

CIENCIA Y CONSERVACION DE LA NATURALEZA

Anna Traveset & Luis Santamaría

Institut Mediterrani d'Estudis Avançats, C/ Miquel Marqués 21, 07190-Esporles,

Mallorca

atraveset@uib.es y vicalsg0@uib.es

Introducción

La biología de la conservación cristalizó como disciplina a principios de los años ochenta, aunque sus cimientos debemos buscarlos en las primeras décadas del siglo pasado, con la emergencia de los Estudios Forestales, Estudios de Pesquerías, o Gestión del Medio Ambiente (Soulé 1986). Dicha cristalización tuvo lugar por varias razones. En primer lugar, durante las décadas de los 60s y 70s se postularon un gran número de hipótesis sobre ecología de comunidades y biogeografía insular, lo que estimuló a muchos a testarlas en los programas de conservación. En segundo lugar, para servir como “reconciliación” entre esas nuevas áreas como la ecología de poblaciones y comunidades y los estudios de recursos naturales más tradicionales como la botánica o la zoología. Además, los movimientos ecologistas aparecidos a finales de los 70s también influyeron en que muchos académicos y científicos quisieran contribuir a la conservación de la naturaleza, algunos con una actitud de defensa al ver como sus áreas de estudio (especialmente en los trópicos) se iban reduciendo o incluso desapareciendo. Finalmente, la crisis de la extinción de especies (con unas elevadísimas tasas de desaparición previstas durante el presente siglo) también contribuyó a estimular la aparición de esta disciplina.

Tanto los gestores del medio ambiente como las personas que trabajan en zoológicos, jardines botánicos, o en fundaciones privadas, han jugado un importante papel en el desarrollo de la biología de la conservación, disciplina que no tendría mucho sentido si se estudiase de forma

‘aislada’ en el mundo académico. La interacción entre gestores y científicos es *crucial*, y es tan importante que los primeros se esfuercen en estar informados sobre los sistemas que están intentando conservar como que los segundos conozcan el manejo que se hace de las especies y hábitats que están estudiando. Además, la conservación de la naturaleza tiene que ser entendida desde una perspectiva *multidisciplinar*. La información obtenida por las diferentes disciplinas es complementaria y, por tanto, hay que darle la misma importancia a cada una si realmente queremos proteger los sistemas naturales, de los que los humanos forman parte integral. Por último, es imprescindible involucrar a los distintos actores sociales, como empresas, *stakeholders* (usuarios potenciales de los resultados, p.ej. consejerías de medio ambiente, organizaciones no gubernamentales) y a todos los ciudadanos en dicha conservación, compaginando los intereses de conservación con los diversos usos de territorio. Respecto a las áreas protegidas, por ejemplo, hay que intentar evitar que la gente viva de espaldas a ellas, considerándolas exclusivamente como áreas de ocio y recreo, como versiones silvestres de un parque zoológico o un jardín botánico, o como una forma de negocio.

¿Qué es lo que hay que conservar?

La conservación de la naturaleza no puede restringirse a la conservación de ‘parches’ de sistemas naturales. Sería ingenuo pensar que podemos preservar la biodiversidad de especies mediante la designación de reservas que actúan como pequeñas manchas de territorio natural rodeado de un entorno hostil. La naturaleza no entiende de barreras y consiste en una red de sistemas abiertos y dinámicos interconectados, donde están teniendo lugar muchos procesos ecológicos que pueden dejar de funcionar al pretender encerrarlos dentro de ‘valladas’. Partiendo de un planteamiento inicial en que primaba la conservación de ‘listados de especies’, el paradigma de la conservación ha ido cambiando hacia la preservación de hábitats en que éstas viven, las interacciones entre ellas y los procesos dinámicos que tienen lugar entre los componentes bióticos y abióticos del ecosistema. Para ello, es necesaria una información

mucho más profunda e integradora sobre las relaciones ecológicas entre especies, comunidades y ecosistemas, y es esta información la que puede servir al gestor a la hora de decidir las medidas más adecuadas en un determinado momento, o para diseñar modelos predictivos del funcionamiento del ecosistema en el futuro (Zamora 2001, 2002).

Nuestra cuenca mediterránea, en particular, es uno de los principales puntos calientes (*hot spots*) de la biodiversidad mundial (Myers 2000) y una de las regiones del planeta que ha sufrido la intervención humana desde más antiguo. Las altas densidades de población humana han provocado un fuerte impacto ya desde la antigüedad, inicialmente a través de la deforestación y el sobrepastoreo, y actualmente mediante la contaminación atmosférica, la introducción de especies exóticas e invasoras, y los vertidos agroquímicos, urbanos e industriales. La mayoría de los sistemas naturales menos alterados están restringidos a espacios protegidos. Dentro de los límites de estas áreas, existen sectores donde todavía se mantienen procesos ecológicos originales, aunque esta buena salud del ecosistema suele ser tan solo aparente: frecuentemente, las actividades humanas en las zonas circundantes (no protegidas) han hecho desaparecer totalmente elementos clave de la biota, como pueden ser algunas especies depredadoras, por lo que se da la paradoja de que la preservación de la estructura y función de estos ecosistemas suele requerir la intervención humana.

Por otro lado, algunos sistemas muy alterados y sometidos a explotación humana desde antiguo pueden haberse quedado sin la capacidad de recuperarse, en general por fenómenos de retroalimentación que bloquean la sucesión ecológica en una de sus etapas pioneras o ralentizan enormemente su evolución. En estos casos, los procesos de restauración del ecosistema son mucho más complicados, y a menudo requieren la aceleración activa de los mecanismos de sucesión, la eliminación de especies exóticas, la reintroducción de ciertas especies autóctonas y/o la recuperación de interacciones ecológicas que hayan desaparecido.

¿Qué servicio nos brindan los ecosistemas?

Los servicios del ecosistema son aquellas condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales, y las especies que los constituyen, sostienen y permiten la vida humana en el planeta (Daily 1997). Ellos mantienen la biodiversidad y la producción de bienes por los ecosistemas (como la madera, forraje, fibra natural, productos farmacéuticos, productos del mar, etc.). La extracción y el comercio de dichos bienes representan una parte muy importante de la economía humana. Además, los servicios del ecosistema incluyen procesos de gran importancia para el hombre, como la depuración del agua y el aire, la mitigación de inundaciones y sequías, la destoxificación y descomposición de residuos, el reciclaje de nutrientes y materia orgánica, el mantenimiento de la fertilidad del suelo, la regeneración de playas, la polinización de cultivos y vegetación natural, y la regeneración de la cubierta vegetal. Dichos servicios son generados a través de un complejo de ciclos naturales, promovidos por la energía solar y que hacen funcionar la biosfera. Estos ciclos operan a diferentes escalas (desde lo alto de la atmósfera hasta los sedimentos más profundos del océano) y a diferentes velocidades (p.ej., el ciclo biogeoquímico del carbono es varios órdenes de magnitud más rápido que el del fósforo).

La humanidad depende completamente de esos ciclos naturales para su propia existencia, y no tiene ni el conocimiento ni la habilidad de sustituir la gran mayoría de sus funciones. Por ejemplo, una fuerte interrupción del ciclo del carbón podría conllevar rápidos cambios climáticos que, a su vez, amenazarían tanto nuestra existencia como la de muchas otras especies. Durante mucho tiempo, la humanidad ha obtenido beneficios de esos ciclos naturales sin causar grandes alteraciones en dichos procesos. Actualmente, sin embargo, la influencia humana se extiende a todos los rincones de la Tierra y puede modificar las futuras condiciones de la biosfera. Por desgracia, los servicios que nos ofrece la naturaleza no son percibidos y valorados como merecen hasta que su disrupción o pérdida nos priva de ellos. Por ejemplo, la deforestación es la que ha revelado el crítico papel que ejercen los bosques en el ciclo hidrológico, mitigando inundaciones, sequías, o la erosión del suelo por el viento y la lluvia; el

vertido (accidental o deliberado) de sustancias tóxicas ha demostrado la naturaleza y valor de los procesos de biodegradación efectuados por una gran diversidad de microorganismos; y la destrucción de la capa de ozono ha hecho que valoremos el servicio que ésta nos ofrece, protegiéndonos de los perjudiciales rayos ultravioleta (Daily 1997).

La innovación tecnológica puede enmascarar temporalmente una reducción en el potencial que nuestro planeta tiene para sostener las actividades humanas. Sin embargo, la destrucción masiva y continuada de recursos fundamentales (como los suelos productivos, las pesquerías, los bosques maduros y la biodiversidad) provocarán que dichas actividades sean totalmente insostenibles a largo plazo. Por ello, es necesario un nivel de cooperación y de coordinación internacional sin precedentes, que coordine el establecimiento de políticas ambientales que promueva un desarrollo realmente *sostenible*. Aunque la comunidad científica está lejos todavía de entender completamente el funcionamiento de los ecosistemas y, por tanto, de conocer todos los servicios que nos ofrece la naturaleza, es imprescindible que se incorporen sus conocimientos a la toma de decisiones en política ambiental.

La gestión de los ecosistemas: enfoques adaptativos

La creciente demanda de espacio, productos y servicios de los ecosistemas, y la creciente conciencia de los límites a que dichos sistemas tienen para tolerar grados crecientes de estrés y mantenerse aún viables, nos han hecho darnos cuenta de que la gestión de dichos ecosistemas debe combinar la sostenibilidad intergeneracional y el mantenimiento de los servicios proporcionados por los ecosistemas como precondition a la producción de bienes (Christensen et al. 1996). Incluso los ecosistemas más intensamente manejados (como las tierras de cultivo, los sistemas de acuicultura en estuarios, o las plantaciones forestales) dependen para su sostenimiento de los ecosistemas seminaturales en que se insertan o intercalan. Aunque la sostenibilidad se ha convertido en un objetivo explícito de las políticas de muchos países, su implementación ha sido generalmente entorpecida por tres factores: las limitaciones en el

conocimiento de las características, funcionamiento y dinámica de los ecosistemas; el desajuste espacial y temporal entre las instituciones de gestión y las escalas a las que los ecosistemas operan e interactúan; y, por último, la opinión pública dominante, que sobreestima la capacidad de renovación de los recursos naturales a la vez que subestima el riesgo de dañar irreversiblemente los servicios suministrados por los ecosistemas (Christensen et al. 1996). Conforme avanza nuestro conocimiento de los sistemas ecológicos, nos hemos dado cuenta de su complejidad, su interconectividad y su carácter abierto, así como de las dificultades que conlleva la necesidad de manejarlos con un conocimiento aún muy incompleto.

El desafío de manejar de forma sostenible la intrincada e interconectada red de ecosistemas naturales, semi-naturales e intensivamente explotados, utilizando un conocimiento incompleto y en continua y rápida evolución, ha fomentado la emergencia de un conjunto de enfoques denominados colectivamente “gestión ecosistémica” o “gestión adaptativa de los ecosistemas”. La gestión adaptativa de los ecosistemas se centra en la sostenibilidad como objetivo central e intenta llevarlo a cabo mediante dos conjunto de herramientas:

1. un profundo entendimiento del funcionamiento de los ecosistemas, que acepte la complejidad como una de sus características intrínsecas, incorpore su interconectividad como un factor clave para entender su resiliencia y su capacidad de regeneración, reconozca su carácter dinámico y la multidimensionalidad de las escalas a las que operan, y reconozca el papel de los humanos como uno de sus componentes integrales; y
2. un compromiso con la adaptabilidad, la transparencia y la responsabilidad (Christensen et al. 1996)

Bajo este enfoque, cobra especial importancia la concepción de los objetivos de gestión como algo no enfocado exclusivamente en la consecución de resultados fijos, sino en términos de futuras trayectorias de cambio en aquellos componentes o procesos de los ecosistemas que

garantizan su sostenibilidad. Con esta perspectiva, incluso la extracción de recursos no renovables (como los recursos minerales) puede hacerse, en un contexto más amplio, de forma sostenible.

La importancia de la interfaz investigación-gestión: algunos ejemplos de las islas

Baleares

Como hemos enfatizado anteriormente, la gestión sostenible de los recursos naturales (o, en lenguaje más moderno, de los servicios y bienes proporcionados por los ecosistemas) requiere el manejo de sistemas ecológicos complejos utilizando conocimiento imperfecto, lo que exige el desarrollo de sistemas de decisión que sean adaptables, transparentes y responsables. El desarrollo de dichos sistemas representa, a nuestro entender, una piedra angular para la modernización de la gestión ambiental en todo el ámbito europeo. Por desgracia, es muy probable que encuentre una gran resistencia en los dos ámbitos involucrados: el académico y el técnico-político. Esta resistencia nace del tradicional desencuentro entre sus respectivas culturas institucionales, que hacen que los técnicos (poco afines a la incertidumbre y la exposición a la controversia pública) desconfíen de los investigadores, y que los investigadores (poco acostumbrados a ver sus conclusiones cuestionadas por consideraciones que ellos creen idiosincráticas, como la asignación de fondos, la oportunidad política o la viabilidad institucional) desconfíen de la esfera técnico-política.

En trabajos a escala europea hemos identificado esta confrontación de culturas como un problema generalizado (Kroll et al. 2003). En la Unión Europea, las distintas administraciones nacionales están implementando múltiples regulaciones ambientales y complejos sistemas de gestión. Sin embargo, el miedo al escrutinio público y a las críticas que se podrían derivar de éste está bloqueando la realización de evaluaciones imparciales de los logros y fracasos de dichas políticas. La situación ha empeorado en los últimos años, ya que el creciente control

político sobre la financiación de la investigación ha sido utilizado para encauzar la actividad investigadora hacia direcciones predeterminadas, al precio de restringir la innovación, el debate y la capacidad de crítica. Dado que la mayoría de los documentos políticos y legislativos abundan en referencias a la participación pública, la democratización, la adaptabilidad, la innovación y la interdisciplinariedad, parece lógico concluir que el problema radica en la cultura institucional subyacente más que en las intenciones de los gestores y políticos. La existencia de estos obstáculos es particularmente desafortunada, porque la implementación de esquemas de gestión adaptables y ambientalmente responsables va a requerir tanto grandes cambios institucionales, como significativas innovaciones en la interfaz entre investigadores, gestores y políticos. En los párrafos que siguen, presentaremos algunos casos en los que la superación de serios problemas ambientales y de conservación va a depender de forma particularmente crítica del funcionamiento de dicha interfaz.

Un nuevo factor de cambio global: la introducción de especies exóticas

La introducción de especies exóticas por parte de los humanos está causando grandes modificaciones en todos los ecosistemas del planeta. En particular, la introducción de especies que actúan como invasoras (esto es, aquellas con una capacidad de ocupar el espacio y monopolizar los recursos mayor que la de la biota nativa) representa actualmente la segunda causa principal de pérdida de biodiversidad, después de la pérdida de hábitat (Williamson 1999), y provoca grandes costes económicos para la sociedad. Desgraciadamente, este problema tenderá a aumentar en lugar de mitigarse, particularmente al combinarse con otros procesos de cambio global (como el cambio climático, la fragmentación del hábitat o la deposición de nitrógeno; Mooney & Hobbs 2000).

Los ecosistemas insulares son más susceptibles a los efectos de las invasiones biológicas, ya que albergan inusuales combinaciones de especies, que tienen además características poco

comunes en el continente (v.gr., la ausencia de defensas frente a depredadores o herbívoros) e interaccionan de modos muy particulares (fruto, a menudo, de trayectorias coevolutivas muy antiguas) (Traveset 1999, 2002; Riera et al. 2002). Las invasiones con efectos más negativos suelen ser las de gatos (*Felis catus*), asilvestrados, ya que representan un gran factor de mortalidad de especies (especialmente aves marinas que anidan en las islas; Nogales & Medina 1996), y las de roedores como ratas y conejos (Palmer & Pons 1996, 2001, Vitousek et al. 1987), ya que tienen una fecundidad especialmente alta y, además de ser herbívoras y (en el caso de las ratas) predatoras de semillas, afectan indirectamente a la vegetación y fauna al provocar el incremento en la erosión y el descenso en la fertilidad del suelo, favoreciendo a su vez la llegada de otras especies exóticas. Las ratas, en particular, han contribuido a la extinción de un gran número de especies animales, ya que se encuentran como especies invasoras en el 90% de los conjuntos insulares del mundo, y aunque el desarrollo de técnicas de erradicación (fundamentalmente en Nueva Zelanda) ha permitido su erradicación de islas cada vez mayores (hasta 11300 ha en Campbell Island, Nueva Zelanda), éstas no están exentas de riesgos (fundamentalmente el envenenamiento directo de especies nativas herbívoras y omnívoras, y el envenenamiento indirecto de los carnívoros y carroñeros que consumen las ratas envenenadas), particularmente en islas de gran tamaño y, por lo tanto, biológicamente complejas (v.gr. Donlan et al. 2003).

Todas las especies mencionadas en este párrafo están presentes en las islas Baleares, además de varios predadores introducidos desde la península, como la marta, la gineta y la comadreja (donde es probable que hayan contribuido a la extinción de varias poblaciones de la lagartija endémica *Podarcis lifordi*, desaparecida de Mallorca y Menorca, las dos islas de mayor tamaño y donde los carnívoros exóticos son más abundantes). La gestión de la fauna exótica en las islas está, por ello, plagada de dificultades, ya que la erradicación completa de las ratas y conejos de las islas de tamaño moderadamente grande parece hoy por hoy inviable, y la erradicación de los carnívoros existentes podría tener efectos en cascada que multiplicara

el efecto de las primeras. La cultura institucional tampoco favorece la búsqueda de soluciones, e incluso se producen situaciones irónicas, como el estatus de especie protegida de que goza la marta, a pesar de ser una especie exótica en las Baleares. Algunas de estas especies son objeto de un manejo relativamente intenso (v. gr. campañas de desratización en el archipiélago de Cabrera e islote de Sa Dragonera), mientras que otros permanecen, por ahora, relativamente ignoradas. En general, predomina la dispersión en las distintas iniciativas de erradicación y la falta de datos sobre su efectividad e impacto. La integración de esfuerzos de gestión y su engarzamiento con campañas simultáneas de investigación parece, bajo esta perspectiva, el mejor camino a seguir en el futuro.

En unas islas que carecían completamente de grandes herbívoros desde la extinción del artiodáctilo endémico *Myotragus balearicus*, con la llegada de los primeros humanos, resulta también preocupante la indiscriminada expansión y abundancia de cabras ferales (*Capra hircus*), asilvestradas de forma tan completa y exitosa que han empezado a considerarse un trofeo de caza mayor. En muchos lugares, su impacto se suma al de un segundo herbívoro exótico asilvestrado, la oveja (*Ovis aries*). Las cabras cimarronas han causado a menudo la destrucción y alteración de los ecosistemas insulares más sensibles, tienen devastadores efectos sobre la vegetación e importantes efectos indirectos sobre la fauna endémica, y en algunos casos (como el de las islas Galápagos) representan la principal fuente de amenaza para la flora endémica (Coblentz 1995). Sorprende sin embargo la total ausencia de datos sobre el impacto que todos ellos tienen sobre la vegetación nativa y la virtual ausencia de esquemas de gestión e investigación encaminados a minimizar su impacto sobre los ecosistemas insulares.

(INCLUIR AQUÍ LA FIGURA 1)

Las invasiones por especies vegetales también alcanzan proporciones preocupantes en las islas Baleares. El recién llegado se sorprenderá sin duda al comprobar que las abundantísimas flores amarillas que tapizan muchos de los campos de la isla a principios de primavera pertenecen a un especie exótica, *Oxalis pes-caprae*. Los ecosistemas costeros son los que sufren un riesgo

mayor de pérdida de biodiversidad a consecuencia de la invasión por especies exóticas, ya que son los más ricos en endemismos (el 35 % de las especies son endémicas) y, si bien albergan una cantidad moderada de especies exóticas (5 % del total de especies), están sometidos a una intensa perturbación antrópica, lo que aumenta tanto las tasas de invasión por dichas especies exóticas como el riesgo extinción de especies endémicas (Vilà y Muñoz 1999, Vilà y Pujadas 2001). Aunque algunas de las especies más agresivas, como la uña de gato (*Carpobrotus* spp.) son ya objeto de campañas de erradicación, resulta irónico observar como siguen siendo utilizadas en la plantación de taludes y rotondas – un ejemplo más de los obstáculos que la cultura institucional (anclada en la vieja disociación entre espacios naturales y espacios explotados o artificiales, que considera sistemas estancos) opone a la gestión integrada de los problemas ambientales.

Un efecto insidioso: la disrupción de mutualismos

Además de los efectos más evidentes a primera vista (como la predación sobre especies endémicas no defendidas), las especies invasoras pueden causar daños indirectos, por ejemplo a través de la disrupción de relaciones mutualistas entre especies insulares nativas o endémicas (Traveset 2002). Dada la pobreza en especies de los ecosistemas insulares, sobre todo en los estados iniciales de su colonización, es frecuente el establecimiento de relaciones de polinización y dispersión entre plantas y animales generalistas que normalmente no realizan esas funciones, como reptiles o aves paseriformes; Olesen y Jordano 2002). La llegada de especies invasoras, que al igual que aquellas que colonizan las islas en primer lugar tienden a ser típicamente generalistas, resulta en la utilización de los recursos bióticos disponibles (polinizadores y dispersores, en el caso de las plantas exóticas) y en potenciales fenómenos de competencia indirecta con la flora nativa y/o endémica.

Los casos más dramáticos se producen cuando la llegada de un predador o herbívoro exótico elimina una de las especies (de animal o planta) involucrada en dichas relaciones mutualistas.

En Baleares, la introducción de mustélidos ha sido probablemente la causa de la extinción de *Podarcis lilfordi* (Lacertidae) en las islas de mayor tamaño, Mallorca y Menorca (Alcover 1980). La desaparición de la lagartija balear ha supuesto la desaparición del principal (probablemente el único) dispersor de varias especies endémicas, como el arbusto *Daphne rodriguezii*, que cuenta en la actualidad con tan solo 7 poblaciones, de las que 6 están en severa regresión. La falta de dispersión de sus semillas en las poblaciones en la que lagartija está ausente es probablemente la causa de dicha regresión, que puede conducir a la extinción local en un futuro cercano. Además, y aunque el papel de las lagartijas como polinizadoras en estas islas no es muy importante, es probable que su desaparición haya supuesto un descenso importante en el éxito reproductivo de algunas especies, como *Euphorbia dendroides*. En la isla de Cabrera, por ejemplo, *P. lilfordi* es responsable de una fracción importante del cuajado de semillas de esta planta (Traveset y Sáez 1997).

En otros casos, la presencia de plantas exóticas puede provocar una competencia con las especies nativas por aquellos animales que las polinizan o dispersan sus frutos. En las islas Baleares, las uñas de gato (*Carpobrotus edulis*, *C. acinaciformis*) y las chumberas (*Opuntia* spp.) se cuentan entre las especies de plantas invasoras más abundantes y problemáticas. Las comunidades nativas incluyen varias especies que florecen sincrónicamente con las uñas de gato y las chumberas, por lo que la presencia de las especies exóticas mencionadas podría resultar en cambios en las redes locales de polinización y/o en fenómenos de competencia por polinizadores con el consecuente descenso en el desempeño de las especies nativas.

(INSERTAR AQUÍ LA FIGURA 2)

Las comunidades locales de polinizadores incluyen además una especie, la abeja común (*Apis mellifera*), que merece una mención especial, ya que se trata de una especie generalista originalmente exótica, aunque fue naturalizada en las islas Baleares desde hace más de 2000 años (J. Mayol, com. pers.). A pesar de estar presente en la fauna local de polinizadores desde muy antiguo, se trata de un elemento atípico en dicha comunidad por su inusual abundancia,

relativamente independiente de los factores del medio al estar determinada primordialmente por la actividad humana (actividades de apicultura). Dicha dependencia la convierte en un importante elemento de gestión. La optimización de dicha gestión se ve dificultada, sin embargo, por el papel dual de esta especie, que puede tener efectos positivos sobre la flora nativa al facilitar la polinización en un escenario global de pérdida de polinizadores (Cane & Tepedino, 2001), pero también puede contribuir al declive de algunas especies de polinizadores nativos o endémicos, perjudicar a algunas especies de plantas adaptadas a polinizadores especialistas específicos (Traveset & Santamaría, en prensa) y facilitar la polinización (y, por lo tanto, el establecimiento) de algunas especies de plantas exóticas (Traveset & Santamaría, en prensa). Tanto la importancia ecológica y económica de esta especie como la complejidad de sus efectos invitan a la convergencia de esfuerzos entre investigadores y gestores.

El precio del desarrollo: la degradación de los ecosistemas litorales

El extraordinario desarrollo de la economía balear en las últimas décadas ha estado ligado, sin duda alguna, al enorme auge de los sectores turístico y de la construcción. El precio ha sido una degradación avanzada de sus ecosistemas, ligada a su ocupación directa, la destrucción de la dinámica geomorfológica y la cubierta vegetal, y la sobreexplotación y contaminación de los recursos hídricos, procesos particularmente agudos en la franja litoral. Conforme aumentó su nivel de bienestar, la sociedad balear se hizo consciente del precio de dicho bienestar, y demandó la articulación de políticas que equilibraran los costes y beneficios de dicho desarrollo. Uno de los aspectos más destacados de dichas políticas ha sido la regulación del desarrollo urbanístico en las zonas más sensibles, y la creación de una red de espacios protegidos de extensión bastante generosa.

La designación de espacios protegidos es, sin embargo, tan solo uno de los instrumentos en los que puede apoyarse la gestión integrada del territorio. En el caso que nos ocupa, estas actuaciones han mejorado el nivel de conservación de los bosques y matorrales dunares, costeros y de interior, pero parecen haber tenido escasa incidencia en la conservación de las comunidades más afectadas por el turismo: las que se asientan en las playas y en la primera línea de dunas. Aunque escasean los estudios, los ejemplos de que disponemos presentan un panorama preocupante. En la isla de Mallorca, por ejemplo, la especie vegetal más típica de la primera línea dunar (*Cakile maritima*, presente en la franja costera de toda Europa) ha desaparecido de muchas de las playas (aunque aparecen individuos sueltos en bastantes de ellas, es raro encontrar grupos de individuos reproductores), en contraste con la ubicuidad y abundancia que se le atribuía en la Flora de Mallorca, publicada tan solo 25 años atrás (Bonafé, 1979). Otro ejemplo concierne las comunidades de insectos sabulícolas que ocupan suelos de primera línea de playa, que incluyen especies gravemente amenazadas como *Eurnebria complanata* (un carábido de talla media- grande, con varias citas muy antiguas y tan solo una contemporánea; Petitpierre & Palmer 1993), y grupos de especies en regresión (como los tenebriónidos de los géneros *Phaleria*, *Xanthomus* y *Erodius*, que incluyen muchas especies endémicas; M. Palmer, com.pers.). En todos estos casos, al impacto directo del turismo se suma el de las actividades de limpieza de playas, particularmente enérgicas debido a la abundante acumulación de detritus de *Posidonia* en muchas playas de la isla al final del invierno. Estas actividades alteran también los patrones de deposición de dicha materia orgánica, con importantes efectos potenciales sobre la dinámica de reclutamiento de especies dunares, la fertilidad y absorción de agua del suelo en los parches ocupados por la vegetación dunar (ya que ésta tiende a atrapar la materia orgánica) e incluso la dinámica sedimentológica en el frente dunar. Parece poco razonable esperar que la conservación de la biota que ocupa estas playas llegue a justificar la restricción de su uso turístico, por lo que resulta particularmente importante establecer un sistema de limpieza y gestión de playas que minimice

el impacto acumulado sobre ésta – una oportunidad más para la colaboración entre investigadores y gestores, con un espíritu interdisciplinar y adaptativo.

Bibliografía

Llibres:

Ferrà Pons, D. (1997): *Escrits sobre Llorenç Villalonga*, Universitat de les Illes Balears - Publicacions de l'Abadia de Montserrat, Palma.

• *Articles en publicació periòdica:*

Mateu, J. (1987): «L'autocrítica de la raó», *El Temps*, 1.

Mateu, J. (2000): «L'autocrítica de la raó», *Avui*, 30 de febrer, 1-2.

• *Dos autors*. El segon autor s'introdueix de forma directa, és a dir, es posa primer el nom i després el cognom.

Matamalas, L. A. i S. Boixaders (1966): *Periodisme i creació*, Descalç Edicions, Vic.

• *Més de dos autors*. El primer es posa tal com s'ha indicat, seguit de la fórmula «i altres»:

Servera, T. i altres (1999): *Intel·ligència i sensibilitat durant el primer terç del segle XVI*, Edicions 62, Barcelona.

Bonafé, F. (1979): *Flora de Mallorca*, Editorial Moll, Mallorca.

Cane, J.H. y V.J. Tepedino (2001): [Causes and Extent of Declines among Native North American Invertebrate Pollinators: Detection, Evidence, and Consequences](#). *Conservation Ecology, Special Issue on Pollinator Declines*, 5: 1. Disponible en:

<http://www.consecol.org/vol5/iss1/>

<http://www.consecol.org/vol5/iss1/>

Christensen, N.L., Bartuska, A.M., Brown, J.H., Carpenter, S., D'Antonio, C., Francis, R., Franklin, J.F., MacMahon, J.A., Noss, R.F., Parsons, D.J., Paterson, C.H., Turner, M.G. and R.G. Woodmansee (1996): The report of the Ecological Society of America committee on the scientific basis for ecosystem management. *Ecological Applications*, 6: 665-691.

Daily, G.C. (1997): *Nature's Services. Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press, 392 pp.

Donlan, C.J., Howald, G.R., Tershy, B.R. and D.A. Croll (2003): Evaluating alternative rodenticides for island conservation: roof rat eradication from the San Jorge Islands, México. *Biological Conservation*, 114: 29-34.

Kroll, A., Betlem, G., Brans, E., Getliffe, K., Groen, F., Santamaría, L., Lucas, M. and B.

López (2003): *Environmental Regulation of Mine Waters in the European Union. D4:*

European Policies in Relation to Mine Waters. Available at:

<http://www.minewater.net/ermite/Policy%20framework.htm>

Mooney, H.A. & R.J. Hobbs (2000) *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington DC, USA.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. da and J. Kents (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Nogales, M. and F. M. Medina (1996). A review of the diet of feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. *Z. Saugertierkunde*, 61:1-6.

- Olesen J.M. y P. Jordano (2002): Geographic patterns in plant-pollinator mutualistic networks. *Ecology*, 83: 2416-2424.
- Palmer, M. & G.X. Pons (1996): Diversity in Western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica*, 17: 297-305.
- Palmer, M. & G.X. Pons (2001): Predicting rat presence on small islands. *Ecography*, 24: 121-126.
- Petitpierre, E. & M. Palmer (1993): Noves aportacions a la fauna coleopterològica de les Illes Balears. *Boll. Soc. Hist. Nat. Balears*, 36: 77-82.
- Pimm, S. (1986): Community stability and structure. En: *Conservation Biology. The science of scarcity and diversity*. Soulé, M.E. Sinauer, USA.
- Riera, N., Traveset, A. y O. García (2002): Breakage of mutualisms by exotic species: the case of *Cneorum tricoccon* L. in the Balearic Islands (Western Mediterranean Sea). *Journal of Biogeography*, 29: 713-719.
- Soulé, M.E. (1986): *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Inc. Publ. Sunderland, USA, 584 pp.
- Traveset, A. (1999): La importancia de los mutualismos para la conservación de la biodiversidad en los ecosistemas insulares. *Revista Chilena de Historia Natural*, 72: 527-538.
- Traveset, A. (2002) Consecuencia de la ruptura de mutualismos planta-animal para la distribución de especies vegetales en las Islas Baleares. *Revista Chilena de Historia Natural*, 75: 117-126.
- Traveset, A. y Santamaría, L. (en prensa) Alteración de mutualismos planta-animal debido a la introducción de especies exóticas en ecosistemas insulares. En: *Ecología Insular*, Fernández-Palacios, J.M. (ed.). Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Vilà, M. y I. Muñoz (1999): Patterns and correlates of exotic and endemic plant taxa in the Balearic islands. *Ecologia Mediterranea*, 25: 153-161.

Vilà M. y J. Pujadas (2001): Land-use and socio-economic correlates of plant invasions in European and North African countries. *Biological Conservation* 100: 397-401.

Vitousek P.M., Lope L.L. y C.P. Stone (1987): Introduced species in Hawaii: biological effects and opportunities for ecological research. *Trends in Ecology and Evolution*, 2: 224-227.

Williamson, M. (1996) *Biological invasions*. Chapman & May, London, UK.

Zamora, R. (2001): Investigación y conservación en los espacios naturales protegidos del siglo XX1. *Quercus*, 181: 63-65.

Zamora, R. (2002): Los espacios protegidos necesitan una gestión activa. *Quercus*, 191: 64-65.

Pies de figura

Figura 1: Zona del puerto de la isla de Cabrera (Baleares), declarada Parque Nacional Marítimo-Terrestre desde 1991.

Figura 2a: Zona totalmente invadida (manchas rojizas) por *Carpobrotus acinaciformis* y *C. edulis* en el noreste de la isla de Menorca.

Figura 2b: Zona invadida por las especies invasoras *Carpobrotus acinaciformis* y *C. edulis*, entremezcladas con la vegetación nativa y en plena floración. Junto a ellas se aprecian varios individuos de otra especie exótica frecuente en el litoral balear, las pitas o agaves.



Fig.2a



Fig.2b