

HERBÍVOROS EXÓTICOS DEL ARCHIPIÉLAGO DE CABRERA: BASES PARA UNA ESTRATEGIA DE GESTIÓN BASADA EN LA MINIMIZACIÓN DE IMPACTOS

LUIS SANTAMARÍA¹, ASIER R. LARRINAGA¹, LUCÍA LATORRE¹ Y JUANJO PERICÁS¹

RESUMEN

En este artículo se presenta un resumen de los resultados del proyecto HERBIMPACT, centrado en cuantificar el impacto de los herbívoros exóticos (rata negra, *Rattus rattus*, y conejo europeo, *Oryctolagus cuniculus*) sobre las comunidades vegetales de la Isla de Cabrera. Durante el período 2004-2006, el principal impacto de los herbívoros exóticos en las zonas de estudio (garriga y herbazal establecidos sobre cultivos abandonados hace varias décadas en el valle central de Cabrera) fue la reducción del reclutamiento de varias especies de matorral esclerófilo, al producirse tanto una mayor mortalidad de plántulas y juveniles, como una mayor depredación de semillas. Esta limitación del reclutamiento puede contribuir a explicar la extrema lentitud con la que se está produciendo la recolonización de dichas áreas de cultivo abandonado. Además, los roedores exóticos ejercen una considerable presión de depredación de semillas sobre el endemismo *Medicago citrina*. Estos efectos han sido medidos en un período en el que la abundancia de ratas y conejos era bastante baja en los dos hábitats estudiados, por lo que cabe esperar un incremento de este impacto si, a consecuencia de campañas de control de depredadores o de fluctuaciones ambientales, la densidad de los mismos aumenta (como ocurrió en la primavera de 2006). Nuestros resultados sugieren que se deberían analizar con cautela los riesgos y beneficios asociados a las campañas de control y erradicación de especies exóticas, para evitar que éstas incrementen, en lugar de reducir, los impactos sobre la fauna y flora nativa.

Palabras clave: Invasiones biológicas, *Rattus rattus*, *Oryctolagus cuniculus*, herbivoría, depredación de semillas, captura-marcaje-recaptura, gestión adaptativa.

SUMMARY

We present a summary of the main results of HERBIMPACT, a project aimed at quantifying the impact of exotic herbivores (black rat, *Rattus rattus*, and European rabbit, *Oryctolagus cuniculus*) on the plant communities of Cabrera National Park. During the study period (spring 2004 – autumn 2006), the main impact of exotic herbivores in the study sites (Mediterranean garriga and grassland on Cabrera's Central Valley abandoned farmland) was a reduction in the recruitment of several species of sclerophyllous shrubs, caused by increased seed predation and decreased seedling and sapling survival. Such recruitment limitation is consistent with the slow recovery of Cabrera's abandoned farmland. In addition, exotic herbivores exert a considerable seed predation pressure on endemic *Medicago citrina*, a species of high conservation value for the National Park. These impacts have been measured in a period of low rat and rabbit abundance, and they may underestimate the potential impact of these species if abundances of these two species increase (as observed during the spring of 2006) following the current campaign of exotic

¹ Departamento de Recursos Naturales, Instituto Mediterráneo de Estudios Avanzados, C/ Miquèl Marqués 21, 07190 Esporles, Islas Baleares. Correo electrónico : luis.santamaria@uib.es

predator eradication or due to environmental fluctuations (e.g. in rainfall). Our results suggest that eradication of exotic species in National Parks should be based on a careful examination of the benefits and risks associated to the application of the various methods available to the different exotic species, to avoid unwanted impacts on native fauna and flora.

Keywords: Biological invasions, *Rattus rattus*, *Oryctolagus cuniculus*, herbivory, seed predation, capture-mark-recapture, adaptive management.

INTRODUCCIÓN

Las invasiones biológicas son fenómenos que están ocurriendo a gran escala y representan actualmente la segunda mayor causa de pérdida de biodiversidad del planeta (WILLIAMSON 1996). Los ecosistemas insulares son más susceptibles a los efectos de dichas introducciones, debido principalmente a su relativa pobreza en especies y a las particularidades de su biota, que difiere significativamente del continente y a menudo ha evolucionado en ausencia de presiones de depredación y competencia (TRAVERSESET & SANTAMARIA 2004). En estos ecosistemas, las invasiones con efectos más negativos suelen ser las de gatos (*Felis catus*), 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 (VITOUSEK 2001), que por su elevada fecundidad y amplia dieta suelen tener fuertes impactos directos (depredación) e indirectos (mediados por el incremento en la erosión y el descenso en la fertilidad del suelo) sobre la fauna y vegetación insular.

Además de causar importantes modificaciones en los ecosistemas, interaccionando con otros factores de cambio global, las invasiones biológicas representan a menudo enormes costes económicos para la sociedad (MOONEY & HOBBS 2000). Las respuestas incluyen diferentes medidas encaminadas a contener, controlar o erradicar a las especies invasoras (MYERS *et al.* 2000). Dado que el control, que busca reducir la abundancia de la especie invasora, y la contención, que busca limitar su expansión a otras áreas, requieren inversiones de tiempo, equipamiento y dinero por tiempo indefinido, la erradicación se considera el mejor enfoque en todas las situaciones en que esta sea viable (ZAVALETA *et al.* 2001).

Aunque las erradicaciones exitosas requieren a menudo un importante esfuerzo de investigación previo, una preparación cuidadosa y una considerable inversión a corto plazo (p.ej. TAYLOR & THOMAS 1989, MCCLELLAND 2002, THOMAS & TAYLOR 2002), y en la mayoría de los casos resulten en efectos negativos sobre otras especies (MYERS *et al.* 2000), suelen tener resultados espectaculares sobre la recuperación de los ecosistemas y las especies nativas. Los ejemplos más exitosos involucran a menudo invasiones locales o en islas de pequeño tamaño, y varios de ellos incluyen la eliminación de poblaciones insulares de herbívoros como la cabra, el conejo y varias especies de ratas y ratones (ALGAR *et al.* 2002, ALLEN *et al.* 1994, BURBIDGE & MORRIS 2002, ZAVALETA *et al.* 2001, WHITWORTH *et al.* 2005). Sin embargo, también hay numerosos casos de erradicaciones fallidas, tanto por no haberse conseguido la eliminación total de la especie invasora (p.ej. BURBIDGE & MORRIS 2002, MICOL & JOUVENTIN 2002) como por haber resultado ésta en la aparición de efectos indeseados no previstos con antelación (revisados en MYERS *et al.* 2000 y en ZAVALETA *et al.* 2001). Sin una planificación cuidadosa, incluso aquellas campañas de erradicación que resultan en la eliminación local de la especie invasora pueden provocar problemas inesperados, ligados tanto al método de control elegido (p.ej., el envenenamiento de especies nativas y la transferencia de venenos a la cadena trófica; EASON & SPURR 1995, OGILVIE *et al.* 1997, DOWDING *et al.* 1999, STEPHENSON *et al.* 1999, DAVIDSON & ARMSTRONG 2002, MORRIS 2002, HOARE & HARE 2006), como a la falta de continuidad en la erradicación (necesaria para controlar las posibles re-invasiones, THOMAS & TAYLOR 2002, ORUETA *et al.* 2005), la inadecuada gestión del ecosistema tras ésta (ya que, cuando han

sido muy alterados por la especie invasora, los ecosistemas locales pueden ser incapaces de recuperarse sin medidas de restauración adicionales), la facilitación de otras especies invasoras y la exacerbación de sus efectos por las técnicas de erradicación (ZAVALETA *et al.* 2001). Por ejemplo, la eliminación de la población invasora de gatos en la isla de Macquarie (Tasmania) contribuyó a provocar el aumento en la abundancia de conejos que, al eliminar la vegetación nativa, provocan la desestabilización de los suelos y el aumento de la erosión, y están acabando con las zonas de anidamiento de varias especies de albatros (MILLER 2007).

Estos casos sugieren que, para mejorar los resultados de las campañas de control y erradicación de especies invasoras, es necesario incorporar enfoques más refinados e integrales, que consideren las interrelaciones entre especies y, en lugar de reducir el problema a la aplicación automática de técnicas de control de fauna o flora indeseada, lo encuadren en el contexto del ecosistema que se pretende manejar o restaurar. Este enfoque debe incluir dos fases que a menudo se descuidan en la práctica: la evaluación cuidadosa de la situación previa a la erradicación, con el fin de ajustar las técnicas de eliminación y de prevenir la generación de efectos indeseados; y la cuantificación detallada de los efectos de la erradicación, tanto en la especie invasora de interés como en el ecosistema invadido (ZAVALETA *et al.* 2001, THOMAS & TAYLOR 2002). Siempre que sea posible, los proyectos de control o erradicación deben ser adaptativos (esto es, deben considerarse como experimentos ecológicos en los que la adición y sustracción de especies pueden revelar procesos ecológicos desconocidos, que nos permitirán corregir o ajustar la aplicación de subsecuentes medidas de gestión; MYERS *et al.* 2000, TOWNS & BROOME 2003), estratégicos y participativos (esto es, integrados en estrategias de conservación y restauración que incluyan e involucren a la sociedad local; TERSHY *et al.* 2002, TOWNS & BROOME 2003).

El problema es particularmente complejo cuando están involucradas múltiples especies invasoras relacionadas mediante interacciones trófi-

cas, como plantas y herbívoros o predadores y presas. En el primer caso, puede ocurrir que la eliminación de un herbívoro invasor desencadene la expansión de una o varias plantas invasoras que se mantenían en bajo número, controladas por éste (ZAVALETA *et al.* 2001). En el segundo caso, la eliminación del predador invasor resulta a menudo en la liberación del control ejercido sobre la presa invasora (*liberación del mesopredador*) y, si ésta consume a su vez especies nativas, la erradicación puede acabar teniendo efectos negativos (directos o indirectos) sobre dichas especies nativas (COURCHAMP *et al.* 1999a). Por otro lado, la erradicación de la presa invasora puede forzar al predador invasor, que atravesará una fase transitoria de abundancia excesiva, a concentrarse en presas nativas alternativas, con consecuencias negativas para éstas (MURPHY & BRADFIELD 1992, NORBURY 2001). La inacción también puede ser desaconsejable, particularmente en aquellos casos en que la coexistencia de predadores y presas invasoras resulta en impactos aún mayores sobre las presas nativas debido al fenómeno de hiperpredación: la disponibilidad de presas invasoras permite sostener poblaciones mayores de predadores invasores, incrementando su consumo de especies nativas que, en ausencia de la presa exótica, serían incapaces de sostener a la población de predadores exóticos (COURCHAMP *et al.* 1999b, 2000). Este fenómeno puede estar también mediado por la facilitación entre especies exóticas: por ejemplo, la disponibilidad de cadáveres de conejo puede ayudar a mantener poblaciones abundantes de ratas durante las épocas desfavorables, incrementando su impacto sobre otras especies (como las aves marinas; IMBER *et al.* 2000). La mayoría de los ejemplos clásicos de efectos indeseados causados por interacciones complejas entre predador y presa (p.ej. en ZAVALETA *et al.* 2001) involucran roedores invasores (ratas, ratones o conejos) y sus predadores invasores (a menudo gatos, que consumen estas especies invasoras en numerosas islas; FITZGERALD 1988) en ecosistemas insulares en que no existían predadores nativos.

En este artículo, presentamos un resumen de los resultados del proyecto HERBIMPACT, centra-

do en evaluar el impacto de los herbívoros exóticos del Parque Nacional Archipiélago de Cabrera sobre la vegetación nativa y, en particular, sobre el endemismo micro-areal *Medicago citrina*. El proyecto tenía como objetivo contribuir al desarrollo de una estrategia integrada y adaptativa de control de los mamíferos invasores de este Parque Nacional, enfocada tanto a coordinar los diferentes programas de control y erradicación de especies exóticas que se estaban desarrollando en las diferentes islas e islotes del Parque Nacional, como a establecer las necesidades de estudios detallados previos y programas de seguimiento y evaluación. Considerábamos que el desarrollo de una estrategia de estas características representaba una oportunidad única de aprender de dichas acciones de gestión, capitalizando sus éxitos (como argumentan THOMAS & TAYLOR 2002), y de facilitar una respuesta adecuada a los potenciales efectos contraintuitivos o indeseados. En el momento de iniciarse el proyecto, la administración del Parque Nacional había controlado o erradicado con éxito las poblaciones asilvestradas de cabra y oveja en la isla de Cabrera, y las poblaciones de rata negra (*Rattus rattus*) en varios islotes, aunque la falta de datos impedía evaluar el efecto de estas erradicaciones. Además, durante la última década, se estaban realizando en la isla de Cabrera varios programas de control de rata negra (mediante cebado con bromadiolona) y erradicación de gato y gineta (mediante trampas) (MAGGIULLI 2000, MCMINN & RODRÍGUEZ 2003).

La situación de la isla de Cabrera, en la que se centró el proyecto, es particularmente compleja, ya que en ella coexisten al menos cuatro mamíferos invasores (un predador, el gato asilvestrado *Felis sylvestris* f. *catus*; un herbívoro, el conejo europeo *O. cuniculus*; y dos omnívoros generalistas, la rata negra *R. rattus*, y el ratón doméstico, *Mus musculus*) y dos especies alóctonas en Baleares pero amenazadas o protegidas en la península (la gineta, *Genetta genetta*, y el erizo moruno, *Erinaceus algirus*). Algunas de estas especies invasoras tienen efectos demostrados sobre la fauna y flora nativa en Baleares y otras islas del Mediterráneo: la rata negra reduce la diversidad de tenebriónidos endémicos

(PALMER & PONS 1996) y la abundancia de algunas aves marinas, pudiendo causar extinciones locales en islas de pequeño tamaño (MARTIN *et al.* 2000); los resultados de campañas de control de ratas en zonas de anidamiento de aves marinas (p.ej. la pardela cenicienta, *Calonectris diomedea*; IGUAL *et al.* 2006) indican que estas responden positivamente a dicho control, aunque los resultados varían entre colonias de cría; hay evidencia observacional e indirecta de daños por gato en algunas poblaciones de aves marinas amenazadas (como la pardela balear, *Puffinus mauretanicus*; RODRÍGUEZ & MCMINN 2002, RUIZ & MARTÍ 2004); el análisis de la dieta desveló que la gineta depreda de forma importante sobre la lagartija endémica *Podarcis lilfordi*, aunque también consume una cantidad apreciable de ratas (ALCOVER 1993); la restricción de la distribución actual de *Medicago citrina* se ha atribuido al impacto de la herbivoría por cabra (RITA & BIILONI 1993) y por conejo (JUAN *et al.* 2004); y tanto la rata como el conejo dispersan las semillas de la agresiva planta invasora *Carpobrotus affine acinaciformis*, presente en la isla de Cabrera (BOURGEOIS *et al.* 2005). El PRUG del Parque Nacional (BOE n° 69, de 22/3/1995) incluye específicamente, dentro de los objetivos de gestión de la flora y fauna, la “eliminación mediante técnicas selectivas y previo estudio del impacto sobre el ecosistema de las especies domésticas asilvestradas o introducidas perjudiciales, especialmente de gatos, ratas y ratones” y el “seguimiento y control de *Genetta genetta*”.

Por desgracia, la ausencia de datos sobre el tamaño de las poblaciones, distribución y tamaño de territorio del gato y la gineta en Cabrera, o sobre el grado de control que ejercen sobre los roedores exóticos, dificulta la estima del impacto directo o indirecto de este conjunto de especies invasoras sobre los elementos de la fauna del parque que representan en este momento el objetivo prioritario de conservación (principalmente dos especies de aves marinas amenazadas, la pardela balear y la pardela cenicienta, y un reptil endémico, la lagartija balear). Además, el veneno utilizado para la erradicación de la rata negra, la bromadiolona (un anticoagulante de segunda generación), representa un riesgo

considerable para la fauna de mamíferos y aves, tanto por ingestión accidental como por ingestión secundaria (BERNY *et al.* 1997, SHORE *et al.* 1999, 2001, FOURNIER-CHAMBRILLON *et al.* 2004, US-EPA 2004, GIRAUDOUX *et al.* 2006), y su uso en programas de control de baja intensidad incrementa el riesgo de ingestión secundaria por fauna nativa y de aparición de individuos resistentes que dificulten futuros programas de erradicación (QUY 1995, THOMAS & TAYLOR 2002, ORUETA & ARANDA 2001). Aunque no hay datos publicados sobre su efecto sobre la lagartija balear, observaciones ocasionales con otros reptiles indican el consumo en campo de rodenticidas de segunda generación (para dos especies de geocos de Nueva Zelanda; HOARE & HARE 2006) y las consecuencias letales de dicha ingestión (para una especie de eslizón de las islas Mauricio; EASON & SPURR 1995).

Las características de las poblaciones de roedores invasores del Archipiélago de Cabrera hacen que su erradicación total sea factible en islotes aislados y de pequeño tamaño, pero extremadamente costosa o inviable en islas o islotes de gran tamaño (como la isla de Cabrera) y en islotes pequeños en la vecindad de estos últimos. Por ello, consideramos que las estrategias óptimas de mitigación del impacto de dichas especies serán aquellas que combinen la evaluación de su efecto sobre los ecosistemas insulares con un análisis de las posibilidades y los costes de las campañas de erradicación o control. Nuestra contribución a esta estrategia es una evaluación de la abundancia de dichos roedores y su efecto sobre la vegetación en la isla de Cabrera, y la creación de una infraestructura experimental (cercados de exclusión) que permita el seguimiento de estos efectos a largo plazo en esta isla, con objeto de evaluar el efecto de la variación interanual (p.ej. en precipitación) y las consecuencias de las medidas de gestión presentes y futuras.

MATERIAL Y MÉTODOS

El impacto de la herbivoría en la composición y reclutamiento de la vegetación dominante se

evaluó utilizando cercados de exclusión situados en los dos tipos de vegetación considerados más sensibles a estos impactos: las zonas de garriga y herbazal que recolonizan respectivamente las laderas laterales y el fondo del valle central desde el abandono de sus cultivos hace aproximadamente cuatro o cinco décadas. Dentro de esas áreas, dominadas respectivamente por matorral esclerófilo abierto y vegetación herbácea, se eligieron zonas con vegetación y topografía homogénea y se asignaron aleatoriamente a dos tipos de cercados de exclusión (exclusión de conejo, mediante mallas de 5x10 cm de luz, y de conejo y rata, mediante malla de 2 cm de luz complementada con medidas de control de rata en su interior) y zonas control (sin cercar). Los cercados, de 10 x 10 m de superficie con objeto de recoger la gran heterogeneidad observada en la vegetación de las áreas seleccionadas, se distribuyeron en cuatro bloques de 9 cercados utilizando un diseño en bloques anidados, que consta de los siguientes niveles:

1. dos tipos de vegetación (matorral esclerófilo y vegetación herbácea);
2. para cada tipo de vegetación, dos localidades independientes (playa y fondo de valle) que difieren en la cercanía al mar y el grado de influencia humana (disponibilidad de alimento y medidas de control de roedores mediante veneno);
3. para cada localidad y tipo de vegetación, nueve cuadrados dispuestos en tres filas paralelas a la pendiente, con un cercado de cada tipo y un cuadrado control por fila.

Los cercados, contruidos por la empresa Tragsa, se yerguen 1 m sobre el suelo y fueron enterrados 20-30 cm, el máximo permitido por el tipo de terreno en que se asientan. En las zonas de sustrato rocoso superficial, la parte inferior de la malla se recubrió además con piedras. Los cercados de rata+conejo fueron trampeados con 4-8 trampas de ballesta durante los primeros meses y, tras comprobar la presencia ocasional de ratas dentro de los cercados, se controló su presencia mediante la presencia permanente de

cubos cebados con veneno, con un diseño idéntico al utilizado para el control de roedores en las islas de Conejera y Cabrera.

Con el fin de estimar el efecto de la variación espacio-temporal en la abundancia de herbívoros exóticos sobre los impactos observados en las zonas control y de exclusión, se obtuvieron estimas de la abundancia de población de rata y conejo en estas zonas utilizando métodos de captura-marcaje-recaptura. Los animales fueron capturados utilizando retículas separadas de trampas Tomahawk para conejo y para rata, situadas respectivamente a intervalos de 30 y de 20 m. Los animales capturados fueron sexados, pesados, marcados de forma permanente y liberados. Se realizaron cuatro campañas de muestreo anuales, durante el período de mayor actividad de los herbívoros, entre septiembre de 2004 y junio de 2006.

En los cercados y zonas control se obtuvieron estimas no destructivas de la abundancia, composición y diversidad de la vegetación dentro de los cercados con periodicidad bienal. Para ello, se muestreó por separado la vegetación herbácea (anual) y la leñosa (perenne), utilizando métodos basados en el "point-intercept method" pero ajustados a la diferente escala espacial que caracteriza a ambas. La vegetación anual se muestreó mediante tres cuadrados de 50x50 cm situados aleatoriamente en cada cercado y zona control, en los que se registró la identidad de las especies presentes en una retícula con 5 cm de equidistancia entre puntos. La vegetación perenne se muestreó en el cuadrante completo de 10x10 m, registrando la identidad y altura de las diferentes especies en la proyección vertical en una retícula con 1 m de equidistancia entre puntos. Tras un muestreo previo en mayo de 2004, inmediatamente tras la instalación de los cercados, la campaña de seguimiento se inició en mayo de 2005.

Con objeto de estimar las tasas de reclutamiento y supervivencia de plántulas de las especies más abundantes del matorral esclerófilo dominante en los cercados, se obtuvieron estimas anuales de la supervivencia de individuos reproductivos, juveniles (no reproductivos), brinzales

(*saplings*) y plántulas (*seedlings*) situados en los cercados de exclusión y zonas control. Para ello, procedimos al marcaje de un total de más de 1.600 individuos en dichas zonas (40-60 plantas/plántulas por cercado) durante la primavera de 2004, que se complementó con el marcaje de plántulas nuevas de las cohortes de 2005 y 2006. Durante el marcaje, se registró el tamaño (altura máxima y número de hojas) de cada individuo. La primera medida de supervivencia y tamaño se realizó en otoño de 2004, y se completaron con medidas subsecuentes en primavera de 2005 y 2006.

Las tasas de depredación de semillas de las especies más abundantes del matorral esclerófilo dominante en los cercados de exclusión y zonas control, se estimaron a partir de experimentos de oferta iniciados en otoño de 2004. Para ello, procedimos a la colocación de 144 bandejas de oferta de semillas, correspondientes a una combinación factorial de 3 especies de estudio (lentisco, sabina y acebuché), 4 tratamientos (depredación restringida a roedores, a aves y a hormigas, o abierta a todos ellos), 4 bloques de cercados (2 tipos de vegetación x 2 localidades) y 3 replicas por bloque (correspondientes a las filas de cercados, perpendiculares a la pendiente). Cada bandeja contenía 10 semillas pesadas y monitoreadas individualmente, lo que hace un total de 1.440 semillas para todo el experimento. Para excluir el acceso a las semillas de las hormigas éstas se adhirieron a la bandeja, para excluir el acceso de las ratas la bandeja se situó dentro del cercado de exclusión de rata y para excluir el acceso de las aves las bandejas se situaron en el interior de pequeños túneles de malla. Las bandejas se instalaron en noviembre de 2004, y la supervivencia de semillas fue registrada durante el invierno, primavera y verano de 2005.

Finalmente, con objeto de estimar el impacto de la herbivoría y la depredación de semillas sobre el endemismo micro-areal *Medicago citrina*, se realizaron dos experimentos de campo:

1. Depredación de semillas: Con el fin de obtener estimas de la depredación de semillas, se realizaron experimentos de oferta dentro

y fuera de los cercados de exclusión de rata. El experimento se inició en otoño de 2005, mediante la oferta de 720 semillas (36 bandejas x 20 semillas por bandeja), correspondientes a 3 tratamientos (exclusión de ratas; depredación sólo por ratones, esto es, exclusión de ratas, aves y hormigas; y control, abierto a todos los predadores de semillas), 4 bloques de cercado (2 tipos de vegetación x 2 localidades) y 3 replicas por bloque (correspondientes a las filas de cercados, perpendiculares a la pendiente). Las bandejas se instalaron en octubre de 2005, y la depredación de semillas fue registrada durante el invierno, primavera y verano de 2006.

2. Germinación y herbivoría sobre plántulas: Esta tarea consistió en la plantación de 20 semillas en cada cercado de exclusión y área control, con el fin de evaluar las tasas de germinación en las cuatro localidades de estudio y el impacto de la herbivoría sobre la supervivencia de las plántulas. Las semillas se plantaron directamente en el campo, en 20 posiciones marcadas bajo una rejilla metálica de 20x20 cm., instalada para proteger las semillas de la depredación por roedores. Las semillas, obtenidas de plantas originales de Cabrera cultivadas en el Jardín Botánico de Sóller, se plantaron en octubre de 2005 y su germinación y supervivencia han sido registrados mensualmente (siempre que el acceso por mar lo permitía) hasta el otoño de 2006.

RESULTADOS

El análisis de la cobertura y diversidad de herbáceas y leñosas medidas al inicio del experimento indicó que no había diferencias entre tratamientos, esto es, sesgos introducidos por la situación inicial o el proceso de construcción de los cercados. Un año después, en la primavera de 2005, no habían aparecido aún diferencias significativas entre tratamientos. En la escala de tiempo analizada, por lo tanto, la herbivoría por rata y conejo no parece tener efectos importantes

sobre la vegetación herbácea y leñosa de las zonas de estudio.

Las ocho campañas de captura-marcaje-recaptura revelaron que la abundancia de roedores exóticos es relativamente baja, con densidades de rata inferiores a 12 individuos/ha, muy inferior a las detectadas en otros islotes mediterráneos (p.ej. unos 50 individuos/ha en Dragonera y Conejera, ALCOVER 1993) y por debajo de las de otras islas españolas (p.ej. 12-15 individuos/ha en el P.N. de Islas Atlánticas; LARRINAGA, datos inéditos). La abundancia de rata fue mayor en la localidad de garriga en fondo de valle (Cuatro Cuarteradas) y experimenta una fuerte subida en todas las retículas de trampeo durante la primavera de 2006. En Cuatro Cuarteradas, la mayor abundancia de ratas permite observar un ciclo anual con picos en otoño-primavera y valles en verano. En las otras áreas de trampeo, estos picos son más variables.

La abundancia de conejo en las retículas de estudio también fue bastante baja, con índices promedio de 2 a 17 capturas/campaña (las campañas duraron 3 días, con 96 trampas/día). El bajo número de capturas nos impide proporcionar estimas de la abundancia o densidad de esta especie. El número de capturas por unidad de esfuerzo indica, sin embargo, que éstas fueron considerablemente más abundantes en Cuatro Cuarteradas (garriga en fondo de valle), aunque la fuerte subida que experimenta la población en las otras localidades durante la primavera de 2006 resulta en índices comparables de captura por unidad de esfuerzo. Las capturas muestran un pico en primavera y caen tras el verano.

Estos datos indican que el impacto de los herbívoros exóticos, que se presenta a continuación, ha sido medido en un período en que las abundancias de rata y conejo eran relativamente bajas. De mantenerse, la fuerte subida en la población de ratas y conejos augura una intensificación de estos impactos. Esta subida podría ser consecuencia de la campaña de erradicación de carnívoros exóticos (gato y gineta) llevada a cabo en Cabrera, aunque también podrían haber influido otros factores (p.ej. una mayor disponi-

bilidad de recursos, siendo este un aspecto que requiere una mayor atención futura).

El seguimiento de las cohortes de plántulas y brinzales de varias especies de matorral esclerófilo reveló que la exclusión de herbívoros resulta en un marcado incremento en su supervivencia. Entre las seis especies más abundantes, encontramos efectos positivos de la exclusión de herbívoros exóticos en cuatro de ellas (*Cistus monspeliensis*, *Phyllirea angustifolia*, *Pistacia lentiscus* y el endemismo balear *Rhamnus ludovicii-salvatore*), mientras que *Olea europea* y *Juniperus* sp. (la distinción de plántulas y juveniles de *J. sabina* y *J. oxycedrus* no se consideró fiable, dada su gran plasticidad en la morfología foliar) no se vieron

afectadas (Fig.1). En tres de las cuatro especies afectadas, las exclusiones revelaron que el impacto principal (un aumento del 40 al 60 % de la supervivencia) se debía al efecto del conejo, mientras que para *C. monspeliensis* (presente casi exclusivamente en Cuatro Cuarteradas), la exclusión de rata sumó sus efectos a la de conejo (con aumentos del 70% y el 40% de la supervivencia, respectivamente).

El seguimiento de las semillas ofertadas en bandejas de depredación reveló que ésta fue moderadamente elevada (40 al 70%) en los tratamientos de control (depredación por ratas, aves y hormigas). Las semillas de sabina y acebuche sufrieron pérdidas muy moderadas por cada

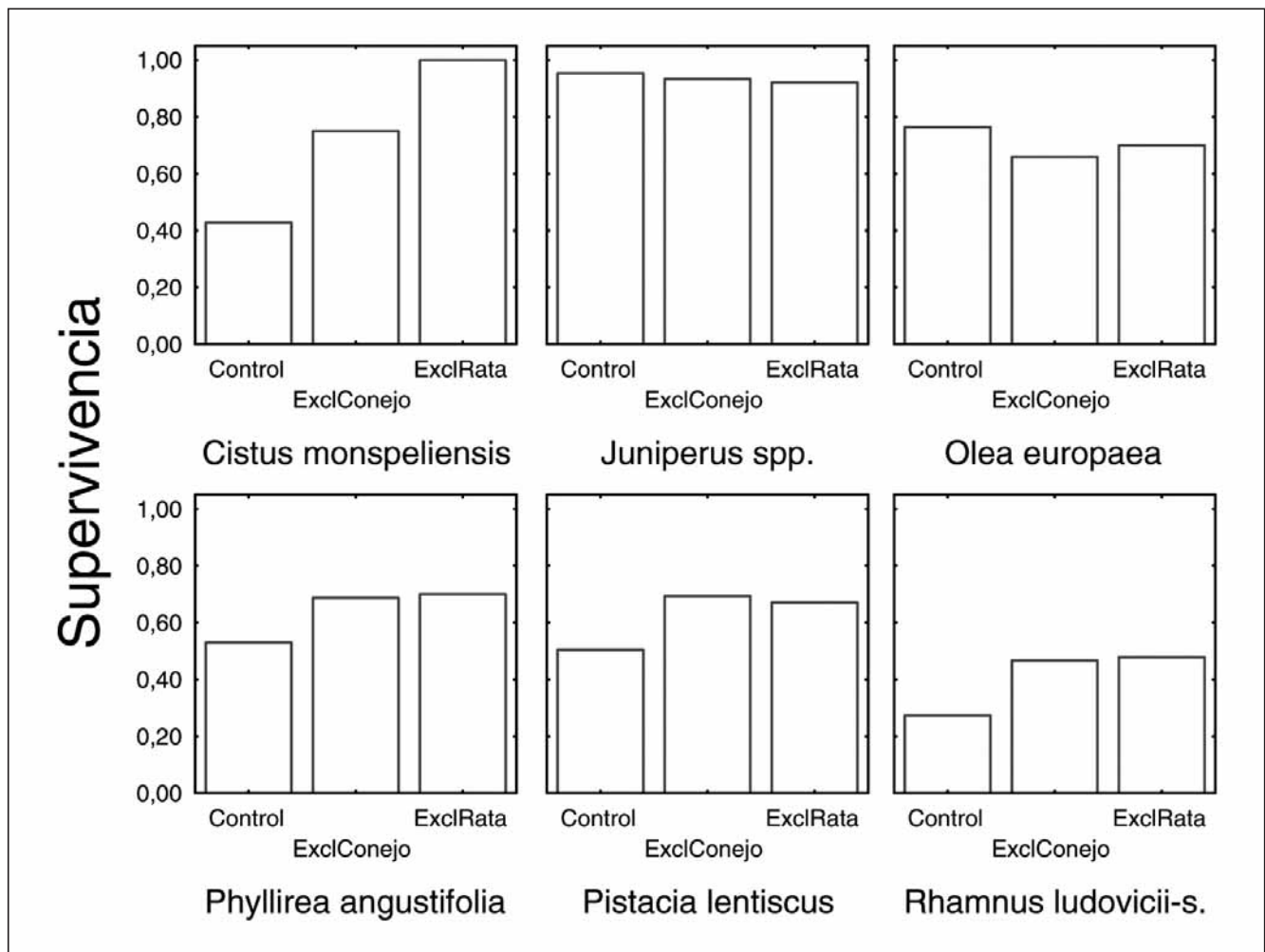


Figura 1: Efecto de la exclusión de herbívoros exóticos sobre la supervivencia de plántulas y brinzales de varias especies de matorral esclerófilo, para un período de seguimiento de 2 años. En cuatro de las seis especies, la exclusión de herbívoros resultó en un incremento en la supervivencia. "ExclRata" indica el tratamiento de exclusión de conejo y rata.

Figure 1: Effect of exotic herbivores' exclusion on the 2 years, seedling+sapling survival of several species of sclerophyllous shrubs. In four out of six species, exclusion of exotic herbivores resulted in increased survival. "ExclRata" indicates exclusions of rats and rabbits.

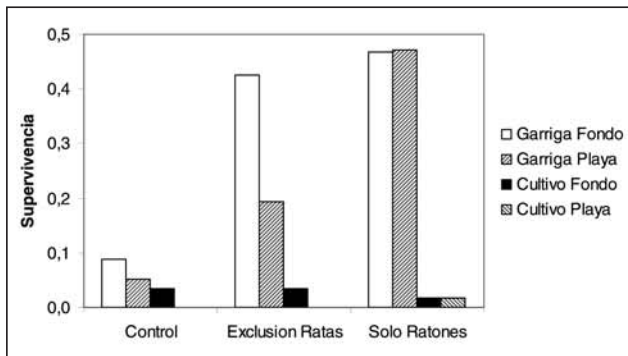


Figura 2: Supervivencia de semillas de *Medicago citrina* a la depredación en los bloques experimentales. Se indica la supervivencia sobre un total de 60 semillas sembradas en cada tratamiento y bloque, para un período de 1 año.

Figure 2: Survival of *Medicago citrina* seeds to prestatation by native fauna, rats and/on mice. Bars indicate 1-year survival rates (N= 3 trays, each with 20 seeds, per treatment and block). "Sólo Ratonos" indicates exclosures allowing solely for mice predation (i. e. birds, rats and ant excluded).

uno de los depredadores individuales. Las semillas de lentisco sufrieron tasas de depredación muy elevadas tanto por ratas como por pájaros, indicando una limitación severa del reclutamiento en las zonas de cultivo abandonado.

El seguimiento de las semillas del endemismo micro-areal *Medicago citrina* reveló que su depredación fue muy elevada en los tratamientos de control (depredación por ratas, ratones y especies nativas), pero se redujo mucho en las zonas de garriga al excluir las ratas (Figura 2). Además, la depredación por ratones fue muy elevada en las localidades de herbazal, pero muy moderada en las de garriga abierta. La esperanza de vida de las semillas depredadas (número de días transcurridos hasta el evento de depredación) se duplicó en las exclusiones de rata, sobrepasando el período en el que se detectaron la mayoría de las germinaciones de las semillas plantadas (ver debajo), confirmando la importancia que la depredación por estos roedores podría tener sobre el reclutamiento de esta especie en Cabrera.

La germinación de *Medicago citrina* fue muy escasa y se produjo casi exclusivamente en los bloques de garriga, hecho probablemente relacionado con una inhibición de la germinación por el denso estrato herbáceo que ocupa las áreas de cultivo abandonado en las partes más bajas del valle central. Es importante resaltar

que el hábitat más adecuado para la germinación de *M. citrina* en este estudio, la garriga abierta sobre cultivo abandonado, ha sido dónde se ha encontrado un mayor efecto de la depredación de semillas por rata.

DISCUSIÓN

Los resultados muestran que, en el período de tiempo en que se ha desarrollado el estudio, el principal impacto de los herbívoros exóticos es la reducción del reclutamiento por varias especies de matorral esclerófilo que componen la garriga característica de Cabrera, causada tanto por una mayor mortalidad de plántulas y juveniles como por una mayor depredación de semillas. Esta limitación del reclutamiento puede contribuir a explicar la extrema lentitud con la que se está produciendo la recolonización de las zonas de cultivo abandonado en el valle central de Cabrera. Además, al afectar de forma diferencial a las diferentes especies dominantes en la garriga (en particular, al afectar de forma muy limitada a la sabina, enebro y acebuché), los roedores exóticos de Cabrera podrían estar determinando la composición futura de la vegetación, particularmente en dichas zonas de recolonización.

Los roedores exóticos también parecen ejercer una considerable presión de depredación de semillas sobre el endemismo *Medicago citrina*, particularmente en las zonas de garriga abierta donde esta especie mostró una mayor germinación. Estas observaciones indican que la depredación de semillas representa un impacto complementario o alternativo a la herbivoría directa por conejo o cabra, que puede haber contribuido significativamente a la reducción del área de esta especie en el archipiélago de Cabrera. Es significativo indicar que en los tres únicos islotes donde aún persiste esta especie en el Archipiélago de Cabrera (S'Estell de Coll, S'Estell de Fora y Ses Bledes) no se ha detectado la presencia regular de ratas ni conejos (MAGGIULLI 2000, MCMINN & RODRÍGUEZ 2003) aunque si colonizaciones ocasionales por ratas en Ses Bledes (ALCOVER 1993, PALMER & PONS 1996, 2001).

Estos efectos han sido medidos en un período en el que la abundancia de ratas y conejos era bastante baja en los dos hábitat estudiados, por lo que cabe esperar que se incrementen al aumentar esta última. El incremento en abundancia de ambos herbívoros detectado en el año 2006 podría estar relacionado con factores climáticos, pero la hipótesis más plausible es que sea consecuencia directa de la campaña de erradicación de depredadores (gatos y ginetas) que se está realizando en el Parque. Nuestros resultados sugieren que se deberían analizar con cautela los riesgos asociados a dichas campañas, ajustando las decisiones concernientes al control de los diferentes mamíferos exóticos al análisis de los riesgos asociados a cada uno de los posibles escenarios. Hay que tener en cuenta que, aunque las campañas de control se realicen de forma simultánea sobre los predadores y presas exóticos, las diferencias en la eficiencia de las capturas y en las respuestas demográficas harán que la reducción lograda varíe considerablemente entre ellos, determinando en la práctica el sentido e intensidad del efecto logrado. Una lista no exhaustiva de los riesgos potenciales que podrían ser minimizados mediante una adecuada estrategia de gestión incluye:

- El incremento del impacto de las ratas sobre las aves marinas y reptiles nativos, y de las ratas y conejos sobre la vegetación (con potenciales efectos en cascada sobre otras especies) asociados a la erradicación de los depredadores exóticos.
- El impacto del veneno utilizado para controlar o erradicar las ratas sobre otras especies nativas o introducidas, sobre todo si éstos llegan a aplicarse libremente sobre el suelo. A pesar de las precauciones tomadas actualmente para evitar el consumo por fauna nativa, durante las campañas de captura-marcaje-recaptura hemos podido comprobar en cuatro ocasiones que al menos dos de ellas, la lagartija balear y el erizo moruno, habían consumido cebos envenenados.
- El aumento en la depredación de especies nativas por gatos o ginetas asociado a la erradicación de ratas y/o conejos.

- El aumento en la abundancia de gasterópodos exóticos, potencialmente en detrimento de las numerosas especies endémicas y nativas, asociado a una erradicación del erizo y la rata.

Por otro lado, los riesgos de no actuar tampoco deben minimizarse. Además del riesgo que los gatos, ginetas y ratas podrían suponer para las aves marinas nidificantes y la lagartija balear en la isla de Cabrera, que es probablemente elevado aunque aún requiera una evaluación empírica rigurosa, es importante señalar también el riesgo que corre las tres pequeñas poblaciones de *Medicago citrina*, de producirse una colonización por ratas de los islotes que ocupan (aunque ésta sea transitoria). Una evaluación de los impactos de las especies invasoras mencionadas (y, por tanto, de los potenciales beneficios de su erradicación) también debería incluir la toma de datos sobre el efecto de la depredación por rata y erizo sobre las poblaciones de gasterópodos e insectos nativos y endémicos.

La complejidad de estos riesgos exige el desarrollo de estrategias integradas (para todo el archipiélago), adaptativas (para mejorar las técnicas aplicadas, corregir potenciales errores e incorporar progresivamente el conocimiento nuevo sobre efectos indeseados o contraintuitivos) y participativas (ya que la participación social permite realizar campañas de erradicación más eficientes y, sobre todo, minimizar el riesgo de futuras reinvasiones). Todo esto requiere una planificación a largo plazo que parece contradictoria con las prácticas de financiación y gestión tanto de los espacios protegidos como de los programas de investigación, pero que, atendiendo a la abundante literatura sobre esta temática, es la única garantía de éxito en la lucha contra las invasiones biológicas en islas.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer el apoyo intelectual, logístico y técnico brindado por Anna Traveset, Miquel Palmer, Pep Amengual y Alejandro Urbano durante las diferentes fases

de este estudio, así como la financiación recibida del Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente (proyecto HERBIMPACT, ref. 050/2002). La empresa Tragsa construyó los cercados de exclusión y facilitó nuestro acceso a Cabrera para supervisar dicha construcción. Este proyecto no habría sido posible sin la colaboración desinteresada de los colegas y voluntarios

que nos ayudaron en el trabajo de campo: Xabi Buenetxea, Cristina Cejudo, Joan Cloquell, Lluc Coll, Raul Fernández Alomar, Pablo Fernández Méndez, Silvia Gayà, Esteve Gomila, Beatriz Gozalo, Ainhoa Magrach, Álvaro Moraña, Toni Oliver, Benigno Padrón, Martín Piazzon, María Dolores Polo, Miguel A. Rodríguez-Gironés, Laura Royo y Elena G.S. Somavilla.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCOVER, J.A. 1993. Els mamífers: un repte de biologia de la concervació. En: J.A. Alcover, E. Ballesteros & J.J. Fornós (eds.) *Història natural de l'arxipèlag de Cabrera*. Pp. 457-472. CSIC, Ed. Moll, Mallorca.
- ALGAR, D.A., BURBIDGE, A.A. & ANGUS, G.J. 2002. Cat eradication on Hermite Island, Montebello Islands, Western Australia. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 14-18. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- ALLEN, R.B., LEE, W.G. & RANCE, B.D. 1994. Regeneration in indigenous forest after eradication of Norway rats, Breaksea Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany* 32: 429-439.
- BERNY, P.J., BURONFOSSE, T., BURONFOSSE, F., LAMARQUE, F. & LORGUE, G. 1997. Field evidence of secondary poisoning of foxes (*Vulpes vulpes*) and buzzards (*Buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. *Chemosphere* 35:1817-1829
- BOURGEOIS, K., SUEHS, C.M., VIDAL, E. & MÉDAIL, F. 2005. Invasional meltdown potential: facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Écoscience* 12: 248-256.
- BURBIDGE, A.A. & MORRIS, K.D. 2002. Introduced mammal eradications for nature conservation on western australian islands: a review. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 64-70. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- COURCHAMP, F., LANGLAIS, M. & SUGIHARA, G. 1999a. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. *Journal of Animal Ecology* 68: 282-292.
- COURCHAMP, F., LANGLAIS, M. & SUGIHARA, G. 1999b. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. *Biological Conservation* 89: 219-225.
- COURCHAMP, F., LANGLAIS, M. & SUGIHARA, G. 2000. Rabbits killing birds: modelling the hyperpredation process. *Journal of Animal Ecology* 69: 154-164.
- DAVIDSON, R.S. & ARMSTRONG, D.P. 2002. Estimating impacts of poison operations on non-target species using mark-recapture analysis and simulation modelling: an example with saddlebacks. *Biological Conservation* 105: 375-381.
- DOWDING, J.E., MURPHY, E.C. & VEITCH, C.R. 1999. Brodifacoum residues in target and non-target species following an aerial poisoning operation. Motuihe Island, Hauraki Gulf, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 23: 207-214.
- EASON, C.T. & SPURR, E.B. 1995. Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. *New Zealand Journal of Zoology* 22: 371-379.
- FITZGERALD, B.M. 1988. Diet of domestic cats and their impact on prey populations. En: D.C. Turner (ed.) *The domestic cat: the biology of its behaviour*. Pp. 123-146. Cambridge University Press.

- FOURNIER-CHAMBRILLON, C., BERNY, P.J., COIFFIER, O., BARBEDIENNE, P., DASSÉ, B., DELAS, G., GALINEAU, H., MAZET, A., POUZENC, P., ROSOUX, R. & FOURNIER P. 2004. Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: implications for conservation of European mink (*Mustela lutreola*). *Journal of Wildlife Diseases* 40: 688-695.
- GIRAUDOUX P., TREMOLLIÈRES C., BARBIER B., DEFAUT R., RIEFFEL D., BERNARD N., LUCOT E. & BERNY P. 2006. Persistence of bromadiolone anticoagulant rodenticide in *Arvicola terrestris* populations after field control. *Environ Res.* 102: 291-298.
- HOARE, J.M. & HARE, K.M. 2006. The impact of brodifacoum on non-target wildlife: gaps in knowledge. *New Zealand Journal of Ecology* 30: 157-167.
- IGUAL, J.M., FORERO, M.G., GOMEZ, T., ORUETA, J.F. & ORO, D. 2006. Rat control and breeding performance in Cory's shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. *Animal Conservation* 9: 59–65.
- IMBER, M., HARRISON, M. & HARRISON, J. 2000. Interactions between petrels, rats and rabbits on Whale Island, and effects of rat and rabbit eradication. *New Zealand Journal of Ecology* 24:153-160
- JUAN, A., CRESPO, M.B., COWAN, R.S., LEXER, C. & FAY, M.F. 2004. Patterns of variability and gene flow in *Medicago citrina*, an endangered endemic of islands in the western Mediterranean, as revealed by amplified fragment length polymorphism (AFLP). *Molecular Ecology* 13: 2679–2690.
- MAGGIULLI, I. 2000. *Memoria de la campañas de control de la población de rata negra en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. Campaña del año 2000.* Informe inédito, Parque Nacional Archipiélago de Cabrera, Palma de Mallorca.
- MARTIN, J.L., THIBAUT, J.C. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Black Rats, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology* 14: 1452–1466.
- MCCLELLAND, P.J. 2002. Eradication of Pacific rats (*Rattus exulans*) from Whenua Hou Nature reserve (Codfish Island), Putauhinu and Rarotoka Islands, New Zealand. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 173-181. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MCMINN GRIVÉ, M. & RODRÍGUEZ MOLINA, A. 2003. *Control de especies introducidas en el Parque Nacional del Archipiélago de Cabrera. Control de las poblaciones de Rata Negra Rattus rattus.* Informe inédito, Parque Nacional Archipiélago de Cabrera, Palma de Mallorca.
- MICOL, T. & JOUVENTIN, P. 2002. Eradication of rats and rabbits from Saint-Paul Island, French Southern territories. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 199-205. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MILLER, C. 2007. Rabbits lay waste to Macquarie island. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5: 5.
- MOONEY, H.A. & HOBBS, R.J. 2000. *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington DC, USA.
- MORRIS, K. D. 2002. The eradication of the black rat (*Rattus rattus*) on Barrow and adjacent islands off the north-west coast of Western Australia. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 219-225. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MURPHY, E. & BRADFIELD, P. 1992. Change in Diet of Stoats Following Poisoning of Rats in a New-Zealand Forest. *New Zealand Journal of Ecology* 16: 137–140.
- MYERS, J.H., SIMBERLOFF, D., KURIS, A.M. & CAREY, J.R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution* 15: 316-320.
- NOGALES, M. & MEDINA, F.D. 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.
- NORBURY, G. 2001. Conserving dryland lizards by reducing predator-mediated apparent competition and direct competition with introduced rabbits. *Journal of Applied Ecology* 38: 1350–1361.

- OGILVIE, S.C., PIERCE, R.J., WRIGHT, G.R.G., BOOTH, L.H. & EASON, C.T. 1997. Brodifacoum Residue analysis in water, soil, invertebrates, and birds after rat eradication on Lady Alice Island. *New Zealand Journal of Ecology* 21:195-197.
- ORUETA, J.F. & ARANDA, Y. 2001. Methods to control and eradicate non-native terrestrial vertebrate species. *Nature and Environment* 118. Council of Europe Publishing.
- ORUETA, J.F., ARANDA, Y., GÓMEZ, T., TAPIA, G.G. & SANCHEZ-MÁRMOL, L. 2005. Successful eradication of invasive rodents from a small island through pulsed baiting inside covered stations. *Biological Invasions* 7: 141-147.
- PALMER, M. & PONS, G.X. 1996. Diversity in Western Mediterranean islets: effects of rat presence on a beetle guild. *Acta Oecologica* 17: 297-305.
- PALMER, M. & PONS, G.X. 2001. Predicting rat presence on small islands. *Ecography* 24: 121-126.
- QUY, R. J., COWAN, D. P., PRESCOTT, C. V., GILL, J. E., KERRINS, G. M., DUNSFORD, G., JONES, A. & MCNICHOLL, A. D. 1995. Control of a population of Norway rats resistant to anticoagulant rodenticides. *Pesticide Science* 45: 247-256.
- RITA J. y BIBILONI G. 1993. La vegetació (Memòria del mapa de les comunitats vegetals). En: J.A. Alcover, E. Ballesteros & J.J. Fornós (eds.). *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Pp. 207-255. Editorial Moll – CSIC, Mallorca.
- RODRÍGUEZ MOLINA, A. & MCMINN GRIVÉ, M. 2002. Las cuevas: último refugio de la Pardela Balear *Puffinus mauretanicus* (Aves, Procellariidae). *Boletín Sociedad Española de Espeleología y Ciencias del Karst* 3: 128-133.
- RUIZ, A. & MARTÍ, R. (Eds.) 2004. *La pardela balear*. SEO/Birdlife-Conselleria de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears. Madrid.
- SHORE, R.F., WIENBURG, C.L., DOBSON, S. & OSBORN, D. 2001. Proposals for potential modifications to the Bird of Prey Monitoring Scheme. *JNCC Report*, No. 320
- SHORE, R.F., BIRKS, J.D.S. & FREESTONEL, P. 1999. Exposure of non-target vertebrates to second generation rodenticides in Britain, with particular reference to the polecat *Mustela putorius*. *New Zealand Journal of Ecology* 23: 199-206.
- STEPHENSON, B.M., MINOT, E.O. & ARMSTRONG, D.P. 1999. Fate of moreporks (*Ninox novaeseelandiae*) during a pest control operation on Mokoia Island, Lake Rotorua, North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology* 23: 233-240.
- TAYLOR, R.H. & THOMAS, B.W. 1989. Eradication of Norway rats (*Rattus norvegicus*) from Hawea Island, Fiordland, using brodifacoum. *New Zealand Journal of Ecology* 12: 23-32.
- TERSHEY, B.R., DONLAN, C.J., KEITT, B.S., CROLL, D.A., SANCHEZ, J.A., WOOD, B., HERMOSILLO, M.A., HOWALD, G.R. & BIAVASCHI, N. 2002. Island conservation in north-west Mexico: a conservation model integrating research, education and exotic mammal eradication.
- THOMAS, B.W. & TAYLOR, R.H. 2002. A history of ground-based rodent eradication techniques developed in New Zealand, 1959-1993. En: C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasive species*. Pp. 301-310. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- TOWNS, D.R. & BROOME, K.G. 2003. From small Maria to massive Campbell: forty years of rat eradications from New Zealand islands. *New Zealand Journal of Zoology* 30: 377-398.
- TRAVESET, A. & SANTAMARÍA, L. 2004. Alteración de mutualismos planta-animal debido a la introducción de especies exóticas en ecosistemas insulares. En: J.M. Fernández-Palacios & C. Morici (eds.). *Ecología Insular – Insular Ecology*. Pp. 251-276. Asociación Española de Ecología Terrestre - Cabildo Insular de La Palma.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. 2004. *Potential Risks of Nine Rodenticides to Birds and Nontarget Mammals: a Comparative Approach*. Office of Pesticides Programs, Environmental Fate and Effects Division. Washington D.C.
- VITOUSEK, P.M. 2001. Diversity and biological invasions of Oceanic Islands. En: O.E. Wilson (ed.) *Biodiversity*. Pp 181-189. National Academic Press, Washington D.C.

- WHITWORTH, D.L., CARTER, H.R., YOUNG, R.J., KOEPKE, J.S., GRESS, F. & FANGMAN, S. 2005. Initial recovery of Xantus's Murrelets following rat eradication Anacapa Island, California. *Marine Ornithology* 33: 131–137.
- WILLIAMSON, M. 1996. *Biological invasions*. Chapman & Hall, Londres.
- ZAVALETA, E.S., HOBBS, R.J. & MOONEY, H.A. 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.