



CONSERVACIÓN DE ESPECIES EN ISLAS

Valentín Pérez-Mellado

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



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

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

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

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

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

Introducción

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

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

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

Extinción y factores de amenaza en especies insulares

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

Especies invasoras e islas

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

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

mariposa *Pseudaletia unipuncta* sin ningún éxito.

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

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

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

Efectos indirectos de las especies invasoras

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

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

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

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

Especies invasoras y especies introducidas

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

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

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

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



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

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

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

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

Interacciones en islas

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



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

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

Depredación

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

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

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



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

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

Otro marco de referencia

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

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

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

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

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

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

Agradecimientos:

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

Bibliografía

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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