciones pero de mayor tamaño. Este cambio ha sido fomentado por factores de carácter económico, siendo el más importante las subvenciones de la Unión Europea (calculadas en base al número de cabezas de ganado). En la actualidad, los animales se mantienen normalmente más tiempo estabulados (**Fig. 1**) reduciéndose el tiempo y el área de pastoreo, lo cual limita el aprovechamiento de los pastos naturales en áreas cercanas a los corrales y puntos de agua, a menudo sobre pastoreadas.



*Figura 1. Corderos en un corral.*

En el Área de Ecología Vegetal y Botánica Forestal del Centro Tecnológico Forestal de Cataluña, en colaboración con la Universidad de Lleida y grupos de la Universidad del Sur de Bohemia (Rep. Checa) y del ETH en Zurich (Suiza), se desarrolló esta tesis doctoral, cuyo objetivo es la evaluación de las consecuencias de dichos cambios de gestión pastoral, en el sector ovino, sobre la estructura de la vegetación. Los resultados presentados en este artículo se refieren en particular a tres aspectos: (a) potencialidad de predecir los cambios de composición de especies a través de sus características funcionales; (b) efectos del pastoreo sobre la riqueza de especies a distintas escalas espaciales; y (c) variabilidad de atributos funcionales de las hojas a nivel de comunidad frente a cambios en la presión ganadera.

A través de entrevistas a técnicos y pastores se estudió la vegetación de diferentes zonas a lo largo de gradientes de carga de pastoreo (**Fig. 2**). Puesto que los modelos indican que los efectos del pastoreo pueden variar a lo largo de gradientes de productividad y precipitación (Huston 1994), se eligieron 5 localidades a lo largo de un gradiente climático y altitudinal, desde zonas áridas (**Fig. 3**) los Monegros, en el valle del Ebro, hasta las zonas más húmedas y frías del piso sub-alpino (**Fig. 4**) en los Pirineos catalanes (**Fig. 5**).



**Figura 2.** Zona de vegetación montana con frecuente pastoreo. Las ovejas (con una cabra) no piden permiso para entrar en una parcela!!!



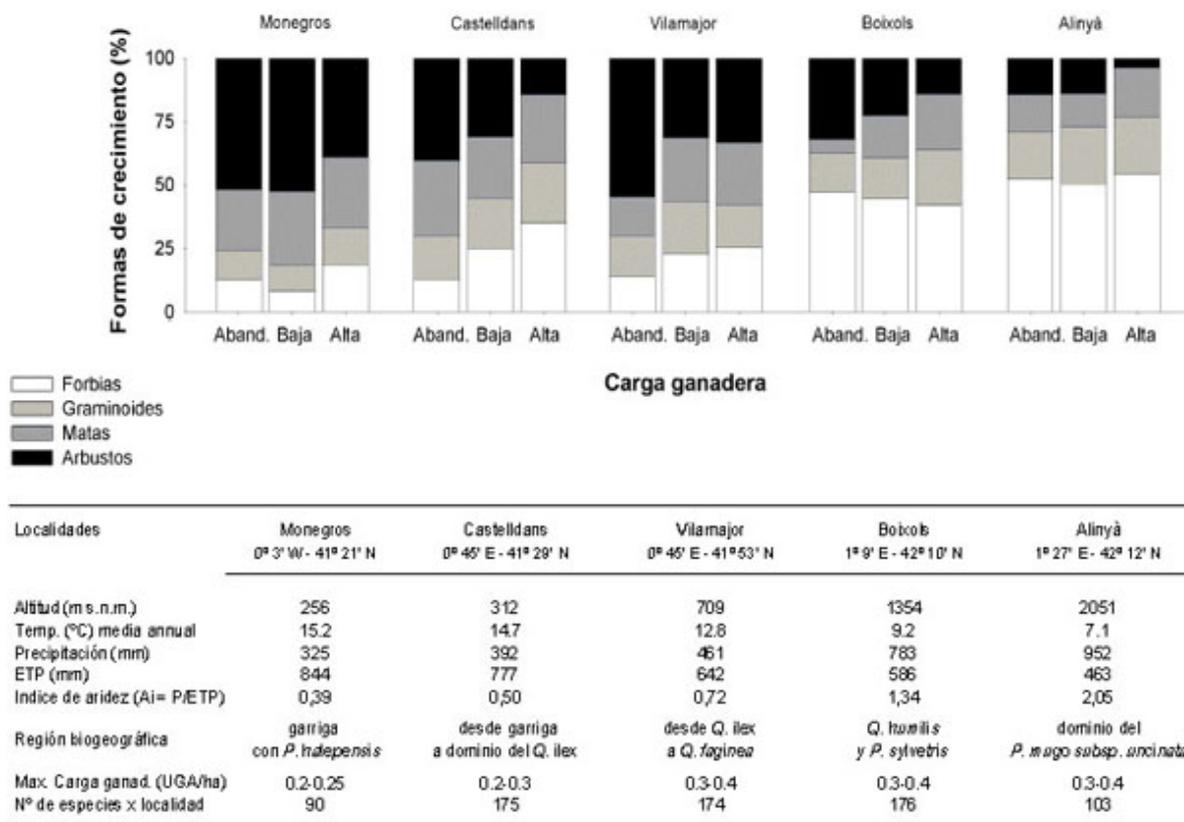
**Figura 3.** Ladera pastoreada en una zona semiárida. La vegetación está distribuida en manchas.



**Figura 4.** Zona de vegetación subalpina en el Pirineo Catalán pastoreada por ovejas.

En cada localidad se buscaron (i) 4 zonas abandonadas, (ii) 4 con baja y (iii) 4 con alta carga ganadera, ubicando una parcela de estudio por zona (**Fig. 5**). Se estudió la composición de las especies en parcelas de distintos tamaños (cuadrados desde

0,01-m<sup>2</sup> a 100-m<sup>2</sup>). Muestras de campo complementados por una extensa revisión bibliográfica, ayudaron a completar la base de datos de las características funcionales (atributos) disponibles para las 406 especies identificadas. De las especies más abundantes (115), se analizaron muestras de hojas para determinar el área foliar específica (SLA) y el contenido isotópico de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ), como características potencialmente ligadas a la respuesta de los ecosistemas a la perturbación.



**Figura 5.** Caracterización climática y de la vegetación de las localidades seleccionadas a lo largo de un gradiente climático. En cada localidad se identificaron zonas con distintas carga ganaderas. La gráfica muestra el cambio de frecuencia relativa de diferentes formas de crecimiento con el pastoreo en las distintas localidades. (Q=Quercus; P=Pinus).

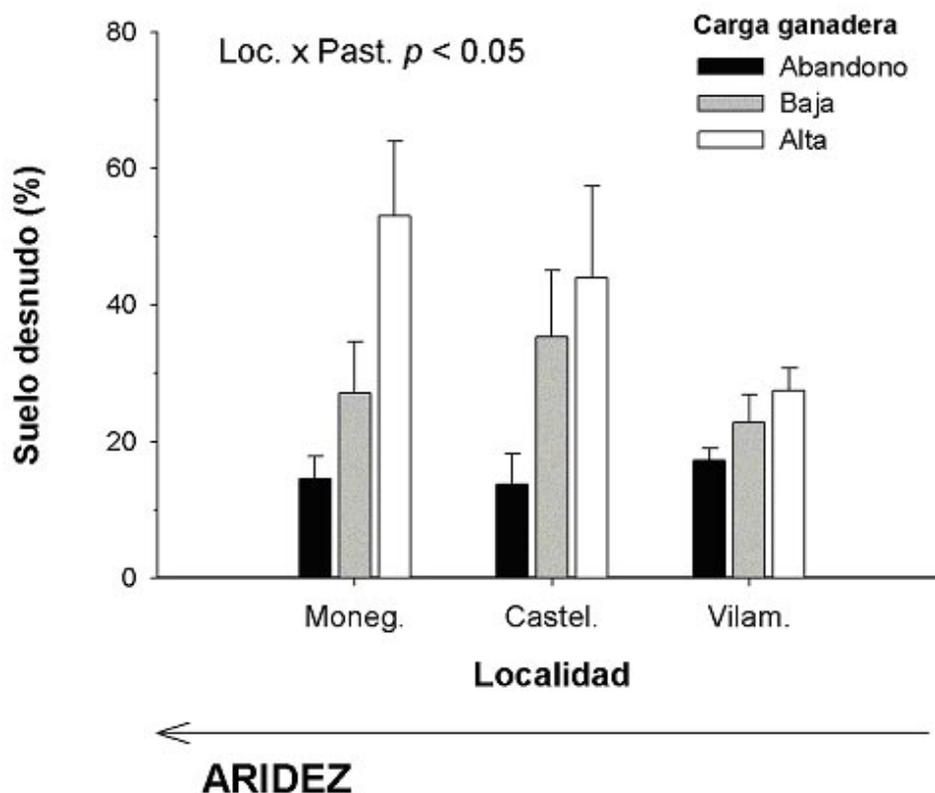
#### ¿Las características funcionales de las especies pueden predecir los cambios de composición a lo largo de gradientes de carga animal?

Los resultados indican que, a nivel local, es posible predecir los cambios de composición de especies en base a sus características funcionales, confirmando la relevancia de estrategias de especies ruderales vs. competidoras (*sensu* Grime, 2001), en términos de ciclo vital, formas vitales y altura de las especies. Sin embargo, los atributos no representan una herramienta predictiva universal, puesto que reflejan una adaptación a múltiples fuerzas selectivas que actúan como filtros ambientales limitando el banco de especies en configuraciones específicas de atributos (Díaz *et al.*, 1998; de Bello *et al.* 2005). De esta forma los atributos adquieren un significado predictivo diferente en distintas condiciones climáticas (Díaz *et al.*, 2001; Vesik *et al.*, 2004) o de productividad (Osem *et al.*, 2004). El ciclo anual de la plantas por ejemplo, es más relevante como adaptación al pastoreo en zonas áridas (Fig. 3), mientras que en condiciones mas frías y húmedas el banco de especies contiene menos anuales (p.e. 2-4% en los pirineos orientales; Sebastià *et al.*, 1998) y por lo tanto, en estas condiciones, el ciclo vital no es un atributo relevante para predecir los cambios de composición de especies. En de Bello *et al.* (2005) se aplicaron regresiones en árbol para mostrar también cómo la adaptación al pastoreo de las especies se expresa a través de combinaciones de atributos, más que por una determinada característica.

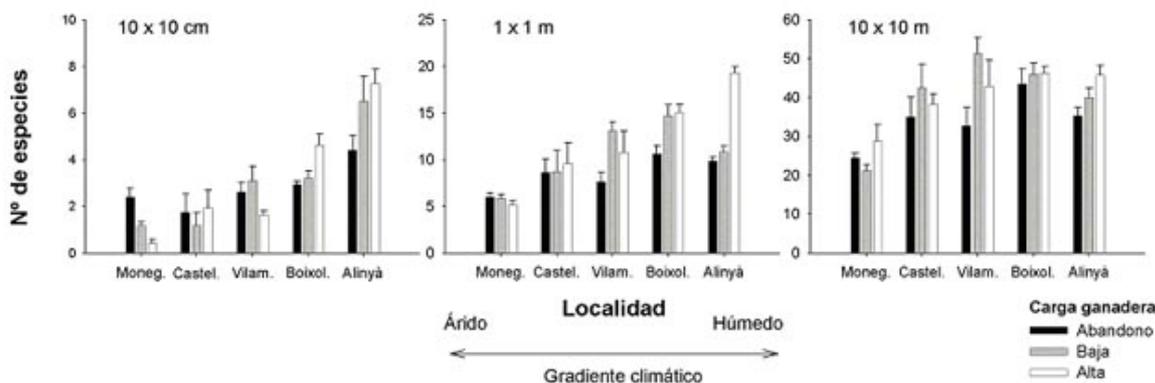
#### ¿Los efectos del pastoreo sobre la riqueza varían a distintas escalas espaciales?

En las localidades más frías y húmedas (Fig. 4), la riqueza de especies tendió a incrementar con el pastoreo independientemente de la escala de muestreo. En cambio, en condiciones mas áridas (Fig. 3) se notó, a escala de parcelas más pequeñas, una tendencia a la disminución de especies (Fig. 6; de Bello *et al.*, en revisión). El mayor incremento de

suelo desnudo causado por el pastoreo hacia las zonas más áridas (**Fig. 7**) acentúa la distribución agregada en manchas de especies, aumentando la heterogeneidad espacial de la vegetación (Huston, 1994). De esta forma, la pendiente de las curvas especies-área mostró patrones opuestos entre zonas más áridas (donde incrementó con el pastoreo) y zonas más templadas (donde disminuyó; de Bello *et al.*, en revisión). La diversidad beta (calculada con el índice de Whittaker; Magurran, 2004) siguió los mismo patrones, sugiriendo que en zonas más áridas el pastoreo puede disminuir a nivel local la diversidad (alfa) mientras que la aumentaría a escalas más grandes (beta). Lo opuesto puede ocurrir en zonas más húmedas (**Fig. 4**). Eso implica que los diferentes efectos del pastoreo a lo largo de gradientes climáticos se manifiestan en una diferente partición de las componentes espaciales de la diversidad (p.e. la diversidad alfa y beta; Huston, 1994; Magurran, 2004) y que el efecto del pastoreo sobre la diversidad depende de la escala considerada (Canals y Sebastià, 2000).



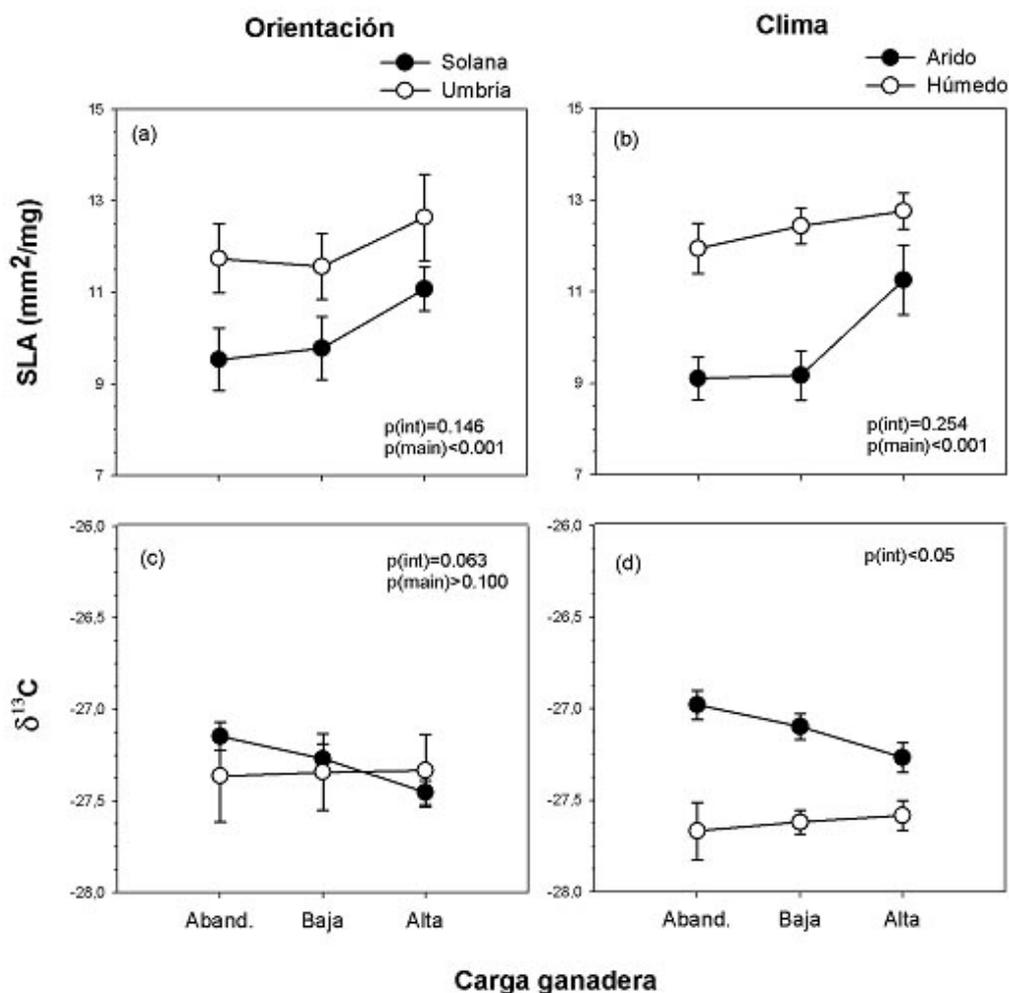
**Figura 6.** El porcentaje de suelo desnudo incrementa con el pastoreo de forma mayor en zonas más secas. El modelo ANOVA indica interacción entre el factor localidad y la carga ganadera.



**Figura 7.** Efectos de la carga ganadera sobre la riqueza a distintas escalas espaciales (parcelas de distintos tamaños: 10 x 10 cm; 1 x 1 m; y 10 x 10 m, en las distintas localidades del gradiente climático. Las gráficas presentan escalas diferentes.

## ¿Cómo varían los atributos funcionales de las hojas a nivel de comunidad frente a cambios en la presión ganadera?

A nivel de comunidad vegetal, el área específica foliar (SLA) y el  $\delta^{13}\text{C}$  variaron a lo largo de los gradientes de pastoreo (**Fig. 8**) reflejando cambios de composición en términos de formas de crecimiento (**Fig. 5**). Distintas formas de crecimiento se diferencian generalmente por distintas estrategias de crecimiento y adquisición de recursos (Ehleringer *et al.*, 1993). En este sentido, el SLA incrementó en zonas pastoreadas, indicando un cambio hacia especies más ruderales, con crecimiento y adquisición de recursos más rápido. El  $\delta^{13}\text{C}$  presentó valores más negativos en zonas pastoreadas, particularmente en las regiones más áridas (**Fig. 8**). Debido a que el  $\delta^{13}\text{C}$  refleja la eficiencia de las plantas en el uso de agua, los resultados parecen indicar una menor eficiencia en el uso del agua, sobre todo, donde este recurso es más limitante (**Fig. 3**).



**Figura 8.** Media ponderada (+/- SE) de los atributos funcionales de las hojas en comunidades bajo distintas cargas ganaderas y distintas condiciones climáticas. Se indica la significación de los factores y de sus interacciones.

### Implicaciones del estudio

Los procesos de retroalimentación entre el pastoreo, la estructura de la vegetación y la evolución del banco de especies implican diferentes efectos del pastoreo a lo largo de gradientes climáticos. El pastoreo ejerce un profundo impacto sobre la composición de especies y sobre la diversidad. Su mantenimiento se considera por lo tanto fundamental para preservar los valores socio-económicos y de paisaje que representa. En este sentido, el control de las políticas de subvención es fundamental para equilibrar el mantenimiento de los pastos con los riesgos asociados al exceso de pastoreo. Es importante evidenciar que el exceso de pastoreo incrementa el porcentaje de suelo desnudo (y por lo tanto los riesgos de erosión) sobre todo en las zonas más áridas (**Fig. 6**). Además, la selección convergente de atributos de adaptación a la aridez y al pastoreo sugiere que la acción ganadera puede causar un incremento de la aridez y una pérdida más rápida de los recursos hídricos (de Bello *et al.*, 2005). Esta observación se confirma también por los resultados obtenidos utilizando los isótopos del carbono (**Fig. 8**). Las características funcionales de las especies son sin duda una herramienta importante para generar generalizaciones ecológicas, aunque este estudio evidencia que el poder predictivo de la respuesta de las especies

es limitado. Sin embargo, la compilación de bases de datos de especies mediterráneas es una prioridad para la comunidad científica española, considerando la escasez de información respecto otras regiones europeas.

## FRANCESOS DE BELLO

### **Consecuencias de cambios de presión ganadera sobre la estructura de la vegetación a lo largo de gradientes climáticos**

#### Tesis Doctoral

Universidad de Lleida

Directores: María teresa Sebastià y Jan Lepš

## Agradecimientos

La colaboración de José Maria Ninot y Josep Antoni Conesa en la identificación de las especies y la ayuda económica de la Generalitat de Catalunya (DURSI FI-2002-2004, CARBOCAT) y del CTFC han sido fundamentales para la realización de esta tesis doctoral. Mis directores de tesis (María Teresa Sebastià y Jan Lepš) han sabido guiarme en dar un sentido a tanto trabajo de campo.

## Referencias

Canals, R.M., y Sebastià M.T. 2000. Analyzing mechanisms regulating diversity in rangelands through comparative studies: a case in the south-western Pyrennees. *Biodiversity and Conservation* 9: 965–984.

de Bello, F., Lepš, J. y Sebastià M.T. 2005. Predictive value of plant traits to grazing along a climatic gradient in the Mediterranean. *Journal of Applied Ecology* 42: 824-833.

de Bello, F., Lepš, J. y Sebastià, M.T. Grazing effects on the species-area relationship: variations under changing climatic conditions. *Journal of Vegetation Science*, en revisión.

Díaz, S., Cabido, M. y Casanoves, F. 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9: 113-122.

Díaz, S., Noy-Meir, I. y Cabido, M. 2001. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? *Journal of Applied Ecology* 38: 497-508.

Ehleringer, J.R., Hall, A.E., Farquar, G.D. 1993. Stable Isotopes and plant carbon-water relations, Academic Press edn. San Diego

Grime, J.P. 2001. *Plant Strategies and Vegetation Processes, and ecosystem properties*. 2nd edn. Wiley & Sons, Chichester.

Huston, M. A. 1994. Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge: *Cambridge University Press*.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford: Blackwell Publishing.

Osem, Y., Perevolotsky, A. y Kigel, J. 2004. Site productivity and plant size explain the response of annual species to grazing exclusion in a Mediterranean semi-arid rangeland. *Journal of Ecology* 92: 297-309.

Sebastià M.T., Canals R.M. y Gamarra J.G.P. 1998. After sigmatism: What we learned about spatiotemporal changes in grassland communities after 10 years. *Acta Botanica Barcinonensis* 45: 587-602.

Vesk, P.A., Leishman, M.R. y Westoby, M. 2004. Simple traits do not predict grazing response in Australian dry shrublands and woodlands. *Journal of Applied Ecology* 41: 22-31

# Estudio de la transpiración del esparto (*Stipa tenacissima* L.) en una cuenca del semiárido alicantino: un análisis pluriescalar

D.A. Ramírez Collantes

Departamento de Ecología, Universidad de Alicante. Apartado de correos 99. 03080 Alicante, España

➤ Recibido el 10 de abril de 2006, aceptado el 10 de abril de 2006.

La transpiración forma parte integral de la evapotranspiración (ET), ésta a su vez es parte fundamental en el estudio hidrológico superficial, teniendo una crucial importancia en el manejo de recursos hídricos, estudios medioambientales y producción vegetal. Sin embargo, las estimaciones de la ET han sido consideradas como muy difíciles de inferir, requiriéndose una perspectiva especial en paisajes formados por vegetación dispersa en parche, tal como ocurre en ambientes semiáridos (Domingo *et al.*, 1999).

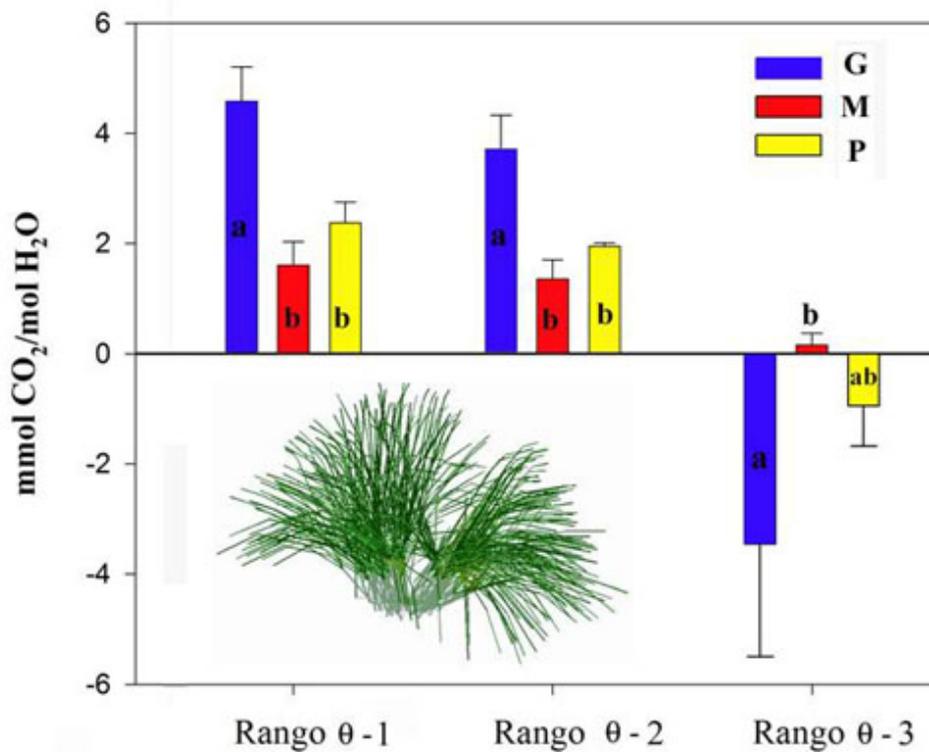
El cálculo de la ET en el espartal en solana perteneciente a la Sierra de 'El Ventós' (término municipal de Agost, Alicante – España, **Fig. 1**) no fue ajeno a la problemática enunciada en el párrafo anterior. Así, los valores de transpiración medidos por el método de balance de calor fueron sub-estimados por un modelo basado en la ET potencial y humedad del suelo (Chirino, 2003). De allí, el interés de generar estrategias para la estimación de la transpiración, basadas en la información tomada a diferentes niveles o escalas haciendo uso de un análisis pluriescalar. En la presente tesis se realiza una incursión en el estudio de la transpiración del esparto (*Stipa tenacissima* L.) a tres escalas adyacentes: hoja, individuo y población o rodal. Se caracterizó los principales procesos que ayudaron a explicar patrones en el comportamiento de esta variable en cada escala, lo que a su vez nos sirvió satisfactoriamente para realizar el paso hacia la siguiente escala (escalado). Todo ello confirma la utilidad que tiene el estudio de los principales mecanismos operantes en cada sistema, y cómo esta perspectiva reduccionista puede ayudar a la hora de escalar una variable como la transpiración. Baldocchi *et al.* (1991) sugieren que el escalado de una variable fisiológica debe ser realizado bajo una aproximación jerárquica, teniendo en cuenta que dicho proceso debe ser llevado a cabo únicamente en escalas adyacentes y explorando escalamientos hacia arriba y hacia abajo. Nuestro trabajo confirma la utilidad de la aproximación de Baldocchi *et al.* (1991) en el estudio y escalado de la transpiración, la que a su vez, nos permitió distinguir algunos procesos cruciales en el funcionamiento del espartal y que pasamos a detallar de manera resumida a continuación.



**Figura 1.** Fotografía de una ladera en la micro-cuenca estudiada ( $38^{\circ} 28' N$ ,  $0^{\circ} 37' W$ ). El recubrimiento medio de la vegetación es de  $43,0 \pm 2,1$  %, donde el esparto (*Stipa tenacissima*) es la especie de mayor dominancia con  $22,76 \pm 3,0$  % de recubrimiento.

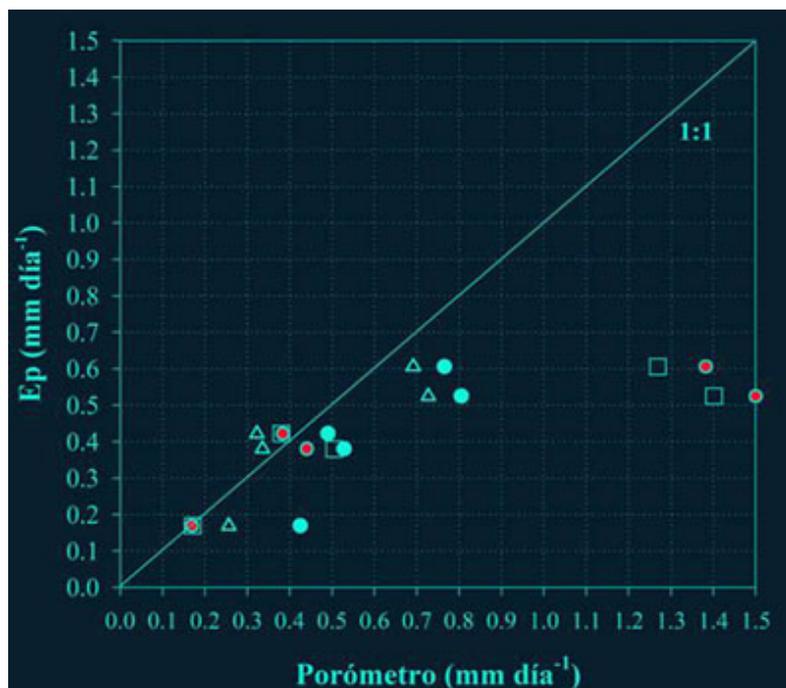
A escala de hoja, un estudio más realista del proceso de senectud foliar y radiación incidente influida por la arquitectura y el grado de autosombreado de las hojas en la mata, nos permitió realizar satisfactoriamente el escalado de la transpiración desde la hoja al individuo. En este paso (hoja al individuo), cabe resaltar un mecanismo crucial para entender la respuesta a escala individual, sugiriéndose un proceso de aclimatación de las hojas a la luz. De esta manera, las hojas que han venido siendo expuestas a una mayor radiación, se muestran más reactivas en su respuesta de la transpiración a la luz. Todo esto confirma lo sugerido por Pearcy (1997), él cual considera a la arquitectura, senescencia y aclimatación de las hojas, como los principales factores que pueden ayudar al estudio del individuo completo.

Por otro lado, ya inmersos en la escala individual, hemos podido constatar también que los individuos de mayor tamaño, son más eficientes en el uso del agua, con asimilaciones de  $CO_2$  mayores con un coste de transpiración bajo (**Fig. 2**). En este aspecto, juega un rol esencial el autosombreado entre hojas, el cual en principio ayudaría a evitar el impacto de las altas radiaciones tal y como lo sugiere el trabajo de Valladares y Pugnaire (1999) en la mata de *Stipa tenacissima*. Los individuos más pequeños ('reclutas') son más susceptibles al estrés hídrico, donde los rangos de contenido volumétrico de agua en el suelo menores del 10 % influyen de manera importante en la velocidad de la senectud del tejido foliar en dichos individuos. Hemos podido constatar por tanto, que la ontogenia de la mata de *Stipa tenacissima* trae consigo implicaciones funcionales importantes, las cuales pueden estar ligadas a un proceso gradual de aclimatación y desarrollo de mecanismos para optimizar la luz, tal y como lo sugieren Huber y Wiggerman (1997).



**Figura 2.** Comparación de la eficiencia del uso de agua obtenida a escala individual por el modelo Yplant para tres clases de tamaño de mata G ( $\varnothing > 60$  cm), M ( $\varnothing$ : 30-60 cm) y P ( $\varnothing < 30$  cm) en tres rangos de contenido volumétrico de agua en el suelo ( $\theta$ ), Rango  $\theta$ -1:  $25\% > \theta > 15\%$ , Rango  $\theta$ -2:  $15\% \geq \theta > 5\%$  y Rango  $\theta$ -3:  $\theta \leq 5\%$ . Diferencia entre clases de tamaño obtenidas en base a la prueba U Mann-Whitney ( $p < 0,05$ ).

Se calcularon funciones de calibración o corrección individual (FCI) distinguidas para tres tamaños de matas y distintos rangos de contenido de agua en el suelo, las cuales fueron obtenidas entre los escalados de la transpiración en base a las medidas de hojas por porometría (ponderadas por senectud) y la transpiración individual (estimada por un modelo de arquitectura del follaje – Yplant). Dichas FCI nos permitieron dar el paso del individuo a la población o rodal de *Stipa tenacissima*, obteniéndose como resultado una alta coherencia entre el escalado, utilizando la distinción entre tamaños de mata haciendo uso de los FCI, y la transpiración calculada por un modelo de vegetación dispersa parametrizado y validado para medios semiáridos (Fig. 3). Estos valores estimados también fueron validados con el contenido de agua en el suelo bajo esparto obteniéndose resultados satisfactorios cuando se realizó la incursión de un escalado hacia abajo ('scaling down'). Este resultado, confirma la aproximación de Baldocchi *et al.* (1991) expuesta en el segundo párrafo, y en la cual se recomienda la exploración de escalados hacia arriba y hacia abajo, siempre y cuando sean llevados a cabo en escalas adyacentes.



**Figura 3.** Diagrama de dispersión de los valores diarios de transpiración obtenidos por el modelo 'Clumped' ( $E_p$ ) y las estimaciones de: porómetro extrapoladas (cuadrados), porómetro extrapoladas corregidas por FCI (círculos claros), porómetro integradas por cada clase de tamaño (círculos rojos), porómetro integradas por cada clase de tamaño y corregidas por las FCI (triángulos). Las evaluaciones correspondieron a las siguientes fechas: 21/04, 28/05, 08/08, 17/08 y 06/09/2004.

El poder acercarnos a la estimación de una transpiración a escala poblacional o rodal en base a la información de hoja-individuo, constituye un alcance de suma importancia. Dicho logro, nos permitió el estudio de las sub-poblaciones de espartal en la micro-cuenca, así como la distinción de los principales mecanismos que están detrás de los patrones de transpiración del rodal a diferentes condiciones de disponibilidad hídrica. Así, el resultado de la evaluación y comparación de la transpiración de la población y el análisis de la estructura de las sub-poblaciones de *Stipa tenacissima* en la micro-cuenca evaluada, nos permitieron inferir a la competencia intra-específica y la disponibilidad de suelo, como los principales procesos responsables del uso de agua por el espartal. Dichos procesos cobrarían diferente grado de importancia dependiendo de la disponibilidad de agua en el sistema.

Hemos visto pues, que a medida que subimos en la escala de análisis de la hoja a la población, se van añadiendo otros procesos que van cobrando importancia dependiendo de la escala. Así, tal y como lo señalan Meentemeyer y Box (1987), el aumento de escala en un análisis pluriescalar trae consigo el aumento de interacciones y propiedades funcionales. De esta manera, a nivel poblacional, la disponibilidad de suelo en la microcuenca, el auto-sombreado entre matas y principalmente la competencia intra-específica, se añaden a los procesos analizados a menor escala, como lo son: el auto-sombreado, la aclimatación y la senectud de las hojas.

**DAVID A. RAMIREZ COLLANTES**

**Estudio de la transpiración del esparto (*Stipa tenacissima* L.) en una cuenca del semiárido alicantino: un análisis pluriescalar**

**Tesis Doctoral**

**Departamento de Ecología, Universidad de Alicante**

**Marzo de 2006**

**Director: Dr. Juan F. Bellot Abad**

## Referencias

- Baldocchi, D.D., Luxmoore, R.J. y Hatfield, J.L. 1991. Discerning the forest from the trees: an essay on scaling canopy stomatal conductance. *Agricultural and Forest Meteorology* 54: 197 – 226.
- Chirino, E. 2003. *Influencia de las precipitaciones y de la cubierta vegetal en el balance hídrico superficial y en la recarga de acuíferos en clima semiárido*. Tesis doctoral Universidad de Alicante – España.
- Domingo, F., Villagarcía, L., Brenner, A. y Puigdefábregas, J. 1999. Evapotranspiration model for semi-arid shrub-lands tested against data from SE Spain. *Agricultural and Forest Meteorology* 95, 67-84.
- Huber, H. y Wiggerman, L. 1997. Shade avoidance in the clonal herbs *Trifolium fragiferum*: a field study with experimentally manipulated vegetation height. *Plant Ecology* 130: 53-62.
- Meentemeyer, V. y Box, E.O. 1987. Scale effects in landscape studies. En: Turner, M. G. (editor). *Landscape heterogeneity and disturbance*. Ecol Studies 64. Springer Verlag. Nueva York, pp.: 15-34.
- Pearcy, R.W. 1997. Acclimation to sun and shade. En: Raghavendra, A. S. (editor). *Photosynthesis, a comprehensive treatise*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Valladares, F. y Pugnaire, F.I. 1999. Tradeoffs between irradiance capture and avoidance in semi-arid environments assessed with a crown architecture model. *Annals of Botany* 83: 459-469.

# Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación.

J. Catalan

Centre d' Estudis Avançats de Blanes (CEAB-CSIC). Acces Cala St. Francesc 14. Blanes, 17300. España

➤ Recibido el 1 de marzo de 2006, aceptado el 21 de abril de 2006.

Una característica de una comunidad académica solvente es la producción de sus propios textos universitarios. En nuestro entorno, el área de conocimiento de la ecología gozó del inestimable efecto fundador que supuso el manual de ecología del profesor Margalef. Este sirvió de referencia durante muchos años para que el área se consolidase en nuestras universidades. Progresivamente fueron apareciendo otros tratados, los cuales se adecuaban mejor a las particularidades de los distintos planes de estudios y a la diversidad de visiones científicas y docentes de la creciente comunidad de ecólogos. Si bien la ciencia es una, la forma cómo esta se transmite, se divulga y, en particular, dónde se sitúan los acentos, admite un sin fin de posibilidades. Más todavía, en una disciplina como la ecología, en la cual los intereses con relación a ella se ven muy influenciados por las características de nuestro entorno cercano. Por tanto, la elaboración de textos académicos, de alta divulgación y de formación universitaria supone, cuando menos, un indicador de existencia de criterio propio, y es una muestra de madurez de nuestra comunidad científica. En este contexto, el libro de Piñol y Martínez-Vilalta resulta valioso, es un texto con carácter y una apuesta valiente. Digamos que, no añade un individuo, sino una nueva especie al inventario.

La ecología debe ser cuantitativa, si no es así todo vale. Quién ha dado clases de ecología, con mayor o menor fervor, ha puesto empeño en transferir esta noción. No obstante, ello supone bregar con la dificultad de transmitir al unísono tres aspectos fundamentales de la cuantificación: elegir bien los conceptos a aplicar; entender cómo hacerlos operativos en un marco concreto y tener rigor en los pormenores de los procedimientos, unidades, ecuaciones y otros elementos de cocina. En nuestros portafolios particulares o en la historia de los departamentos se han ido acumulando ejemplos, ejercicios y problemas; pero la dificultad de ordenarlos en un marco coherente, tener una colección completa y ponderada a la importancia de los temas y reducir el cúmulo de *pequeños* errores a un nivel aceptable para su publicación ha determinado que esta valiosa información se transmita más dentro de los cánones flexibles de la tradición oral que de los más exigentes de la tradición escrita. "Ecología con números" rompe por fin con ese estigma y promete hacer la vida más fácil a todos aquellos implicados en la docencia de la ecología. Una obra así, sólo está al alcance de autores particularmente meticulosos y exigentes. Este hecho se refleja en muchos aspectos del libro, desde la pormenorizada justificación del porqué del libro hasta los detalles de edición. Además, acorde con los tiempos, la obra rompe con el formato cerrado del libro clásico e incorpora una serie de programas de ordenador escritos en Java, que se pueden ejecutar con cualquier navegador de Internet. Estos programas permiten explorar los modelos tratados variando el valor de los parámetros y viendo el resultado de forma gráfica. Estos *applets* se adjuntan en un CD y también son accesibles por [Internet](#). Supongo que esta última opción, permitirá que la obra quede abierta a actualizaciones parciales y ampliaciones, sin necesidad de reeditar todo el texto.

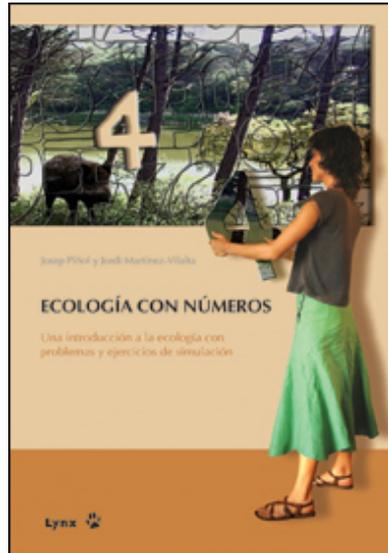
Aunque el núcleo del libro reside en los problemas y modelos, no se trata de un mero catálogo más o menos ordenado temáticamente. Cada capítulo se inicia con una breve presentación del tema, a la cual siguen diversos apartados, cada uno de los cuales contiene una introducción de conceptos, un enunciado de un problema y su solución detallada. El capítulo se completa con alrededor de una veintena de problemas resueltos y otros tantos problemas propuestos. Unos pequeños iconos al lado del número del problema informan sobre particularidades de los mismos: si es necesario utilizar una hoja de cálculo; si se debe emplear alguno de los *applets* del CD; si se trata de un problema largo, adecuado para hacerlo en clase dividiendo la tarea entre diversos alumnos y, finalmente, si se trata de un problema particularmente difícil, matemática o conceptualmente.

En general, los símbolos empleados para indicar cada una de estas particularidades son bastante autoexplicativos: la cuadrícula de la hoja de cálculo, el círculo del CD, un conjunto de siluetas de personas para el grupo; pero no atino a deducir porque la dificultad se asocia a lo que parece ser un pimiento, o dos, en los casos de mayor dificultad. Incapaz de resistir la tentación de proponer una hipótesis *ad hoc*, me inclino a pensar que, dado el origen de los autores, se asocia el símbolo de dificultad con la acepción figurada más popular de pimientos en catalán (*quins pebrots!*).

El libro consta de quince capítulos. El primero de ellos nos introduce a la necesidad del enfoque cuantitativo y los modelos en ecología. El resto desarrolla propiamente el temario y adopta la secuencia desde el individuo al ecosistema y desde las aproximaciones demográficas a las biogeoquímicas. Sucesivamente trata de organismos y medio, tamaño y estructura de poblaciones, crecimiento exponencial de poblaciones, crecimiento logístico de poblaciones, poblaciones estructuradas, metapoblaciones, interacciones entre pares de especies, composición y estructura de la comunidad, sucesión y perturbación, biogeografía insular, el ecosistema, flujo de energía en los ecosistemas, ciclos de materia en los ecosistemas y, finalmente, ciclos biogeoquímicos globales. Como se entrevé con esta relación, el temario abraza prácticamente todos los aspectos de la ecología a costa de no poder profundizar mucho en cada uno de ellos. Digamos que la obra es esencialmente formativa, instructiva, un ABC de la ecología. Los autores se ciñen a lo que podemos denominar el estándar de los temas y explican e ilustran sus fundamentos para que se comprendan. Particularmente, no creo que esto sea un defecto. En ocasiones, quizá en aras de la originalidad, nos encontramos haciendo la crítica de un modelo ante los alumnos antes de que hayamos conseguido que entiendan el origen, los supuestos y posibles virtudes de dicho modelo. Más allá de la militancia explícita en defensa de una ecología cuantitativa, el enfoque de los autores es bastante aséptico. A mi modo de ver, no hay más pretensión que el presentar el estado de la cuestión sobre cada tema y sus fundamentos históricos y conseguir que se entiendan bien el concepto y su aplicación cuantitativa. Acorde con este perfil formativo, en cada capítulo se incluye una breve semblanza de un ecólogo célebre. Algunos de los seleccionados eran inevitables, otros quizás reflejen preferencias personales de los autores. Sea como fuere, la relación ilustra sobre cuales son los referentes de la obra: G.E. Hutchinson, C. Elton, P.R. Ehrlich, R. M. May, J.H. Brown, I. Hanski, C.M. Herrera, R. Margalef, D. Tilman, E.O. Wilson, E.P. Odum, P. Vitousek, F.H. Bormann, G.E. Likens y J. Lovelock. Uno de los aciertos del libro es la utilización en los problemas de casos basados o inspirados en estudios reales, muchos de ellos de nuestro propio entorno. Como las buenas obras literarias, un buen libro de ecología debe presentar una buena estructura y desarrollo secuencial, pero a la vez debe gratificar cualquier incursión azarosa por alguna de sus páginas. El libro de Piñol y Martínez-Vilalta lo hace: aquí los incendios forestales, allí unos datos de la FAO, aquí el lince ibérico, allá el cernícalo primilla en el valle del Ebro.

El carácter meticuloso y a la vez pragmático de los autores se refleja también en un extenso apéndice matemático que, quizá para desesperación de algún purista, empieza con una breve introducción a EXCEL y, luego sí, continua con aspectos de cálculo, álgebra y estadística que pueden ser de utilidad en los problemas. El kit básico de ayuda se complementa con una tabla periódica de los elementos en la portada y tablas de unidades en la última página del libro. La bibliografía no es extensa, pero están muchas de las lecturas por las que quizá deberíamos haber pasado aquellos que, sin pudor, nos autodenominamos ecólogos y también las referencias de los estudios en los que se inspiran algunos de los problemas. Quizá se podría pedir alguna referencia a las recientes teorías de Hubbell sobre biodiversidad y biogeografía que tanto revuelo han causado. Finalmente, para aquellos que tenemos tendencia a no encontrar agua en la mar, hay un listado de símbolos y nombres de variables, con sus unidades, organizados por capítulos y un valioso índice terminológico que explicita las páginas donde se hace mención de un determinado término, así como, de los científicos más relevantes citados en el libro.

El formato del libro es muy manejable, con un tacto agradable, aunque quizá sea un poco endeble para resistir el manoseo propio de un uso frecuente durante un curso. Las dimensiones del libro son engañosas, ya que la edición es muy densa y el contenido real es mayor de lo que sus cuatrocientas páginas sugieren a primera vista. Por otro lado, el tamaño de las fuentes tipográficas elegido es un reto a la visión, quizá un homenaje a los jóvenes lectores. Con todo, formalmente me quedo con la portada, es toda una declaración de lo que encontraremos en el interior. La composición de imágenes casi hace baladí toda la justificación y presentación que se realiza en las primeras páginas. El título refleja el espíritu pragmático y franco del libro, en la línea de lo que Terradas denomina en el prólogo como bases para una "ingeniería ecológica". En resumen, "Ecología con números" es fundamentalmente un libro útil, que viene a llenar un hueco importante y que no debería faltar en el equipo básico de un profesor de ecología del país, ya sea para emplearlo en su conjunto en una introducción general a la ecología o como soporte a asignaturas más especializadas. Por otro lado, desde un punto de vista profesional, puede ser muy útil como fuente de información y formación continuada, así como, un método rápido para aproximarnos a procedimientos a los que no estamos habituados.



*Piñol, J. y Martínez-Villalta, J. (2006). Ecología con números. Una introducción a la ecología con problemas y ejercicios de simulación. Lynx Ediciones. Bellaterra. 419 pp.*

# Efectividad de las medidas agroambientales para la conservación de la fauna y la flora europeas

M. Díaz, R.A. Baquero, F. Fernández, J.L. Yela, E.D. Concepción, J. de Esteban

Departamento de Ciencias Ambientales. Facultad de Ciencias del Medio Ambiente. Universidad de Castilla-La Mancha. E-45071 Toledo, España

➤ Recibido el 13 de febrero de 2006, aceptado el 13 de febrero de 2006.

Las ayudas agroambientales de la Unión Europea no benefician a la fauna y la flora silvestres tanto como cabría esperar, según un estudio internacional en el que ha participado el Departamento de Ciencias Ambientales de la Universidad de Castilla-La Mancha y que se acaba de publicar en la revista *Ecology Letters* (vol. 9, pp. 243-254). En el estudio se midió la abundancia y riqueza de especies de plantas, aves, abejas, saltamontes y arañas en unos 200 campos de cultivo en los que se aplica la medida agroambiental más extendida en cada país, comparándolas con las de campos control cultivados de modo habitual. Los campos de estudio se localizaron en Holanda, Alemania, Reino Unido, Suiza y España. Menos de la mitad de las comparaciones demostraron mejoras significativas, aunque la abundancia y riqueza de especies fue casi siempre ligeramente mayor en los campos con medidas que en los controles. En España, donde se evaluó la medida de extensificación de cultivos de cereal para la protección de las aves esteparias, se encontraron efectos significativos y positivos sobre la abundancia de aves, de aves amenazadas, de plantas arvenses y de arañas, siendo por tanto la primera demostración de que estas medidas son efectivas en nuestro país, aunque se desconocen aún las causas de esa efectividad.

Los resultados de este y otros trabajos realizados por el mismo grupo internacional se presentaron en un congreso celebrado el 30 y 31 del pasado enero en Wageningen (Holanda). Las conclusiones del congreso, (ver [Anexo 1](#)), indican que las medidas agroambientales pueden ser una importante herramienta para la conservación de la biodiversidad en Europa si se mejora sustancialmente su base científica, se desarrollan objetivos cuantitativos adaptados a la realidad de cada región europea, se evalúa el grado de consecución de estos objetivos y sus causas mediante diseños rigurosos integrados en el proceso de planificación y ejecución de las medidas, se incorporan los resultados de estos estudios en la mejora continua de las medidas y se implica a los agricultores mediante programas de formación adecuados.

## Anexo 1. Main conclusions of the [End-Symposium of the 'EASY'-project](#)

'Evaluating current European Agri-environment Schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes' (QLK5-CT-2002-01495). 30-31 January 2006. Wageningen, the Netherlands

1. Agri-Environment Schemes (AES) do not currently adequately protect farmland biodiversity at a European or national scale, but there are enough examples of individual schemes which do protect biodiversity to suggest that, given correct evidence base, design, targeting and funding, AES could provide adequate protection for biodiversity. Ecological information on the impacts of schemes on land abandonment and the associated biodiversity implications are lacking.
2. In order to work and to demonstrate that they have worked (or not), AES need clear objectives and targets. These objectives and targets should be area-specific, realistic and quantitative in terms of changes in abundance, range or diversity of specified species or species groups and be time delimited.  
"what we want, where and by when"
3. For future improved success of AES, region specific farmer training and advice will be a key issue to enhance farmland biodiversity.
4. In general, there is sufficient ecological insight and geographical information to identify the objectives, outcomes and

targeting for potential AES prescriptions. However, ecological insights are often lacking for spatial scale effects and for temporal and ecosystem service effects.

5. Wide-scale ecological evaluations, well-integrated in scheme design and implementation, should be linked to specific case studies on the causes of effectiveness or lack thereof. Ecological insights into cause and effect are important for the design/re-design process, for which monitoring and clarity of objectives are key. Ecological assessment should be transparent, inclusive and carried out by skilled ecologists.
6. The results of evaluation and cause-effect studies should be used to improve the design of schemes. Agri-environment schemes should be regarded as working hypotheses that need constant adjustment.

The main conclusions are a condensed summary of the conclusions of four groups of Symposium participants each discussing a slightly different question related to the ecological effectiveness of agri-environment schemes. Below, the original conclusions of each of these discussion groups are given.

## Group 1

*Do agri-environment schemes adequately protect farmland biodiversity?*

### Key statements

#### 1. Answering the question

AES do not currently adequately protect farmland biodiversity at a European or national scale but there are enough examples of individual schemes which do protect biodiversity to suggest that, given correct evidence base, design, targeting and funding, AES could provide adequate protection for biodiversity.

#### 2. Targeting

“what we want, where and by when”. In order to work and to demonstrate that they have worked (or not), AES need clear objectives and targets. These targets need to be:

- a) Population levels or densities
- b) Bio-geographic range
- c) Restricted in time

#### 3. Wider context

Factors outside AES design can determine the success or failure of the scheme, e.g.:

- a) Financial resources
- b) Payment levels
- c) Training
- d) Advisory support
- e) Administration
- f) Farmer acceptance of the scheme
- g) Country priorities
- h) Legislative framework

#### 4. Implementation

For future improved success of AES, region specific farmer training will be a key issue to enhance farmland biodiversity.

#### 5. Scheme design

We need a multi tiered scheme which can operate at landscape scale, protect ecosystem functioning and species. E.g. a “light green” scheme with broad coverage coupled with a “dark green scheme”, which has more focused options for rare species. This only reflects the current protection (backwards locking). Everybody agrees that AES do have the potential to adequately protect farmland biodiversity, provided the suggestions of the EASY workshop are implemented.

## Group 2

*Do we have sufficient insight in the ecological effects of agri-environment schemes?*

In general, there is sufficient ecological insight and geographical information to identify the objectives, outcomes and targeting for potential AES prescriptions for simple, complex and existing high value habitat.

Considering the actual achievement of prescriptions, there is still a mixed picture, **when** they are monitored with some successes but insufficient ecological understanding. Ecological insights are often lacking for spatial scale effects – landscape scale and configuration -and for temporal and ecosystem service effects.

Schemes can act as natural experiments. Insights into cause and effect are important for the design/re-design process, for which monitoring and clarity of objectives are key. We need to increase the profile of ecologists and ecological insights into the design stage.

## Group 3

*Can we improve the ecological effectiveness of agri-environment schemes?*

In order to be able to do this, clear and quantifiable objectives for schemes need to be formulated. We need information on the expected and realized responses of ecosystems/target species and underlying mechanisms. Recommendations for scheme implementation need to be area specific. Farmers need to be helped with the implementation of schemes by the provision of ecological information. We need to have more information on the effectiveness of 'abandonment schemes'

## Group 4

*Can we improve ecological evaluation studies of agri-environment schemes?*

Agri-environment schemes should have area-specific, realistic quantitative goals in terms of changes in abundance or diversity of specified species or species groups. Evaluation programs should be designed and implemented together with the scheme. Points 1 and 2 should increase cost effectiveness by allowing the estimation of the sampling effort required and more efficient linkage of the results to the objectives of the scheme. Wide-scale ecological assessment should be linked to specific case studies on the causes of effectiveness or lack thereof. Ecological assessment should be transparent, inclusive and carried out by skilled ecologists.