

***Manual práctico
para el manejo
de vertebrados invasores
en islas de
España y Portugal***

Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014

Autor:

Jorge F. Orueta

Gestión y Estudio de Espacios Naturales, S.L.

jorge.orueta@telefonica.net

Director técnico:

Joan Mayol

Govern de les Illes Balears

Diciembre 2003

La información contenida en este manual es fidedigna a juicio del autor, tanto la información referenciada como las recomendaciones que se hacen a partir de ella. En su mayor parte se trata de información ya publicada con anterioridad, pero dispersa. El autor y el director técnico no se hacen responsables del uso que, de buena o mala fe, se haga de esta información.

Se agradecerá la comunicación al autor de cualquier errata detectada o información complementaria que puedan mejorar en el futuro este trabajo.

Gestión y estudio de espacios naturales es una entidad dedicada a la conservación de las especies silvestres y los espacios naturales desde 1991.

Registro Mercantil de Madrid tomo 6410, folio 52, sección 8ª, hoja M-104442, inscripción 1ª.

Depósito Legal: PM-2874-2003-11-24

Impresión: **GBR**

PRODUCCIONS
GRÁFIQUES
C/. Porto, 4 - 07014
Palma de Mallorca
Tel./fax: 871 946 327

CONTENIDO

Agradecimientos	1
1 Primera parte: Marco General	3
1.1 Introducción	5
1.2 Descripción del manual	7
1.3 Problemática de las especies invasoras en islas	13
1.4 Experiencias de erradicación de vertebrados en islas	19
1.5 Planificación	27
2 Segunda parte: Fichas de especies	39
2.1 Descripción de las fichas	41
2.2 Peces continentales	43
2.3 Anfibios	49
2.4 Quelonios	53
2.5 Saurios	55
2.6 Ofidios	57
2.7 Galliformes	63
2.8 Gaviota patiamarilla	65
2.9 Columbiformes	73
2.10 Psittácidas	75
2.11 Minás	79
2.12 Otros Paseriformes	81
2.13 Erizos	83
2.14 Musarañas	87
2.15 Megaquirópteros	91
2.16 Perro asilvestrado	95
2.17 Gato asilvestrado	99
2.18 Otros carnívoros	107
2.19 Cabras asilvestradas	113
2.20 Otros Ungulados	117
2.21 Ardillas terrestres	119
2.22 Ratas y Ratones	121
2.23 Conejo	129
3 Tercera parte: Fichas de métodos	133
3.1 Descripción de las fichas	135
3.2 Control biológico	137
3.3 Trampas	139
3.4 Tóxicos	151
3.5 Cebos, Señuelos y Atrayentes	165
3.6 Estaciones de cebado	169
3.7 Disparo	171
3.8 Judas	175
3.9 Control de la reproducción	177
3.10 Intimidación	181
3.11 Cerramientos	183
3.12 Repelentes	187
3.13 Otros medios auxiliares	189

4	Referencias	191
A	193	
B	195	
C	200	
D	206	
E	208	
F	210	
G	211	
H	215	
I	217	
J	218	
K	219	
L	221	
M	223	
N	228	
O	229	
P	230	
Q	233	
R	233	
S	237	
T	241	
U	244	
V	245	
W	246	
X	247	
Y	247	
Z	248	

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



AGRADECIMIENTOS

Quisiera mencionar, en primer lugar, a los dos principales promotores de la idea de este manual, Juan Luis Rodríguez Luengo y Joan Mayol Serra, de la Dirección General de Política Ambiental, Islas Canarias y de la Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear, respectivamente. La información y el apoyo prestados durante la realización de este trabajo han sido imprescindibles. Joan Mayol ha ejercido una eficaz dirección técnica del proyecto y aportado numerosas ideas e informaciones inéditas, algunas de las cuales, seguramente, no quedarán reflejadas en el texto. Aurelio Martín me dejó bucear en sus archivos en busca de la gran cantidad de documentación que contienen. Vaya para los dos mi más sincera gratitud.

Las siguientes personas facilitaron información, con frecuencia inédita, que ha sido de gran utilidad. Algunas de ellas me apoyaron en las distintas etapas de la realización del mismo, bien con valiosas sugerencias o, incluso, apoyo logístico. Como no es imposible que me olvide de alguien, quiero expresar mi agradecimiento también a los que no haya citado.

Mercedes Alonso Vega, Yolanda Aranda, Ana Bermejo, Emilio Civantos, Franck Courchamp, Maj De Poorter, Benigno Elvira, Ángel Fernández Aragón, Paco García, Paco García-Dominguez, Bob Henzell, Juan Carlos Illera, Curt Kessler, Ian Mackenzie, Manuel Valentín Marrero, José Antonio Mateo, Eduardo Mínguez Díaz, Blas Molina, Cheryl O'Connor, Margarita Oramas, Kirsty Park, John Parkes, Richard Parrish, Michel Pascal, Robert Pech, Brian Peirce, Miguel Angel Peña, Jesús Pinilla, María José Pitta, Néstor Puerta, Ana Isabel Queiroz, Enrique Rodríguez García, James Russell, Susana Saavedra, Riccardo Scalera, Jeff Short, David A. Strout, Roberto Sáez, Jeff Short, Chris Tidemann, Domingo Trujillo y Scott Vogt.

La utilización de las ilustraciones de la portada ha sido cedida gentilmente por sus autores o titulares (de izquierda a derecha y de arriba abajo): Cercado de exclusión para proteger la vegetación del PN del Teide de los herbívoros (Parque Nacional del Teide - D. Sánchez); gato asilvestrado atrapado en una jaula trampa en La Gomera (M. García Márquez); revisión del consumo de brodifacum en La Gomera (Archivo del Gobierno de Canarias); lazo para atrapar muflones en el PN del Teide (Parque Nacional del Teide - D. Sánchez); conejo atrapado a mano, en Chafarinas (GENA); trampa de tipo "chardonneret" para aves (Archivo del Gobierno de Canarias); valla Xcluder™ (Xcluder).

Yolanda, Román y Elena han sufrido con resignación los momentos más intensivos de la redacción.

Para todos ellos mi más sincero reconocimiento.

*Manual práctico para el manejo de vertebrados
invasores en islas de España y Portugal*



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1 PRIMERA PARTE: MARCO GENERAL

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.1 INTRODUCCIÓN

La conservación de la naturaleza es, hoy, un concepto de gran diversidad. Objetivo compartido por los poderes públicos, amplias capas sociales e incluso sectores económicos, en su acepción más general, adolece de superficialidad en muchos casos: Basta ojear la prensa para encontrar publicidad de las más diversas actividades (alguna de las cuales es esencialmente agresiva contra el medio) que enarbolan los principios de la conservación. Para estas empresas, es más bien un condicionante de sus fines, y de alguna manera, sacan partido propagandístico de las inversiones a las que están más o menos obligadas para corregir los impactos generados. Políticamente, es también un paradigma ampliamente extendido entre los partidos, con desiguales grados de coherencia. Instituciones administrativas y financieras se han unido a los principios conservacionistas difundidos inicialmente por ONGs y organizaciones naturalistas. Un crecimiento tan rápido y extenso de una idea suele ir acompañado de una cierta pérdida de rigor: el progreso de los aspectos científicos y técnicos de la conservación en nuestros países no ha sido paralelo a su penetración social, pese a los avances conseguidos.

Este es un manual técnico, que pretende aportar lo que los anglosajones denominan *how know*, saber hacer. Pero no hay que olvidar que para hacer, hay que saber. O dicho de otro modo, aquí aportamos información de cómo hacer algo, que debe estar siempre condicionado al porqué hacerlo. Es frecuente que una determinada decisión, especialmente si la acción que se deriva de la misma es difícil por motivos sociales o económicos, se postergue con el argumento de la investigación previa. Intervenir en el mundo natural requiere un buen conocimiento del fenómeno interferido, y de las consecuencias de la acción. Cierto. Pero no actuar es también una decisión con consecuencias, a veces incluso más trascendentales que la propia actuación postergada. Es razonable decidir siempre con la mejor información disponible, pero no lo es tanto condicionar la acción a una información exhaustiva, que en muchos casos no llegará a existir.

Los efectos nocivos de las especies introducidas e invasoras, especialmente en los medios insulares, de reconocida fragilidad ecológica, son bien conocidos: aves marinas extinguidas por ratas o carnívoros, plantas endémicas y comunidades vegetales afectadas por herbívoros, fenómenos irreversibles de erosión desencadenados por conejos o ungulados, introgresión genética o difusión de enfermedades por especies foráneas... los ejemplos descritos en la literatura científica son muy numerosos. Pero también es cierto que hay especies introducidas desde antiguo que han evolucionado en las islas hasta generar neoendemismos de valor genético, y no faltan otros casos en que estas especies pueden tener valor cultural o aprecio social. Por tanto, la conveniencia del control de especies introducidas, siendo la regla general, no carece de excepciones, de forma que el análisis caso a caso (para cada especie en cada isla) debe ser previo a la decisión. Desde luego, no todos los argumentos valen: cualquier especie introducida de forma deliberada lo fue, precisamente, por alguna razón, lo que no implica necesariamente un balance positivo.

En coherencia con la idea, hoy universalmente aceptada en los medios conservacionistas y científicos (aunque no erradicada en la práctica: la tasa actual de introducciones, deliberadas o accidentales, es aún muy elevada), de que los riesgos que supone la introducción de una especie exótica son inaceptables, debe considerarse positivo erradicar las especies introducidas en los ecosistemas en que están presentes. Lo cual, debemos admitirlo, es simplemente imposible en muchos casos. Todas las especies de mamíferos terrestres de las Baleares, por ejemplo, fueron introducidos por el hombre, y no sería ni factible ni razonable exterminarlos por este motivo. Pero sin duda, aunque llevasen milenios en la isla a la que dieron nombre, nadie se plantea reintroducir las cabras en el Parque Nacional de Cabrera, cuya cubierta forestal se recupera espectacularmente a

Introducción

los cincuenta años de la extinción de los ungulados, que también fueron afortunadamente eliminados en Sa Dragonera en los años 70. Columbretes inició su andadura como parque natural eliminando los conejos, que también han sido retirados en años recientes del archipiélago Chinijo. En muchos islotes que albergan colonias de aves marinas se han emprendido repetidas y costosas campañas de desratización, y en algunos casos se han eliminado o controlado también gatos asilvestrados.

Como regla general, cuando una isla es formalmente protegida por su patrimonio natural, sea como parque, reserva o incluida en la red NATURA 2000, debe procurarse, mediante la gestión conservacionista, restaurar su biodiversidad primigenia o prehumana. Si el ecosistema original no incluía grandes herbívoros, o carnívoros, o roedores, la conservación debe ser la restauración de aquella biodiversidad. Pero hay casos de alteraciones tan intensas e irreversibles, que deben considerarse bajo otro prisma. El caso de la vegetación de las Baleares mayores, modelada bajo la presión del *Myotragus* durante el Cuaternario, es paradigmático. Su nicho ecológico ha sido ocupado hoy por ovinos y caprinos, por lo cual el reto es el de mantener una densidad adecuada, no el de la erradicación universal. Sin embargo, los numerosos islotes de los archipiélagos ibéricos o de las costas peninsulares, hoy mayormente deshabitados, ofrecen una oportunidad extraordinaria de restaurar ecosistemas naturales y recuperar testimonios de gran valor de la naturaleza mediterránea y macaronésica. Si es cierto que las islas son especialmente vulnerables ante las invasiones biológicas, también lo es que son los ecosistemas en los que este fenómeno es más reversible. Y no debemos olvidar que en ecología el término “isla” no resulta tan limitado como en geografía: cualquier ecosistema diferenciado por barreras ecológicas poco permeables constituye una isla ecológica: lagos, cumbres, grutas, bosques rodeados de cultivos o estepas, están tan aislados ecológicamente como las tierras rodeadas de agua. Son, pues, un campo de trabajo privilegiado para la gestión.

Gestión que goza cada día de más medios y ocupa cada vez más mentes. Se ha dicho, con acierto, que conservación sin actuación es conversación. Y probablemente padecemos un exceso de documentos en el plano teórico, cuyo volumen los hace difíciles de asimilar; en ocasiones parece como si la prioridad estuviera en el papel y no en el campo. Fausto nos recuerda que la salvación está en la acción: sin ella no se cambia, no ya el mundo, sino nada! Gestionar (diseñar y aplicar planes con objetivos determinados) implica información, y hoy estamos ante el reto de manejar el flujo de ésta. Si nos centramos en el control de especies introducidas, la experiencia existe, y los proyectos que se han realizado en Portugal y en España son ya muy numerosos. Sin embargo, muchos de ellos son prácticamente desconocidos fuera de su ámbito. Por este motivo, el presente manual se ha redactado con voluntad de provisionalidad y desarrollo: aspira a ser un punto de partida para recoger mayor información, en sucesivas ediciones, y estimular la comunicación entre instituciones y entre gestores. Muchos proyectos merecen ser publicados, presentados en congresos o difundidos por otros medios.. Hacer debe implicar también comunicar, para hacer de la experiencia, positiva o negativa, un elemento de riqueza común que permita imitar logros o evitar errores.

Joan Mayol

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.2 DESCRIPCIÓN DEL MANUAL

1.2.1 Antecedentes

El Proyecto [Control de Vertebrados invasores en islas de España y Portugal](#) es una iniciativa de los gobiernos de las Islas Canarias, de les Illes Balears, de las islas Azores y del archipiélago de Madeira, financiado mediante el instrumento financiero LIFE de la Unión Europea y se le concedió con la referencia LIFE2002NAT/CP/E/000014. Este proyecto tiene los siguientes objetivos:

1. Realizar un intercambio de experiencias relativas al control de vertebrados invasores en las islas de Portugal y España
2. Establecer una red permanente de seguimiento de vertebrados invasores y de un marco de colaboración e intercambio de información técnica.
3. Crear un estado de opinión favorable a la conservación de la biodiversidad nativa y a la necesidad de prevenir la entrada y establecimiento de especies invasoras.

La realización de los objetivos expuestos se llevará a cabo a través de las siguientes acciones:

1. **[Simposio “Control de vertebrados invasores en islas de España y Portugal”](#)**. Este se celebró en Tenerife (islas Canarias) entre el 12 y el 14 de febrero de 2003 con la presencia de alrededor de 60 técnicos de diferentes administraciones y ONGs españolas y portuguesas, de la UICN y del Consejo de Europa.
2. **Establecer una red permanente de seguimiento de vertebrados invasores y de intercambio de información técnica**. Se ha creado un mecanismo informativo sobre la distribución y dispersión de la fauna invasora, las medidas de control en desarrollo mediante el uso de bases de datos y sistemas de información geográfica. Usa como base la Word Wide Web de modo que la información es ampliamente accesible y está coordinada con las bases de datos sobre especies invasoras en islas (Island invasive alien species database, integrada en la [Global Invasive Species Database](#), del GISP, el programa global de especies invasoras de la UICN) y la iniciativa sobre especies invasoras en islas ([Cooperative Initiative on Island Invasive Alien Species](#)).
3. **Diseño de un programa de educación ambiental**. Este programa, de carácter experimental y demostrativo pretende ser fácilmente aplicable a otros entornos y contextos socioculturales.
4. **Edición de un "Manual Práctico de Gestión de Vertebrados Invasores"**, que constituye el presente documento
5. **Edición de un documental sobre las invasiones biológicas en islas**, dirigido al público en general, que pretende informar y sensibilizar sobre la necesidad de conservar la biodiversidad nativa, prevenir las invasiones biológicas y controlar aquellas especies alóctonas que se han convertido en invasoras.

Además de la información disponible en la ya mencionada [Global Invasive Species Database](#), Existen varios trabajos recopilatorios sobre métodos y estrategias de gestión de especies invasoras, fruto de las iniciativas de la UICN, del Consejo de Europa y de otros organismos.

Descripción del manual

Algunos de ellos están disponibles en Internet por lo que el acceso es sencillo (Sherley, 2000; Orueta & Aranda, 2001; Wittenberg & Cock, 2001). Dado que tienen un enfoque mucho más amplio que el presente trabajo, bien en su contexto geográfico como en el grupo de especies tratado, pueden ser complementarios.

1.2.2 Destinatarios de este manual

Este manual va dirigido a los profesionales de la conservación de la naturaleza en general y en especial a los que trabajan en la conservación de la diversidad biológica en ecosistemas insulares en España y Portugal. Entre estos, queremos señalar en particular

- Los gestores de espacios naturales protegidos.
- Los técnicos de la Administración.
- Los consultores en conservación de recursos naturales.
- Los responsables de la toma de decisiones en materia de conservación de especies o espacios naturales.
- Las ONGs del sector de conservación de los recursos naturales

Por tanto, se dan por supuestos determinados términos normativos y administrativos relacionados con la problemática de la gestión de la fauna y la conservación de la diversidad biológica, cuyo tratamiento no sería oportuno en un manual técnico como el presente. Igualmente, y por el conocimiento que los colectivos destinatarios tienen ya con anterioridad, determinadas cuestiones de índole ético y deontológico pueden recibir un trato poco extenso en este texto.

1.2.3 Organización de los textos

Dado que la presente publicación se realiza tanto en soporte impreso como digital, se ha procurado facilitar su consulta tanto en uno como en otro formato, de modo que pueda imprimirse desde la versión electrónica y conservar su manejabilidad. Se ha utilizado en programa Microsoft Word por su versatilidad y amplia difusión.

Para facilitar el movimiento por el documento en el formato electrónico, se han incluido numerosas referencias cruzadas, señaladas en el texto en estilo [hipervínculo](#). De este modo el lector se puede desplazar por el texto pulsando en estos textos resaltados y mediante las flechas de la “Barra de herramientas web” que se hace visible pulsando en el icono correspondiente o buscando en el menú “Ver”. Para facilitar el desplazamiento por el texto, se recomienda visualizar el “Mapa del documento” también en el menú “Ver”.

Se ha intentado incluir el mayor número de referencias posibles disponibles en Internet de modo que se puedan acceder fácil y económicamente por el usuario. Esto se refiere tanto a bases de datos sobre especies introducidas o sobre productos o métodos, distribuidores, fabricantes, estudios comparativos, publicaciones en formato pdf, etc. Siempre que ha sido posible, se incluyen diseños de artefactos e instalaciones disponibles en la WWW. Estas referencias aparecen también en estilo [hipervínculo](#).

Para evitar que el documento impreso pierda esta información, se incluye también una lista clásica de referencias.

Este manual se ha estructurado en tres secciones.

En la primera parte a lo largo de una serie de capítulos, se repasan algunos aspectos generales:

Descripción del manual

En primer lugar se examina la problemática de las especies invasoras en islas en general, de los vertebrados en particular y más concretamente de estos en los ecosistemas insulares. En especial se definen algunos conceptos de importancia para comprender el problema, a menudo complejo, de las especies invasoras. Por último, las actuaciones para reducir el impacto de estas sobre la biodiversidad y el mecanismo de toma de decisiones.

A continuación se describen diversas experiencias de erradicación de vertebrados en islas de todo el mundo, en particular aquellas que corresponden a las especies consideradas como más peligrosas para la conservación de la biodiversidad global, que más amplia distribución tienen por el mundo y que afectan a los cuatro archipiélagos considerados en esta obra.

En el capítulo siguiente se analiza cómo establecer la planificación de una estrategia de control o de eliminación de una especie invasora. Se repasan los factores físicos y biológicos que condicionan el manejo de las especies invasoras. A continuación se revisan algunos factores humanos entre los que se considera en particular cuestiones éticas. Tras examinar los factores económicos, se propone también una reflexión sobre la evaluación de prioridades en conservación en lo referente a los vertebrados invasores. Se ha redactado además un capítulo referente a los principales aspectos legales a tener en cuenta en este tipo de acciones. Por último, se procede a recomendar un modelo de programación de los trabajos a emprender. Por último se ha elaborado una herramienta para contribuir a la toma de decisiones en materia de manejo y control de especies invasoras de vertebrados.

En la segunda parte se describen las especies o grupos de especies de vertebrados invasores que más importancia tienen en los archipiélagos de las islas Azores, las Baleares, Canarias y Madeira, sin olvidar numerosos otros pequeños archipiélagos que salpican las costas de la Península Ibérica y otros territorios españoles o portugueses. Para ello se ha empleado un formato de fichas para cada especie o grupo taxonómico. Se incluyen taxa que pueden no tener todavía un carácter invasor o que el mismo está por demostrar, pese a que ya se encuentran establecidos en las islas. Ello se ha hecho para que, en caso necesario y una vez justificada la decisión, se puedan tomar las medidas oportunas.

La tercera parte describe, también en forma de fichas, los métodos empleados en todo el mundo con diferentes especies. En este apartado se puede encontrar información suficiente sobre los diferentes métodos incluso aquellos empleados sobre especies que no existen sobre los cuatro archipiélagos objeto del manual o que no presentan problemática alguna. Esto se hace con la idea de que se puedan considerar y diseñar diferentes métodos para aplicar a las especies actual o potencialmente problemáticas.

1.2.4 Acrónimos, símbolos y abreviaturas

Se listan a continuación los acrónimos y abreviaturas empleados en el texto. Muchos de ellos son de uso corriente, pero se mencionan todos para evitar equívocos.

Generales:

EEI	Especie exótica invasora
OGM	Organismo genéticamente modificado
TNR	Trampeo, esterilización y liberación, de gatos callejeros
FCAP	Programas de esterilización de gatos asilvestrados

Descripción del manual

sp.; spp.; ssp.	Especie; especies; subespecie
<i>et al.</i>	et alii = y otros
<i>cf.</i>	confer = comparar
com. pers.	comunicación personal

Geográficos:

EEUU	Estados Unidos
NZ	Nueva Zelanda
RU	Reino Unido

Medidas

km; m; cm; mm	kilómetro; metro; centímetro; milímetro
kg; g; mg	kilogramo; gramo; miligramo
Gr.	grano, medida de peso de la pólvora contenida en un cartucho. 1Gr.= 64mg
ha	hectárea
ppm	partes por millón. 1 ppm = 0,001% = 1 mg/kg
LRC	longitud rostro-cloacal (en reptiles y anfibios)
S/cm	Siemens/cm, unidad de conductividad eléctrica
Hz	hertzio, unidad de frecuencia equivalente a un ciclo por segundo
V, kV	voltio; kilovoltio, unidades de potencial eléctricos
H	hora
s; ms; µs	segundo; milisegundo; microsegundo

Instituciones y Organismos oficiales

DGCN	Dirección General para la Conservación de la Naturaleza (España)
ICN	Instituto da Conservação da Natureza (Portugal)
MAFF	Ministerio de Agricultura, pesca y alimentación (Reino Unido)
SSC	Comisión para la supervivencia de las especies de la UICN
ISSG	Grupo de expertos en especies invasoras de la SSC/IUCN
DoC	Departamento de conservación (NZ)
STGTAVS	Servicio Técnico de Gestión Territorial Ambiental y Vida Silvestre.

Descripción del manual

	Cabildo de Tenerife
UICN o IUCN	Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza
GISP	Global Invasive Species Programme, programa de la UICN para las especies invasoras globales

ONGs

AHE	Asociación Herpetológica Española
BVCF	Fundación para la Conservación del Buitre Negro (en Las Baleares)
SECEM	Sociedad Española para el Estudio y la Conservación de los Mamíferos
SEO	Sociedad Española de Ornitología
SPA	Sociedades protectoras de animales, en sentido general
SPEA	Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.3 PROBLEMÁTICA DE LAS ESPECIES INVASORAS EN ISLAS

Introducción

Las islas y ecosistemas aislados evolutivamente tienen una serie de particularidades biológicas que los hacen especiales. Las islas y ecosistemas aislados evolutivamente acogen a la mayor cantidad de especies endémicas y de distribución restringida por razones que se derivan claramente de la insularidad y que dependen de factores como el grado de aislamiento, el tamaño de la isla y la variación altitudinal. Paralela a esta originalidad existe una gran fragilidad, debido a que el aislamiento dificulta también la llegada especies continentales desarrolladas en medios más competitivos.

Este aislamiento se ha roto de modo más o menos brusco varias veces a lo largo de la historia. Los primeros pobladores mediterráneos seguramente alcanzaron todos los archipiélagos del Mare Nostrum muy temprano, desde luego alcanzaron las islas Baleares al menos durante la edad del Bronce, momento en el cual se inició la transformación de la fauna insular. Los pobladores protobereberes llegaron a las Canarias hace más de dos mileneos; pese al notable aislamiento, las islas fueron conocidas por las grandes culturas de la antigüedad, pero probablemente no contribuirían demasiado a la llegada de especies nuevas. Las exploraciones europeas alcanzaron Madeira y las Azores durante la primera mitad del siglo XV. A estas tres fechas habría que añadir otro momento trascendental, que ha sido el desarrollo turístico de los cuatro archipiélagos en el último tercio del siglo XX. Este desarrollo ha traído, por un lado, la importación de especies ligadas a actividades lúdicas y la proliferación de mascotas. Por otro lado, el incremento en la producción de basuras por la población estacional ha producido que determinadas especies aumenten sus efectivos gracias este nuevo recurso disponible.

Una vez roto el aislamiento se inicia un proceso de extinción muy rápido. En Las Baleares desapareció toda la fauna que había evolucionado con anterioridad a la llegada del hombre, entre la que el ejemplo más conocido es *Myotragus balearicus* (Bover & Alcover, 2003). En Canarias la llegada de este supuso la desaparición de notables endemismos, en particular reptiles y roedores gigantes (Rando, 2003). La comunicación entre islas por causas naturales también puede ocasionar la extinción de faunas locales, como ocurrió con los mamíferos de Menorca cuando esta entró en contacto con Mallorca durante las glaciaciones (Alcover & Bover, 2002).

La invasividad de una especie es difícil de prever. Si embargo, una serie de características hacen previsible que pueda establecerse con éxito en un territorio nuevo y convertirse en invasoras. Al menos entre las aves, las especies más exitosas son más prolíficas, tienen un rango de distribución mundial más amplio y han sido naturalizadas en más lugares (Duncan *et al.*, 2001), en parte seguramente porque son más accesibles (Blackburn & Duncan, 2001); el sedentarismo es predominante entre las especies invasoras (Cassey, 2002). Los mamíferos que viven en el continente en densidades mayores (relativas a la masa corporal) tienen mayores posibilidades de colonizar exitosamente una isla y menores de extinguirse (Sarà & Morand, 2002). El número de intentos de introducción, el número de localidades en las que se produce y el número de individuos implicados suelen explicar en parte el éxito de una introducción (Duncan *et al.*, 2001). La facilidad de la especie exótica para ocupar hábitats alterados y el carácter generalista son determinantes para su éxito (Case, 1996; Cassey, 2002). La expansión tampoco parece ser uniforme, sino que los dispersantes se establecen en hábitats favorables que se convierte en un nuevo núcleo de expansión (Gammon & Maurer, 2002). Lógicamente, la disponibilidad de hábitat adecuado está relacionado positivamente con el éxito de una especie invasora (Duncan *et al.*, 2001).

Problemática de las especies invasoras en islas

Algunos casos de introducción de especies en áreas geográficas aisladas han tenido consecuencias realmente dramáticas. Entre los vertebrados, el caso del dodo es proverbial. Así mismo, los efectos del conejo sobre la economía, la vegetación, la fauna y los suelos en Australia son el ejemplo más socorrido en cuanto a los efectos de los vertebrados invasores (Land Protection, 2001a). Menos conocido, pero más espectacular fue la introducción de la perca del Nilo en los Grandes Lagos del valle de la Gran Falla en Africa Oriental. Estos lagos tenían comunidades de hasta más de 300 especies de peces que habían evolucionado durante millones de años, aisladas por cataratas de otras comunidades aguas abajo. La introducción de un superdepredador en un ecosistema que carecía de ellos llevó a la extinción de unas 200 especies en tan solo unos años (cf. 2.2).

Un caso semejante, en el mundo de los gasterópodos, es la consecuencia de dos ocurrencias nefastas. El caracol gigante africano *Achatina fulica*, fue introducido en las islas de la Sociedad como fuente potencial de alimento humano pero se convirtió pronto en una plaga agrícola. Para combatirla, se introdujo *Euglandina rosea*. Lejos de acabar con los problemas de los agricultores, terminó, en apenas dos décadas, con 56 de las 61 especies de caracoles endémicos del género *Partula* que eran un magnífico ejemplo de divergencia adaptativa.

Las especies que se consideran como “más significativas” por su invasividad son un pequeño número de especies (Atkinson & Atkinson, 2000). Muchas especies, como las ratas y los ratones y algunos ofidios viajan como polizones de los humanos. Algunas fueron introducidas por el hombre como ganado o liberado como alimento de emergencia, como es el caso de la cabra o el conejo. En ocasiones, se liberaron con la intención de controlar plagas, como son varios mustélidos y vivérridos y en algunos casos el gato [doméstico](#) o el sapo marino. A veces se trata de mascotas abandonadas o escapadas como son el perro o diversas aves como el miná. Sin embargo, los problemas planteados por otras especies no deben de ser menospreciados dado que el potencial invasivo de una especie es muy difícil de determinar y las vías de introducción son enormemente variadas.

Los problemas ecológicos ocasionados de la introducción de vertebrados invasores en islas derivan, fundamentalmente, de los fenómenos de

- Depredación, tanto de animales como de plantas,
- Competencia, tanto directa como aparente, incluyendo como un caso especial la hibridación, con las consecuencias de introgresión genética que se derivan,
- Facilitación de otras especies invasoras, tanto parásitos como animales o plantas
- Erosión por consumo de la vegetación, por pisoteo o por excavación.
- Introducción de enfermedades

Depredación

Seguramente el impacto más conocido de las especies invasoras en islas es la depredación sobre la fauna endémica. La capacidad de colonización de islas por animales depende de la extensión del rango vital de la especie y este es mayor en depredadores, por lo que las islas cuentan con ellos en escasas ocasiones y suelen ser de pequeño tamaño (Blondel, 1995; Schüle, 2000; Kelt & van Vuren, 2001; Michaux *et al.*, 2002). El aislamiento favorece por lo tanto la desaparición de mecanismos antipredatorios y aumenta la vulnerabilidad de estos endemismos ante la eventual introducción de predadores generalistas. En las islas donde existe algún tipo de depredador autóctono, los efectos negativos de los carnívoros introducidos han sido menos intensos (Case, 1996).

Problemática de las especies invasoras en islas

En Canarias los gatos y ratas son responsables de la extinción de varias especies (Rando, 2003) y son la principal amenaza para la herpetofauna endémica (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003). También las especies marinas que acuden a las islas a reproducirse encuentran allí la ventaja de que es menos probable la presencia de depredadores. Así, por poner algunos ejemplos, en Azores, las colonias más importantes de aves marinas se encuentran en islotes sin ratas (Ramos & Monteiro, 2000) y en Chafarinas se ha demostrado que el éxito reproductor de las pardelas se ve muy condicionado por las ratas (Orueta, 2002). En el Mediterráneo la desaparición de las faunas endémicas ocurrió con los movimientos prehistóricos de los primeros pueblos, en gran parte por las especies continentales que los acompañaban, intencionadamente o como polizontes (Schüle, 2000; Masseti, 2002).

Uno de los ejemplos más patentes y espectaculares de los efectos de la introducción de un depredador en una isla es el caso de la serpiente arborícola café (*Boiga irregularis*) en Guam, donde esta sola especie ha extinguido la mayor parte de las aves nativas de la isla (Fritts, 1998). Más ejemplos del impacto de la depredación sobre las faunas insulares pueden verse en los capítulos 2.16.2, 2.17.2, 2.18.2 y 2.22.2.

Modificación de la vegetación

La composición de la flora puede verse alterada de diversas formas.

El consumo selectivo de determinadas especies por parte de los herbívoros introducidos (Donlan, 2000; Orueta *et al.*, 1995; Donlan *et al.* 2002; Bullock *et al.* 2002; Orueta *et al.*, 2003a) es uno de los principales efectos directos. Además, se produce una disminución en la cobertura y abundancia de muchas especies debido a consumo y pisoteo (Parkes *et al.*, 1996).

También hay numerosos ejemplos de facilitación. La presión selectiva sobre las especies preferidas favorece a las menos palatables y a las más resistentes al pisoteo (Donlan *et al.* 2002; Bullock *et al.* 2002; Orueta *et al.*, 2003a). Además, la actividad de las especies invasoras crea unas condiciones favorables para especies, nativas o exóticas, que modifican más aún el ecosistema; tal es el caso de la nitrificación generada por el aumento de aves marinas ligadas a actividades humanas que favorece comunidades de plantas ruderales que desplazan a otras especies (Vidal *et al.*, 1998). Las especies exóticas, aves, mamíferos o, incluso, reptiles, pueden dispersar las semillas de plantas exóticas zoocoras (Lever, 1994; Richardson *et al.*, 2000; Bourgeois *et al.*, 2003). Muchas de esas semillas pueden dispersarse eficazmente incluso de modo secundario, a través de las heces de los depredadores cuyas presas fueran portadoras de semillas (Bourgeois *et al.*, 2003).

Los cambios en la vegetación afectan tanto a la flora autóctona que es depredada o sufre la competencia de las especies introducidas o de los cambios en las condiciones del suelo. Pero incide también sobre la fauna que depende de la vegetación para conseguir alimento o cobijo. Puede ocurrir que las especies favorecidas por la fauna invasiva creen condiciones de cobertura o estructura inadecuados para la fauna nativa.

Erosión

La destrucción de la vegetación por todo tipo de herbívoros y el pisoteo de los ungulados y las escaraduras de los conejos afectan gravemente a la cobertura vegetal y al suelo, se alteran las características del suelo, se compacta y llega a perderse totalmente y dejar la roca al descubierto (por ejemplo, North *et al.*, 1994; Parkes *et al.*, 1996; Priddel *et al.*, 2000; Norbury, 2001; Kessler, 2002). La erosión afecta a las especies vegetales más frágiles, con raíces menos profundas, incluso al arbolado. También destruyen el hábitat donde los procelarifomes construyen sus huras, lo que se ha constatado por ejemplo, en Madeira, .

Problemática de las especies invasoras en islas

Competencia y competencia aparente

Las especies introducidas pueden competir con las nativas por diversos recursos: hábitat, alimento e, incluso, pareja. En una revisión de los efectos de introducciones de aves en islas de todo el mundo, parece que la competencia entre aves no ha sido tan influyente como se ha dicho, sino que las aves exóticas prosperan en los hábitats más alterados y las aves nativas podrían haber desaparecido con anterioridad por depredación o destrucción del hábitat (Case, 1996).

Algunas especies invasoras tienen un comportamiento agresivo que hace que expulsen a otras especies de los territorios o áreas de campeo. Un caso particular de competencia por el hábitat se da en los lugares de nidificación, como hacen el miná y el lori arcoiris con aves trogloditas (Pell & Tidemann, 1997a; 1997b; Hilhorst, 2002b) o el conejo con aves marinas, no sólo ocupando las huras sino modificándolas y estropeándolas (Bell, 1995).

También se compete por los recursos tróficos como ocurre por todo el mundo con los conejos y las cabras, pero también entre los depredadores (George, 1974). Muchas aves introducidas compiten con las nativas por el alimento (Hilhorst, 2002b).

Otro caso especial es la competencia reproductiva, cuando las especies introducidas pueden hibridar con especies autóctonas, y de la que deriva un problema añadido de introgresión genética (Blanc, 1992; Lucio, *et al.*, 1992; Baccetti *et al.*, 1997; Puigcerver *et al.*, 1999; Muñoz *et al.*, 2003; Sáenz de Buruaga *et al.*, 2003).

Los mecanismos de defensa que presentan algunas especies invasoras son responsables de su mayor éxito, por un mecanismo de competencia aparente. Los galápagos americanos ponen sus puestas en suelos más duros y a más profundidad que los autóctonos, por lo que sufren menor depredación (Marco *et al.*, 2003); igualmente, los peces introducidos en una región pueden facilitar a las larvas de anuros exóticas que constituyen presas menos interesantes (Adams *et al.*, 2003). Del mismo modo pueden actuar las enfermedades introducidas con el vertebrado autóctono, como veremos más abajo.

Facilitación

Cuando existen varias especies invasoras en un mismo ecosistema, es normal que sus efectos se sumen, de modo que las amenazas para la biota autóctona se incrementan, como ocurre con el petrel freira, amenazado por gatos y ratas y por la erosión causada por herbívoros (Menezes & Oliveira, 2003). Pero puede ocurrir que se produzcan fenómenos de facilitación que potencian los efectos que cada especie tendría por separado.

La hiperpredación es una forma de competencia aparente que ocurre cuando un depredador ve incrementado sus efectivos y, por lo tanto, su impacto sobre otras presas al añadirse a la cadena trófica una presa abundante y no limitada por la presión de depredación. La introducción de conejos en una isla en la que ya existe una población de gatos cimarrones favorece el incremento de sus efectivos, por lo que aumenta la depredación sobre la avifauna nativa, más sensible a niveles elevados de presión predatoria, con consecuencias fatales para las especies autóctonas (Courchamp *et al.* 1999b, 2000). El mismo fenómeno se ha constatado con las ratas que causaron más pérdidas en las poblaciones de petreles en Whale Island a partir de la introducción del conejo (Imber *et al.*, 2000). Además, dado que los conejos sufren de ciclos muy acusados, las elevadas poblaciones de depredadores que dependen de ellos desvían su atención hacia especies autóctonas cuando disminuye el conejo (Norbury, 2001). Los cerdos introducidos en Channel Islands de California condujeron al asentamiento de águilas reales y al declive de zorros endémicos que no bastaban para mantener una población de rapaces (Roemer *et al.*, 2001, 2002). Igual ocurre con aves marinas que sólo pasan las temporadas de cría en las islas pero cuyos depredadores se ven beneficiados por una presa introducida residente y ejercen mayor presión sobre las aves (Johnstone, 1985).

Problemática de las especies invasoras en islas

Los roedores y aves introducidas en Guam forman parte de las presas de *Boiga irregularis*, culebra introducida por accidente más recientemente. Sin embargo, lejos de ver sus poblaciones reducidas, puesto que tienen comportamientos antidepredatorios, las especies introducidas permiten mantener las poblaciones de la serpiente a niveles muy altos, con el consiguiente perjuicio para las aves y otros vertebrados nativos, que han desaparecido en su mayor parte (Fritts, 1998). *B. irregularis* también consume o intenta consumir cualquier fuente de proteínas animales, por inverosímiles que parezcan lo que sin duda contribuye a mantener la alta densidad de este reptil en Guam (Rodda *et al.*, 1999c). Los carnívoros autóctonos y alóctonos en Queen Charlotte Island cuentan con un recurso extra de presas introducidas, lo que hace aumentar sus poblaciones y amenaza a las aves y a los pequeños carnívoros endémicos (Reid *et al.*, 2000).

Del mismo modo, si una población recibe un aporte de recursos de origen externo al sistema, esta puede desarrollarse ventajosamente y potenciar su carácter invasor. Este es el caso de los gatos vagabundos que son alimentados por personas, pero también de las especies invasoras que usan los vertederos de residuos sólidos urbanos (Mitchell *et al.*, 2002; Mayol & Muntaner, 1985).

Diversos recursos potencian las altas poblaciones de rata en islas a pesar de las ausencias temporales de las aves marinas sobre las que depredan. Las carroñas y los vertebrados alóctonos pueden combinarse como fuentes permanentes de alimento para los depredadores introducidos (Apps, 1984). Por su lado, las ratas pueden recibir un aporte de alimento a través de los aportes marinos (Stapp, 2002; Stapp & Polis, 2003), los restos dejados por las gaviotas (egagrópilas, heces,...) (observ. pers.) o los cadáveres y jóvenes de otras especies invasoras (Imber *et al.*, 2000).

La facilitación es a veces más indirecta, como las cabras y los burros en Galápagos, que permitían a los gatos acceder más fácilmente a las colonias de aves marinas por sus senderos (Coulter *et al.*, 1985). También sería el caso de una especie invasora que favorezca determinada estructura de la vegetación que constituye el hábitat de otra.

Introducción de enfermedades

Con cierta frecuencia, las especies alóctonas introducen patógenos. El caso más famoso es la introducción de la malaria aviar (*Plasmodium relictum*) en Hawaii, lo que ha terminado con varias especies y amenaza a muchas más (Wagner, 1968; van Riper *et al.*, 1986). Frecuentemente, las especies introducidas son más resistentes que las autóctonas a la malaria, por lo que no se ven afectadas (Ralph *et al.*, 1998)

También ha sido el caso del parapoxvirus introducido por la ardilla gris que afecta gravemente a las ardillas rojas en Europa (Gurnell *et al.*, 1998) o el del parvovirus de la plasmocistosis o enfermedad aleutiana introducida por el visón americano y que afecta a diversos mustélidos europeos nativos (Palazón & Ceña, 2002; Palazón & Ruiz-Olmo, 2003). Con frecuencia, el vertebrado introducido se ve facilitado por su mayor resistencia al patógeno que la especie autóctona.

Algunas poblaciones de vertebrados endémicos de islas se han visto diezgadas por la introducción de patógenos con especies introducidas, como la *Dirofilaria immitis* transmitida por los perros domésticos a los cánidos salvajes norteamericanos que afecta al 5% de los zorros grises (*Urocyon cinereoargenteus*), de California continental pero al 78% del endemismo insular *U. littoralis*, cuya estructura de edades se ha degradado, perdiendo a los individuos adultos (Crooks *et al.*, 2001).

Las granjas de cría de ranas y otras traslocaciones de anfibios (como mascotas, para el control biológico o como animales de laboratorio) son responsables de la expansión de micosis (chytridiomycosis) y de ranavirus que afectan gravemente a los anfibios salvajes (Daszac *et al.*, 1999; Mazzoni *et al.*, 2003). Por último, la expansión del cestodo *Bothriocephalus acheilognathi*

Problemática de las especies invasoras en islas

con diversas especies de ciprínidos exóticos ha sido documentada en todo el mundo (Salgado-Maldonado, 2003).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.4 EXPERIENCIAS DE ERRADICACIÓN DE VERTEBRADOS EN ISLAS

Se han dado numerosos intentos de erradicar distintas especies de vertebrados en islas. Algunas especies se repiten en la literatura. Entre ellas, de las que más ejemplos existen son seis especies de mamíferos. Dos especies son asilvestradas: el gato y la cabra. Cuatro son los roedores comensales y la séptima es el conejo. El primero ha sido introducido normalmente para el control de roedores y ha resultado un temible depredador de la fauna nativa. La cabra y el conejo se han introducido en muchas islas para favorecer la disponibilidad de alimento para barcos de paso en un tiempo en que los viajes eran lentos y no existían medios eficaces de preservar los alimentos frescos. Los cuatro roedores son polizontes de los humanos, salvo, en algunos casos al menos, el kiore, *Rattus exulans*, que ha sido trasladado de unos a otros archipiélagos por los polinesios como fuente de alimento. Es la única especie de las siete de la que no trata específicamente este manual.

Se repasan en forma de cuadro la mayor parte de las erradicaciones de estas especies en el mundo. El país indicado en algunos casos es el estado que ejerce la administración de los pequeños territorios insulares mencionados, sin ninguna pretensión sobre el status nacional de estos archipiélagos.

Erradicaciones de gatos en islas del mundo, basado en Nogales *et al.* (en prensa) y Orueta & Aranda (2003)

Isla	País	Tamaño (km ²)	Métodos
Marion (isla subantártica)	RSA	290,00	panleucopenia felina, perros, disparo, ceptos, sustancias atrayentes, 1080
Macquarie I. (isla subantártica)	AUS	120,00	trampeo, disparo, 1080
Little Barrier	NZL	28,20	ceptos, disparo, 1080
Partida Sur (Golfo de California)	MEX	20,00	retirados vivos por pescadores
Kapiti	NZL	19,60	desconocido
Monserrate (Golfo de California)	MEX	19,40	trampeo, disparo
Tuhua (Mayor)	NZL	13,00	envenenamiento secundario (brodifacum) e inanición (?)
Alegranza (Canarias)	ESP	10,20	ceptos, jaulas trampa cebadas con pescado en lata, señuelos
Hermite (Montebello I.)	AUS	10,20	1080 en cardo de canguro, trampeo
Deserta Grande (Madeira)	POR	10,00	desconocido
Coronados (Golfo de California)	MEX	8,50	trampeo
Natividad (Océano Pacífico, Baja California)	MEX	7,20	trampeo, disparo
Pitcairn (Océano Pacífico)	GBR	5,00	jaulas trampa y ceptos, envenenamiento secundario por rata, disparo
Danzante (Golfo de California)	MEX	4,90	trampeo
Lobos (Canarias)	ESP	4,38	ceptos, jaulas trampa cebadas con pescado, veneno, señuelos
Jarvis (Océano Pacífico)	USA	4,10	panleucopenia felina, jaulas trampa y ceptos, disparo, veneno
Great Dog Island (Tasmania)	AUS	3,70	trampeo, disparo
Reevesby	AUS	3,40	trampeo
San Martín (Océano Pacífico, Baja California)	MEX	3,20	trampeo, disparo
Mejía (Golfo de California)	MEX	3,00	trampeo, disparo
Curieuse (Grupo interior)	SEY	2,90	envenenamiento primario y secundario por rata (brodifacum), trampeo
San Francisquito (Golfo de California)	MEX	2,60	trampeo, disparo
Flat	MRI	2,50	envenenamiento secundario por rata (brodifacum), ceptos
Fregate (Grupo interior)	SEY	2,20	1080, trampeo

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

Cuvier	NZL	1,90	cepos, disparo
Motuihe	NZL	1,80	disparo
Howland (Océano Pacífico)	USA	1,66	disparo, trampeo (Conibear y Tomahawk)
Gabo (South-east Victoria)	AUS	1,54	disparo, trampeo, 1080
Denis (Grupo interior)	SEY	1,50	1080, trampeo
Stephens	NZL	1,50	desconocido
Baker (central Océano Pacífico)	USA	1,45	persecución y bastonazos
Guillou (Kerguelen, isla subantártica)	FRA	1,45	disparo
Putauhinu	NZL	1,40	desconocido
Mangere (Chathams I.)	NZL	1,30	desconocido
Long Cay (Caicos Bank, Caribe)	GBR	1,11	1080 en pescado
North West I. (Capricornia Section)	AUS	1,05	disparo, trampeo, 1080 en pescado
Isabela (Golfo de California)	MEX	1,00	1080, trampeo, disparo
Todos Santos Sur (Baja California)	MEX	1,00	trampeo, disparo
Asunción (Baja California)	MEX	0,92	trampas cebadas con comida en lata, orina y heces
Estanque (Golfo de California)	MEX	0,50	trampeo, disparo
Coronado Norte (Baja California)	MEX	0,48	trampas cebadas con orina, heces y comida
San Roque (Baja California)	MEX	0,38	disparo, trampas cebadas con comida en lata, orina y heces
Matakohe	NZL	0,37	trampas TiM.m.s y cepos, 1080
Cousine (Grupo interior)	SEY	0,30	trampeo
Herekopare	NZL	0,30	cepos, disparo
Ile aux Aigrettes	MRI	0,25	cajas trampa modificadas
Todos Santos Norte (Baja California)	MEX	0,23	trampas cebadas con comida, orina y heces
Congreso (Chafarinas)	ESP	0,20	trampa artesanal cebada con pescado
San Jerónimo (Baja California)	MEX	0,13	trampeo, disparo

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

Erradicaciones de conejos en islas del mundo, basado en Parkes (2000), base de datos de erradicaciones en NZ (universidad de Auckland) y recopilación personal

Isla	País	Tamaño (km ²)	Métodos
Stewart (parcial)	NZL	1746,00	trampeo, disparo
Alegranza (Canarias)	ESP	102,00	Trampeo en vivo
Deserta Grande (Madeira)	POR	10,00	Brodifacum (dispersión desde el suelo)
Enderby	NZL	7,10	brodifacum (dispersión desde el aire); disparo con perro; trampeo
Laysan (Hawaii)	USA	4,00	Disparo
Santa Barbara (California)	USA	2,59	Disparo y estircnina
Tiritiri Matangi (golfo de Hauraki)	NZL	1,96	desconocido
Phillip (Norfolk)	AUS	1,90	mixomatosis; 1080; gaseo y disparo
Motuihe (golfo de Hauraki)	NZL	1,79	Veneno, trampeo, enfermedades,
Cochons (Kerguelen)	FRA	1,65	mixomatosis; clorofacinona (dispersión desde el suelo)
Round Island	MRI	1,51	disparo; brodifacum (dispersión desde el suelo); disparo
Verte (Kerguelen)	FRA	1,48	mixomatosis; clorofacinona (dispersión desde el suelo) y disparo
Guillou (Kerguelen)	FRA	1,45	mixomatosis; clorofacinona (dispersión desde el suelo) y disparo
Moutohora (BOP)	NZL	1,43	Veneno, trampeo
Montaña Clara (Canarias)	ESP	1,33	Trampeo en vivo
Mangere (Chathams)	NZL	1,30	gatos
Bird	SEY	1,01	Brodifacoum
Stanley (Mercury)	NZL	1,00	veneno
Quail (Canterbury)	NZL	0,88	veneno
Rose	NZL	0,80	brodifacum (dispersión desde el aire), disparo con perros y trampeo
Native (Stewart)	NZL	0,66	trampeo, disparo
Browns (golfo de Hauraki)	NZL	0,58	Veneno, trampeo, enfermedades, disparo
Cabbage Tree	AUS	0,26	mixomatosis, NHV y brodifacum
Korapuki (Mercury)	NZL	0,18	Veneno, disparo
Carnac	AUS	0,16	1080 y mixomatosis
Otata (golfo de Hauraki)	NZL	0,15	disparo
Grossa (Columbretes)	ESP	0,14	persecución, bastonazos y pedradas; disparo
Taieri (Dunedin)	NZL	0,07	disparo
Takangaroa	NZL	0,06	disparo
Motunau	NZL	0,03	1080 y fósforo (dispersión desde el aire), disparo
Mokopuna (Leper) (Wellington)	NZL	0,01	desconocido

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

Erradicaciones de cabras asilvestradas en islas del mundo, basado en base de datos de Parkes & Campbell, base de datos de erradicaciones en NZ (universidad de Auckland) y recopilación personal. Se han omitido muchas islas en las que la causa de desaparición era desconocida.

Isla	País	Tamaño (km ²)	Métodos
Lana'i (Hawai'i)	USA	361,00	Disparo desde el suelo y helicóptero
San Clemente (Channel, California)	USA	148,00	Disparo desde helicóptero y desde tierra; Judas, trampas
Marchena (Galápagos)	ECU	129,96	Disparo desde el suelo
Kaho'olawe (Hawai'i)	USA	116,00	Disparo desde el suelo; Judas
Grande Terre	SEY	110,00	Disparo desde el suelo; Judas
Tristan da Cunha	RU	95,00	Disparo desde el suelo
Townshend	AUS	70,00	Control biológico y disparo desde helicóptero
Española (Galápagos)	ECU	60,48	Disparo desde el suelo, con perros
Bernier	AUS	50,00	Disparo desde el suelo y helicóptero; pastoreo
Great Barrier (parcial)	NZL	40,30	disparo
Auckland (parcial)	NZL	40,00	Disparo desde el suelo, con apoyo de helicóptero; tóxicos
Norfolk	AUS	34,54	Disparo desde el suelo
Raoul (Kermadecs)	NZL	29,38	Disparo desde el suelo, con perros, helicóptero, Judas, lazos y tóxicos
Ile Malabar	SEY	26,40	Disparo desde el suelo; Judas
Woody	AUS	26,00	Pastoreo, caza con perros y Judas
Selvagem Grande	POR	25,00	Disparo
Santa Fe (Galápagos)	ECU	24,13	Disparo desde el suelo
Kapiti	NZL	19,70	Disparo desde el suelo, con perros
Inaccessible (Tristan-Gough)	RU	18,00	Disparo desde el suelo
Cabrera (Balears)	ESP	15,68	Batidas de caza
Wedge	AUS	9,47	Disparo desde el suelo
Ile Picard	SEY	9,30	Disparo desde el suelo, Judas
Lindeman	AUS	6,42	Disparo desde el suelo, con perros y helicóptero para otear. Control biológico
North Keppel	AUS	6,27	Disparo desde el suelo
Brampton	AUS	5,12	Disparo desde el suelo
Sarigan (Northern Mariana Islands)		5,00	Disparo desde el suelo con perros y helicópteros; apoyo de embarcaciones para otear
Rábida (Galápagos)	ECU	4,99	Disparo desde el suelo
South Molle (Molle)	AUS	4,20	Disparo desde el suelo, con apoyo de helicóptero y embarcaciones para otear; fuego
Great (Three Kings)	NZL	4,08	Disparo desde el suelo con perros
Great (Three Kings)	NZL	4,07	disparo
San Benitos Oeste (Baja California)	MEX	4,02	Disparo desde el suelo
North East (North-east Percy)	AUS	3,50	Disparo desde el suelo, con apoyo de helicóptero y embarcaciones para otear.
Macauley	NZL	3,24	Disparo desde el suelo
Sloping (Tasmania)	AUS	3,12	
Maud (Marlborough)	NZL	3,09	disparo
Guana (Virgin)	(RU)	2,97	Disparo desde embarcaciones
Sa Dragonera (Balears)	ESP	2,90	
North Molle	AUS	2,55	Disparo desde el suelo, con apoyo de helicóptero y embarcaciones para otear.
Macauley (Kermadec)	NZL	2,36	disparo
Nukuwaiata	NZL	1,95	disparo
Cuvier	NZL	1,81	Disparo desde el suelo, con perros
Round	MRI	1,51	Disparo desde el suelo
Whale (Motuhora)	NZL	1,43	Disparo desde el suelo
Mokoia (Lake Rotorua)	NZL	1,35	Disparo desde el suelo, con perros
Grassy	AUS	1,24	Disparo desde el suelo
Althorpes	AUS	0,96	Disparo desde el suelo

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

East Repulse	AUS	0,67	Disparo desde el suelo
Lavezzu (Lavezi)	FRA	0,66	Disparo desde el suelo; captura en vivo
Tagomago (Balears)	ESP	0,62	Disparo
Es Vedrà (Balears)	ESP	0,63	Disparo
South Repulse	AUS	0,61	Disparo desde el suelo
Burgess (Mokohinau)	NZL	0,56	disparo
Saddleback	AUS	0,53	Disparo desde el suelo
Burgess	NZL	0,52	Disparo desde el suelo
Pourewa	NZL	0,42	Disparo desde el suelo
Henning	AUS	0,40	Disparo desde el suelo
Lady Elliot	AUS	0,40	Disparo desde el suelo
Herekopare (Stewart)	NZL	0,28	Disparo desde el suelo
Fairfax [eastern]	AUS	0,28	Disparo desde el suelo
Bono (Sept-Îles)	FRA	0,21	Captura en vivo
Trielen	FRA	0,17	Captura en vivo
North Repulse	AUS	0,16	Disparo desde el suelo
Nukutaunga (Cavalli)	NZL	0,13	Disparo desde el suelo
Whangaokena (East)	NZL	0,13	Disparo desde el suelo
Plaza Sur (Galápagos)	ECU	0,12	Disparo desde el suelo
Île aux Moines (Sept-Îles)	FRA	0,09	Captura en vivo
Pouawa Island	NZL	0,06	disparo
Nonsuch (Bermuda)	USA	0,06	Disparo desde el suelo; pastoreo
Ocean (Auckland)	NZL	0,05	Disparo desde el suelo
Fairfax [western]	AUS	0,04	Disparo desde el suelo
Minamijima (Bonin)	JAP		Disparo desde el suelo
Illa de Porros (Balears)	ESP		Posiblemente, por temporales

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

Erradicaciones de ratas y ratones en islas del mundo, basado en Courchamp *et al.* (en prensa), Pascal & Lorvelec (2003), base de datos de erradicaciones en NZ (universidad de Auckland) y recopilación personal. M.m.: *Mus musculus*; R.e.: *Rattus exulans*; R.n.: *R. norvegicus*; R.r.: *R. rattus*.

Isla	País	Tamaño (km ²)	Métodos
M.m. Enderby	NZL	7,10	Tóxicos
M.m. Mana	NZL	2,17	Tóxicos
M.m. Motuihe (Hauraki Gulf)	NZL	1,79	Brodifacum desde el aire
M.m. Mou Waho (Lake Wanaka)	NZL	1,40	Tóxicos y trampeo
M.m. Fajou (Guadeloupe)	FRA	1,20	Trampeo y anticoagulante
M.m. Flat Island	MRI	2,53	Brodifacum desde el suelo
M.m. Varanus (Lowendal)	AUS	0,80	Pindona y brodifacum en estaciones de cebado
M.m. Browns (Hauraki Gulf)	NZL	0,58	Bromadiolona
M.m. Motutapere (West Coromandel)	NZL	0,50	Tóxicos
M.m. Rimariki	NZL	0,22	Tóxicos
M.m. Bridled (Lowendal)	AUS	0,22	Pindona y brodifacum en estaciones de cebado
M.m. Allports (Marlborough)	NZL	0,16	Tóxicos
M.m. Hauturu (Whangamata)	NZL	0,10	Tóxicos
M.m. Moturemu (Kaipara)	NZL	0,05	Tóxicos
M.m. Whenuakura (Whangamata)	NZL	0,03	Tóxicos
M.m. Motutapu (Marlborough)	NZL	0,02	Tóxicos
M.m. Île Cocos	MRI	0,02	Brodifacum desde el suelo
M.m. Île aux Sables	MRI	0,08	Brodifacum desde el suelo
M.m. Beacon (Lowendal)	AUS	0,01	Pindona y brodifacum en estaciones de cebado
M.m. Papakohatu (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos
R.e. Kapiti	NZL	19,65	Tóxicos
R.e. Codfish (Whenua Hou)	NZL	13,96	Tóxicos
R.e. Mayor (Tuhua)	NZL	12,77	Tóxicos
R.e. Inner Chetwode (Nukuwaiata)	NZL	2,42	Tóxicos, trampeo, disparo
R.e. Red Mercury (Mercury)	NZL	2,25	Tóxicos
R.e. Tiritiri Matangi (Hauraki Gulf)	NZL	1,96	Brodifacum desde el aire
R.e. Cuvier	NZL	1,70	Tóxicos
R.e. Marotiri (Lady Alice)	NZL	1,55	Tóxicos
R.e. Putauhinu (Stewart)	NZL	1,45	Tóxicos
R.e. Long Island	NZL	1,42	Tóxicos
R.e. Whatupuke	NZL	1,02	Tóxicos
R.e. Stanley (Mercury)	NZL	1,00	Brodifacum desde el aire
R.e. Tinui (Rangitoto)	NZL	0,95	Brodifacum
R.e. Rarotoka (Centre)	NZL	0,88	Tóxicos
R.e. Whakaterepapanui	NZL	0,74	Brodifacum
R.e. Fanal (Mokohinau)	NZL	0,73	Brodifacum, desde el aire
R.e. Puangiangi (Rangitoto)	NZL	0,69	Brodifacum
R.e. Motuara (Marlborough)	NZL	0,59	Tóxicos
R.e. Burgess (Mokohinau)	NZL	0,56	Tóxicos
R.e. Motuopao (Far North)	NZL	0,30	Bromadiolona en estaciones de cebado
R.e. Middle Chain (Aldermen)	NZL	0,23	Tóxicos
R.e. Korapuki (Mercury)	NZL	0,18	Tóxicos
R.e. Trig (Mokohinau)	NZL	0,16	Tóxicos
R.e. Whangaokena (East)	NZL	0,13	Tóxicos
R.e. Maori Bay (Mokohinau)	NZL	0,11	Tóxicos
R.e. Stacks B-G,I,J (Mokohinau)	NZL	0,10	Tóxicos
R.e. Rurima (BOP)	NZL	0,07	Tóxicos
R.e. Arch (Mokohinau)	NZL	0,01	Tóxicos
R.e. Flax (Mokohinau)	NZL	0,01	Tóxicos
R.e. Lizard (Mokohinau)	NZL	0,01	Tóxicos
R.e. Inner Chetwode	NZL	1,95	Brodifacum
R.e. Putauhini	NZL	1,44	Brodifacum
R.e. Long Island	NZL	1,42	Brodifacum

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

R.e.	Raratoka (Centre Island)	NZL	0,86	Brodifacum
R.e.	Ducie, Pitcairn	RU	0,74	Brodifacum
R.e.	Onoeo, Pitcairn	RU	0,62	Brodifacum
R.e.	Double	NZL	0,32	Brodifacum
R.e.	Korapuki	NZL	0,17	Brodifacum
R.e. +	12 Islotes en Nueva Caledonia	FRA	0,49	Brodifacum
R.r.				
R.n.	Campbell	NZL	113,00	Brodifacum
R.n.	Langara	CAN	30,00	Brodifacum
R.n.	Kapiti	NZL	19,65	Brodifacum desde el aire
R.n.	Mayor (Tuhua)	NZL	12,77	Tóxicos
R.n.	Ulva	NZL	2,59	Brodifacum
R.n.	Rotoroa	NZL	2,35	Brodifacum en estaciones de cebado
R.n.	Motuihe (Hauraki Gulf)	NZL	1,79	Brodifacum desde el aire
R.n.	Tuputupungahau (Whale Is)	NZL	1,73	Brodifacum
R.n.	Breaksea (Fiordland)	NZL	1,70	Brodifacum
R.n.	Moturoa	NZL	1,57	Tóxicos
R.n.	Moutohora	NZL	1,43	Tóxicos
R.n.	Mokoia	NZL	1,33	Brodifacum
R.n.	Stanley	NZL	1,00	Brodifacum desde el aire
R.n.	Rotoroa (Hauraki Gulf)	NZL	0,90	Tóxicos
R.n.	Whakaterepapanui (Rangitoto)	NZL	0,74	Tóxicos
R.n.	Gunner's Quoin	MRI	0,65	Brodifacum desde el suelo
R.n.	Ailsa Craig	RU	0,60	Warfarina
R.n.	Rasa	MEX	0,60	Brodifacum
R.n.	Browns (Hauraki Gulf)	NZL	0,58	Bromadiolona
R.n.	Lucy	CAN	0,40	Brodifacum
R.n.	Titi (Marlborough)	NZL	0,32	Tóxicos
R.n.	Titi	NZL	0,32	Brodifacum
R.n.	Tomé		0,30	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Pakatoa	NZL	0,24	
R.n.	Trielen (Molène)	FRA	0,17	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Otata, NZ	NZL	0,15	Brodifacum & 1080
R.n.	Motu-O-Kura (Hawkes Bay)	NZL	0,14	Tóxicos
R.n.	Cox	CAN	0,10	Brodifacum
R.n.	Hauturu (Whangamata)	NZL	0,10	Tóxicos
R.n.	Hawea (Fiordland)	NZL	0,09	Tóxicos
R.n.	île aux Moines (Sept îles)	FRA	0,09	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Takangaroo	NZL	0,06	Tóxicos
R.n.	Te Haupa (Saddle) (Hauraki Gulf)	NZL	0,06	Tóxicos
R.n.	île Plate (Sept îles)	FRA	0,05	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Moturemu (Kaipara)	NZL	0,05	Tóxicos
R.n.	île aux Chevaux (Houat)	FRA	0,03	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Motungara (Kapiti)	NZL	0,03	Tóxicos
R.n.	Whenuakura (Whangamata)	NZL	0,03	Tóxicos
R.n.	Maria (Hauraki Gulf)	NZL	0,02	Tóxicos
R.n.	Rimains	FRA	0,02	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Wainui (BOI)	NZL	0,02	Tóxicos
R.n.	Black Rocks (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Chatellier (Rimains)	FRA	0,01	Trampeo y anticoagulante
R.n.	D. Rocks (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	D. Rocks B (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	D. Rocks C (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	East & West Atoll (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Enez ar C'hrizienn (Molène,)	FRA	0,01	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Motiti	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Motuhoropapa A (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos y trampeo
R.n.	Motutapu (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos

Experiencias de erradicación de vertebrados en islas

R.n.	Motuterakihi	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Otata A (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos y trampeo
R.n.	Rotoroa stack (Hauraki Gulf)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	SW Crater Rim (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Tahoramaurea (Kapiti)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	Taranaki (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.n.	île aux Rats (Sept îles)	FRA	0,00	Trampeo y anticoagulante
R.n.	Rocher de Cancale (Rimains)	FRA	0,00	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Montebello (180 islas)	AUS	10,00	Brodifacoun desde el suelo y desde el aire
R.r.	St Paul	FRA	8,00	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Middle (Barrow"	AUS	3,50	Pindona desde el suelo
R.r.	Barrow (parcial)	AUS	2,70	Pindona desde el suelo
R.r.	Flat Island	MRI	2,53	Brodifacum desde el suelo
R.r.	Boodie	AUS	1,70	Pindona desde el suelo
R.r.	Moturoa	NZL	1,57	Tóxicos
R.r.	West Lacedpede	AUS	0,82	Pindona desde el suelo
R.r.	Lavezzu	FRA	0,73	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Houtman Abrolhos (varias islas)	AUS	0,56	Pindona desde el suelo
R.r.	Motutapere (West Coromandel)	NZL	0,50	Tóxicos
R.r.	Gabriel	MRI	0,42	Brodifacum desde el suelo
R.r.	Middle Lacedpede	AUS	0,42	Pindona desde el suelo
R.r.	Double	AUS	0,35	Pindona desde el suelo
R.r.	Somes (Wellington)	NZL	0,32	Tóxicos
R.r.	Bedout	AUS	0,35	Pindona desde el suelo
R.r.	Tawhitinui	NZL	0,21	Tóxicos
R.r.	Great Bird, Antigua	RU	0,20	Brodifacum
R.r.	18 islotes (Lavezzu)	FRA	0,17	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Rey, Chafarinas, E	ESP	0,12	Brodifacum, Flocumafen en estaciones de cebado
R.r.	Sandy (Lacedpede)	AUS	0,06	Pindona desde el suelo
R.r.	Boomerang	AUS	0,05	Pindona desde el suelo
R.r.	Hardy (Martinique)	FRA	0,03	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Awaiti	NZL	0,02	Tóxicos
R.r.	Poirier (Martinique)	FRA	0,02	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Rat (BOI)	NZL	0,02	Tóxicos
R.r.	Pasco	AUS	0,02	Pindona desde el suelo
R.r.	Black Rocks (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Kauwahaia	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Little Rat (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Mokopuna (Leper) (Wellington)	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Mouse (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Percé (Martinique)	FRA	0,01	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Phil's Hat (BOI)	NZL	0,01	Tóxicos
R.r.	Toro (Cerbicales)	FRA	0,01	anticoagulante
R.r.	Koi (Hauraki Gulf)	NZL	0,00	Tóxicos y trampeo
R.r.	Burgaux (Martinique)	FRA	0,00	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Folaca (Cerbicales)	FRA	0,00	Trampeo y anticoagulante
R.r.	Bird Island	SEY	1,01	Brodifacum
R.r.	San Roque	MEX	0,70	Brodifacum & brometalina
R.r.	Matui-Somes	NZL	0,32	Brodifacum
R.r.	Ille Aux Aigrettes	MRI	0,25	Brodifacum
R.r.	Tawhitinui	NZL	0,21	Brodifacum
R.r.	Monito	PR	0,15	Brodifacum en estaciones de cebado

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



1.5 PLANIFICACIÓN

1.5.1 Introducción

Antes de llegar a la consideración del método para el control o la erradicación de una población de una especie invasora debe plantearse hasta qué punto es necesario dicho manejo. Como ya se ha dicho anteriormente, el carácter exótico de una especie no justifica por sí mismo el empleo de tiempo y esfuerzo para su control o erradicación. Siempre es oportuno realizar estudios sobre el impacto real de las invasoras sobre la fauna, la flora o los ecosistemas, pero existen ciertas especies cuya presencia en determinados lugares es indeseable por los impactos demostrados en localidades semejantes. En este punto es oportuno recordar la diferencia entre especie invasora, que es aquella que, según la UICN, “*se establece en un ecosistema o hábitat natural o seminatural; es un agente de cambio y amenaza la diversidad biológica nativa*” y especie invasiva, que es aquella que **es o puede llegar a ser** invasora.

En algunos casos, la especie invasora puede estar amenazada en su lugar de origen o pertenecer a variedades de ganado ancestral desaparecidas. En esos casos, se justifica la captura en vivo y la traslocación de suficiente número de ejemplares. Es el caso del walaby de Tamar, que está siendo reintroducido en Australia desde Nueva Zelanda (Unisense Foundation, 2002) o del weka que no es abundante en su rango original (Collar *et al.*, 1994), pero que es un problema de conservación donde se le ha introducido (Johnstone, 1985). El arruí está amenazado en el Norte de África (Kowalski & Rzebik-Kowalska, 1991), pero es extraordinariamente frecuente en ranchos y otras poblaciones ex - situ (Ahlstrand, 1980; Barret, 1980; Morrison, 1980; Uphan, 1980; Zeedyck, 1980; Castells & Mayo, 1993). Del mismo modo, el ganado puede pertenecer a variedades primitivas ya desaparecidas y que son un patrimonio zootécnico y cultural, como los conejos de Round Island (Merton, 1987) o las cabras de Desertas (Carmo *et al.*, 1991; Zino *et al.*, 1995a) o de Mallorca (Seguí & Payeras, 2002.). Si una especie exótica tiene un comportamiento invasor, su rareza global no es una razón para justificar su permanencia, ya que el daño producido a la biodiversidad global seguirá aumentando. La conservación “*ex situ*” sólo se justifica en instituciones especializadas y dentro de planes de conservación debidamente diseñados y coordinados internacionalmente.

Se advierte aquí que cuando en los textos que siguen se empleen las palabras erradicación, eliminación u otras semejantes, no implica, necesariamente, la muerte del animal en cuestión.

1.5.2 Factores físicos

Los factores físicos tienen gran importancia en cómo se establecen las poblaciones de especies exóticas. La climatología puede condicionar la expansión y la supervivencia de sus poblaciones. Los galápagos de Florida, aunque capaces de hibernar, pueden sufrir importantes mortalidades en invierno (Mantel, 1998). Sin embargo, los inviernos suaves y, en ocasiones, la contaminación térmica, permiten la supervivencia y la expansión de las especies más sensibles al frío (Litjens, 1980; Bosling *et al.* 1981). En este sentido cabe señalar el efecto que la tendencia actual al aumento global de la temperatura y la influencia del microclima de las ciudades (vientos, temperaturas, humedad) tienen sobre la supervivencia de las especies exóticas procedentes de climas más cálidos

Planificación

Las barreras naturales son relativas. Los armiños pueden alcanzar islas a un kilómetro (Taylor, 1984; Kildemoes, 1985) y las ratas y ratones también son buenos nadadores (Meehan, 1984).

En todo caso, las condiciones ambientales deben de ser considerados en la planificación. Las condiciones meteorológicas determinan el calendario de operaciones. También pueden facilitar el éxito de la erradicación. En efecto, los inviernos duros contribuyeron a la erradicación del coypu y de la rata almizclera del Reino Unido (Gosling *et al.*, 1988; Gosling & Baker, 1989a; b).

La topografía y la extensión de las islas obliga al empleo de técnicas determinadas (escalada, aeronaves, embarcaciones) (entre otros: Bell & Bell, 1995; McClelland, 2002b). Su forma determina que sean factibles determinadas estrategias como el empleo de vallados para actuar secuencialmente (Johnstone, 1985; Hermes, 1986), con un ahorro de medios considerable. La proximidad de otras islas o del continente hace que la reinvasión sea más o menos posible (Orueta *et al.*, 2003b).

1.5.3 Factores biológicos

Los factores bióticos pueden condicionar el control de especies invasoras, tanto facilitándolo como dificultándolo. Una vez que la población autóctona de herbívoros se reduce suficientemente, la vegetación se recupera, haciendo difícil continuar el trabajo, tanto por el aumento de alimento disponible, como por la dificultad de localizar a las capturas (Parkes, 1990a-b). La atrapabilidad o la detectabilidad es tanto menor cuanto mayor sea la disponibilidad de alimento alternativo (Gurnell, 1989).

Se ha señalado en ocasiones, sobre todo con invasoras autóctonas, que el impacto puede estar causado tan sólo por unos individuos determinados, especializados en ese recurso o tipo de presa (Harris & Saunders, 1993; Oro *in litt.* 1999). En estas ocasiones, debe de plantearse si es necesario un control de la población o, tan sólo, la eliminación de los individuos problemáticos. Dado que ninguna de las opciones es, en principio, definitiva, sino que requiere de una repetición periódica, es necesario evaluar con cuidado el alcance real de los impactos en todas sus extensiones antes de decidirse por una u otra alternativa.

Stenseth (1981) recomienda la aplicación de la teoría de biogeografía de islas para definir la táctica con más posibilidades, en función de la estrategia vital de la especie diana. Así, para los estrategas de la K la reducción de la inmigración es prioritaria, mientras que los estrategas de la r es más conveniente incrementar la tasa de extinción local, fundamentalmente a través de la reducción de la reproducción. Sin embargo, la mayor parte de la descendencia moriría de todas formas, por lo que el control de los adultos es la opción escogida normalmente (*cf.* 3.9).

El conocimiento de los parámetros biológicos de las poblaciones introducidas permite calcular el esfuerzo necesario para obtener un control. Así, en función de las tasas de crecimiento en la población puede calcularse el número de individuos que deben ser retirados de la población para evitar el crecimiento. Por ejemplo, este sería 18% de la población, o el 40 % de las hembras, en el caso del ciervo sika en Escocia (Ratcliffe, 1989). En muchas especies o poblaciones la posibilidad de capturar a un macho es mayor que la de capturar una hembra (Dunstone & Ireland, 1989; Gosling & Baker, 1989b; Hughes, 1996), aunque puede ocurrir al revés (Green & Coleman, 1984), o variar con las estaciones (Daly, 1980).

El ciclo anual tiene una gran transcendencia en las consecuencias de una campaña de control. Como ya se comenta en varios capítulos de este manual, la elección de la época de menor disponibilidad de alimento para ejecutar campañas de control permite, por un lado facilitar el acceso a los individuos diana (mediante cebos, por ejemplo), pero también es la época en la que los efectivos poblacionales son menores y en que la reproducción se haya detenida. Del mismo modo, si se ejecuta una campaña de control tras la dispersión juvenil otoñal (en el caso de los pequeños

Planificación

carnívoros), el tiempo que pase hasta el siguiente reclutamiento será muy dilatado, por lo que el efecto de los descastes se hará notar en mayor medida (Byrom, 2002). Como la supervivencia de los jóvenes es densodependiente, las campañas de control tendrán un efecto positivo sobre los supervivientes, que tendrán más opciones de llegar a reproducirse. Esto ocurre en todos los niveles tróficos, tanto entre los carnívoros como entre los herbívoros (Parkes, 1990; Byrom, 2002).

El control de ardillas grises en RU se ha comprobado que es más efectivo si se realiza en las zonas de alta densidad de ardillas, más que en los lugares sensibles (los cebos pueden atraer a más ardillas). Como en otras especies, el problema más grave se plantea durante la dispersión de los jóvenes (Gurnell, 1989).

Igualmente se debe de considerar el posible envenenamiento secundario y accidental. Si se eligen períodos en los que existan menor número de depredadores y carroñeros, se evitará en gran medida el envenenamiento secundario (Yom-Tov, 1980; Aranda *et al.*, 1992; McClelland, 2002b).

La depredación es la mayor causa de un comportamiento no cíclico en algunas comunidades de especies presa (Erlinge *et al.* 1983). Por tanto, en ausencia de depredación, los ciclos anuales alcanzan una amplitud extrema. Este tipo de ciclos pueden llevar a la extinción debido a fenómenos estocásticos (Lande, 1988; Liebhold & Bascombe 2003).

La estocasticidad puede ser una aliado en los trabajos de control y erradicación de especies exóticas invasoras. Gracias a ella, la mortalidad inducida no necesita llegar al 100% de la población diana si los fenómenos densodependientes son favorables y la mortalidad afecta a elementos clave de la población, normalmente con más probabilidades de supervivencia (Lande, 1988). Estos efectos son más evidentes en islas pequeñas lo que se aprecia en inexistencia de poblaciones de roedores en las islas más pequeñas del Mediterráneo (Guyot 1989 en Martin *et al.*, 2000) o de Nueva Zelanda (Taylor 1984).

Cuando los efectivos de una población caen por debajo de su capacidad de carga, el éxito reproductor se incrementa, haciendo el control más difícil (Parkes, 1990a-b). Del mismo modo, en estadios tempranos de colonización la erradicación puede ser difícil al no haber alcanzado todavía la capacidad de carga (Thorsen & Shorten, 1997; Thorsen *et al.*, 2000).

Cuando hay más de una especie introducida, el orden de erradicación puede ser de gran importancia. En general se recomienda empezar por la especie más pequeña, pero la secuencia puede variar debe de estudiarse caso a caso (Bell, 1995). La erradicación de depredadores puede tener consecuencias a menudo impredecibles sobre los herbívoros y otros carnívoros (Fitzgerald, 1990; King, 1990).

La liberación del mesopredador se produce cuando, en un sistema de tres niveles, el superpredador de un ecosistema es eliminado lo que permite al mesopredador expandirse, con el consiguiente aumento en la presión depredadora sobre las presas (Courchamp, 1999). Esto sucede, por ejemplo, en una isla donde se eliminan los gatos que mantenían bajo control a las ratas. De modo similar, los gatos asilvestrados están controlados en aquellas zonas donde existen coyotes lo que favorece a las comunidades de aves (Crooks & Soulé, 1999). La eliminación de zorros afecta al uso del territorio y de los recursos por parte de gatos asilvestrados en Australia (Molsher, 1999). La eliminación de los gatos asilvestrados en Marion Island trajo como consecuencia el aumento de los ratones (Huysen *et al.*, 2000).

En el caso de la depredación interespecífica de algunas especies de peces, la estructura de la población está muy relacionada con el impacto generado. En un control sistemático de *Stizostedion lucioperca* en RU mediante pesca eléctrica se demostró que un aumento de la intensidad en el control conducía a la reducción de las clases de mayor tamaño, a una disminución del canibalismo y al aumento de las clases de menor tamaño, sin que se redujera la biomasa. La población de luciopercas de menor tamaño depredaba más intensamente en los peces nativos que un población más estructurada, por lo que en este caso, el control resultaba negativo (Smith *et al.*, 1997).

Planificación

La competencia entre especies introducidas puede llegar a ser importante. Así, el número de especies de roedores introducidos está en función de la superficie, y el gato asilvestrado no puede instalarse en islas con una población de armiños (Taylor, 1984). De este modo, puede producirse una “liberación del competidor”, como probablemente ocurrió con los conejos de Round Island tras la eliminación de las cabras asilvestradas (Merton, 1987). La competencia puede ser un factor más limitante que la depredación o el parasitismo para la supervivencia de una especie; así, en un análisis de 607 islas en las que se intentó controlar los conejos de distintas formas, Flux (1993) señala a la introducción de la liebre como el más efectivo de los métodos, aunque posiblemente varíe mucho con la región (presencia de vectores, idoneidad del hábitat para la liebre, ...) y sólo puede hacerse en aquellos lugares que son el rango natural de la liebre. Aunque no se dispone de datos cuantitativos, en Vedrá, cuando se extinguieron las cabras en 1976, siguieron varios años de aundancia de ratas. Igualmente, en Sa Dragonera, las campañas de erradicación de rata han ido seguidas de un incremento en la población de conejo (J. Mayol, com. pers., 2003).

Así, la urgencia de eliminar una u otra especie debe de ser revisada en cada caso. En Macquarie Island, el control de gatos se consideró menos urgente que el de conejos (Rounsevell & Brothers, 1984) pero en Desertas (Zino *et al.*, 1995a), se recomendó controlar los gatos una vez que los conejos estuvieran a punto de ser eliminados para evitar un cambio de presa. Por las mismas razones se recomendaba el control simultáneo de ratas y gatos en Madeira (Zino *et al.*, 1995b). En Deserta Grande, los gatos murieron seguramente de intoxicación secundaria, por lo que fue innecesario en control (Bell & Bell, 1997). En Macquarie Island, habría sido más fácil controlar a los gatos y los wekas una vez que los conejos hubieran sido eliminados (Rounsevell & Brothers, 1984; Johnstone, 1985). También han sido más fáciles de controlar los depredadores exóticos en Australia tras la introducción de la neumonía hemorrágica del conejo (Pech, 1996; Cooke, 1998). Sin embargo, en Nueva Zelanda se produjo un aumento en la depredación de pukeko tras la aplicación de varias técnicas para controlar conejos (Haselmayer & Jamieson, 2001).

Igualmente, el control de otras especies es importante en los casos de facilitación. Así, la exclusión de cabras y burros de las colonias de petreles en Galápagos podría reducir el acceso de los gatos, que utilizan las trochas abiertas por los unglados (Coulter *et al.*, 1985).

1.5.4 Factores humanos

Puede existir una fuerte oposición social a la erradicación o el control de algunas especies (Richard, 1989; Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1990; Rose & Jakson, 1995; Castells & Mayo, 1996). Es frecuente incluso que la misma administración adopte medidas de control o erradicación en algunas áreas, mientras que permite la permanencia de algunas especies en los lugares donde la presión socio-económica es fuerte (Zeedyck, 1980; Challies, 1990a, b; Davidson, 1990; McCann *et al.*, 1996).

La oposición puede venir de diversos frentes:

- Asociaciones protectoras de animales. Su oposición contra proyectos de control de EEI puede llegar a ser muy fuerte pero depende mucho del entorno sociocultural de cada país o región. Las especies más susceptibles de generar estas simpatías son en primer lugar, los perros y gatos asilvestrados, pero también las especies vistosas (como los loros o muchas anátidas) y los animales protagonistas de historias infantiles (erizos, cervatillos, conejos, ardillas, ...) o ligados a una iconografía más o menos mitológica (cisnes, tórtolas, gaviotas). Este ha sido el caso del cisne vulgar en Florida (McCann *et al.*, 1996), de la barnacla canadiense (Baines, 1995) o de la malvasía canela en Reino Unido (Rose & Jackson, 1995; Hughes, 1998), de la ardilla gris en este mismo país (Richard, 1989) o en Italia (Genovesi & Amori, 1999; Genovesi & Bertolino, 2000) y del lori arcoiris en [Nueva Zelanda](#). Sin embargo la controversia puede venir de programas de control de especies aparentemente poco apreciadas por la población, como ha ocurrido últimamente con las

Planificación

ratas en [California](#) y [Reino Unido](#). En ocasiones la oposición puede ir dirigida hacia el método, como ocurrió con la mixomatosis en Nueva Zelanda (Gibb & Williams, 1990) o el disparo contra perros y gatos en Reino Unido (Neville, 1989).

- Asociaciones de cazadores. Pueden estar en contra de la erradicación de especies cinegéticas, especialmente cuando no existen especies cazables autóctonas. La presión política y social llega a condicionar el control y el manejo de ungulados salvajes (Zeedyck, 1980; Challies, 1990b; Davidson, 1990; Rodríguez-Luengo, 1993; McCann *et al.*, 1996).

- Grupos de interés económico. Es el caso de las especies sometidas a explotación, como la caza industrial de cérvidos en Nueva Zelanda (Challies, 1985; Davidson, 1990) o la de especies peleteras.

- Población local. Algunas especies cobran un interés especial para la población local. Esto ocurre con el kiore para los maoríes, que lo consideran un legado de sus antepasados (McClelland, 2002a). Con frecuencia la tradición o los derechos adquiridos impiden el acceso a determinadas áreas. Así, en Reino Unido el acceso a propiedades privadas restringió los ensayos de control de la malvasía canela (Hughes, 1996), en las islas Cook, el personal local no acepta trabajar en las montañas por cuestiones espirituales (Passfield & Passfield, 1997) y en Nueva Zelanda, el acceso a las tierras maoríes suele estar muy condicionado (Parkes, 1990a). Lo mismo ocurre con los propietarios de algunos islotes en Las Baleares, donde la erradicación de las cabras introducidas ha sido dificultada o impedida.

El control de especies invasoras ha generado una corriente de descalificación basada en una pretendida “xenofobia” de estas acciones. Esto procede de distorsiones de orden político semejantes a las que condujeron a transplantar las teorías evolucionistas al “darwinismo social”.

El espíritu de control de las especies invasoras debe de ser el mismo que el que ha llevado a la generalización de la evaluación de impactos ambientales. No se persigue a una especie por su origen, sino por el efecto sobre los ecosistemas y las especies. El hecho de priorizar las especies autóctonas sobre las alóctonas está motivado por la conservación de un patrimonio global del que los habitantes de un territorio son depositarios y usuarios. La honesta valoración de la necesidad de control de las especies invasoras y la utilización de los métodos más éticos posibles debería acompañarse de campañas de información y sensibilización en aquellos casos en que sea necesario. Con frecuencia la población local puede ser implicada en las labores de manejo.

1.5.5 Factores económicos

La erradicación puede ser la mejor opción en términos económicos o cuando el control a largo plazo no puede ser garantizado (Gosling *et al.*, 1988; Parkes, 1990a). Normalmente la erradicación sólo es posible y económicamente viable en islas o áreas aisladas (King, 1990; Hone, 1994).

Según Parkes (1990a; b), la financiación para el control y la erradicación deben ser independientes. Según él, el control sostenido debe sufragarse con fondos regulares y, en caso de existir financiación extraordinaria, se dedicaría a intentar la erradicación más que a intensificar el control. Del mismo modo, los recortes presupuestarios sólo deberían afectar las campañas de erradicación y no los programas de control sostenido.

Para Stenseth (1981), la prioridad es reducir la inmigración y los recursos sobrantes deben destinarse a aumentar la tasa de extinción.

En todo caso, es necesario llevar una contabilidad para evaluar los costes económicos y humanos de modo que se puedan presupuestar futuras campañas (Parkes, 1990a). Este análisis de costes permite diseñar también la estrategia. Por ejemplo, en operaciones de control sostenido, puede

Planificación

determinarse el tiempo máximo que resulta rentable para localizar y eliminar un número determinado de individuos (Ridpath & Waithman, 1988). También permite reconocer cuándo es necesaria una técnica más costosa, como el uso de aeronaves, en lugar de la alternativa más económica (Parkes, 1989a).

El coste de eliminación aumenta conforme la densidad aumenta, por lo que se debe aumentar el esfuerzo en las últimas fase de un programa de erradicación (e.g.: Parkes, 1990a; Hone, 1990; Jiménez, 1994). Igualmente, el coste *per capita* será mayor si la erradicación comienza en los estadios iniciales de una invasión, pero el coste global se reducirá, tanto en términos de daños como de gastos de erradicación (Smallshire & Davey, 1989).

El conocimiento de los costes de cada tipo de modalidad de control permite hacer la mejor elección en términos de eficacia y de costes. Como ejemplo, el uso de cabras Judas equipadas con radioemisores reduce el coste de control de cabras montaraces respecto a la búsqueda desde aeronave (Taylor & Katahira, 1988).

1.5.6 Evaluación de prioridades

Los recursos económicos y humanos destinados para la gestión, el estudio y la conservación de los recursos naturales son reducidos. El destino que se le dé a las partidas presupuestarias destinadas a estos fines debe de ser cuidadosamente evaluada para determinar cuáles son las prioridades. Estas deben de ser evaluadas en cada caso, pero, de un modo general, se puede considerar prioritario las siguientes acciones:

- establecer una red de vigilancia y detección precoz de especies invasoras. Se trata de una actividad que puede no resultar muy gravosa, ya que se basa en un personal que en muchos casos se encuentra disponible (guardería, técnicos, investigadores, ONGs, cazadores, etc.) y que con frecuencia ya registra este tipo de información pero no la transmite. Por ello, se requiere de un esfuerzo de divulgación y de coordinación
- mantener la zonas libres de exóticas en su estado actual y eliminar las poblaciones incipientes. Resulta más económico evitar el establecimiento de una población invasora que intentar su erradicación cuando ya se encuentra bien asentada.
- exigir a los propietarios y depositarios de especies exóticas las medidas encaminadas a evitar su escape (cerramientos, limitación de la locomoción) o su establecimiento (esterilización). Así mismo, cualquier animal de exposición o de compañía, así como el ganado, deberán estar marcados individualmente y registrado su propietario.
- evitar el merodeo y el asilvestramiento de animales de compañía, mediante campañas de esterilización de mascotas y la obligatoriedad de su identificación y registro. Todo ello, con un esfuerzo de sensibilización de los propietarios.
- en todo caso de regresión de especies amenazadas, estudiar con urgencia las interacciones posibles con las especies invasoras y determinar cual debe de ser la estrategia de actuación. El impacto puede estar causado tan sólo por unos pocos individuos especializados, por lo que será más rentable la eliminación de los individuos problemáticos que un control sobre toda la población.
- en los casos en que el control o eliminación de la especie invasora sea fácil, actuar sin demora por precaución. El hecho de esperar a una evidencia contrastada estadísticamente puede suponer la pérdida de poblaciones de especies muy amenazadas y un solo ejemplar de una especie invasora puede generar mucho daño sobre especies amenazadas

Planificación

- en caso de que existan fondos suficientes, iniciar estudios sobre las especies de las que se ignore el impacto sobre los ecosistemas. Con frecuencia se ha dejado pasar por alto el impacto real de una especie por falta de datos, por lo que merece la pena investigar la incidencia de cualquier especie alóctona. En este caso se dará prioridad a aquellas especies que hayan resultado invasoras en otros lugares y, en ausencia de este tipo de información, a las que se encuentren ya naturalizadas.

1.5.7 Aspectos legales

Con frecuencia se ha demandado una legislación específica única a nivel continental y una aplicación efectiva de sus principios (Shine, 1996; Baccetti *et al.*, 1997; Criado, 1997). Diversos tratados internacionales (ver revisión en Shine, 1996) proveen un marco en el que una legislación nacional y regional pueden ser desarrolladas. El Consejo de Europa lleva varios años desarrollando una Estrategia Europea sobre las EEI (Genovesi & Shine, 2002). La legislación portuguesa cuenta con un decreto-ley 565/99 de 21 de diciembre sobre introducción y tenencia de especies exóticas (ICN, 2000; Queiroz, 2003). El Ministerio de Medio Ambiente español está realizando un Plan de Acción sobre EEI (Areces, 2003). Las CCAA del estado español tratan con diferente intensidad el problema de las EEI, pero destacan las autonomías insulares (las islas Baleares y Canarias) al incluir el tema concreto en sus estrategias de biodiversidad (Iglesias, 2003); Canarias ha iniciado también la redacción de un Plan de Acción sobre EEI (Rodríguez-Luengo *et al.* 2003).

Diversas normativas de diferente rango se ocupan de los métodos para la captura de las especies, en particular de las cinegéticas. Sin embargo, en todas las legislaciones se introduce la excepción de la norma en los casos en que la diversidad biológica autóctona se vea amenazada. Las normativas de caza suelen permitir el control de perros y gatos asilvestrados, sin vedas, pero también existen directrices sobre bienestar animal que pueden entrar en conflicto con la necesidad de preservar la biodiversidad autóctona. Los “derechos de los animales” deben de ser considerados también para las especies silvestres y la conservación de las faunas y floras endémicas amenazadas debe de estar por encima de esas limitaciones.

En todo caso se contará con la pertinente autorización administrativa tanto para la actividad en sí como para los métodos empleados, muy especialmente si se trata de métodos restringidos por las normativas regionales, estatales e internacionales.

Llegamos así al aspecto quizás más importante en este apartado. Numerosos métodos que son utilizados habitualmente para el control de especies invasoras no están permitidos con otra finalidad, como la caza o la pesca. La posibilidad de que estos métodos puedan ser autorizados para usarse contra estas especies no implica que no deban de tomarse las mayores precauciones a la hora de seleccionar el método, exigiendo la máxima selectividad y el menor riesgo para las especies no diana. Siempre que sea factible se emplearán los métodos más selectivos y, en su defecto, aquellos que no impliquen la muerte del individuo. Los métodos menos selectivos que impliquen la muerte (trampas de muerte, tóxicos) se usarán en las circunstancias y con las especies en que ninguna otra alternativa sea posible. En estos casos se emplearán los materiales, productos, fechas y técnicas que menos riesgo supongan para las especies no diana.

Además, algunas especies pueden encontrarse protegidas por la legislación en su rango original. Ello ocurre incluso entre islas de Macaronesia en las que se han importado vertebrados endémicos de otras islas. Así, el lagarto gigante de Gran Canaria *Gallotia stehlini* ha sido introducido accidentalmente en La Palma y la lagartija de Madeira *Lacerta dugesii* lo ha sido en Azores. En las islas Baleares, la lagartija de la Pitiusas *Podarcis sicula* ha sido introducida en Mallorca. El control de estas especies en los casos en que lleguen a considerarse invasoras debe tener en cuenta el destino de los animales capturados en vivo (con las debidas precauciones de

Planificación

cuarentena para evitar la transferencia de enfermedades y los planes de reintroducción oportunos para evitar problemas con las poblaciones existentes).

Lo mismo ocurre con otras especies de vertebrados protegidos, con carácter general, por acuerdos internacionales o por legislaciones nacionales. Estas mismas normativas admiten excepciones en virtud de que esté amenazada la conservación de otras especies. En todos los casos, la autorización específica puede permitir el control de estas especies mediante los métodos más adecuados.

1.5.8 Programación

Siempre es recomendable la realización de pruebas previas sobre viabilidad de las campañas de control y/o erradicación. En Rarotonga, el control se iniciaba algo antes de la época de reproducción de la especie amenazada por las ratas ya que el control a lo largo del año no compensaba el esfuerzo (Robertson *et al.*, 1998).

Las fechas para el control suelen elegirse en la época de menos disponibilidad de alimento dado que existirán menos individuos que eliminar y, además, estos serán más susceptibles de verse atraídos por los cebos. Esta época coincide con la parada en la reproducción, con lo que se evita que haya jóvenes que todavía no hayan salido de la madriguera y lo hagan después de las operaciones (Aranda *et al.*, 1992; McClelland, 2002a).

En el caso de islotes con colonias de aves marinas debe programarse la época en que estas estén ausentes o sean menos abundantes para evitar despilfarro de esfuerzo y riesgo hacia especies no diana. Las gaviotas, sobre todo la patiamarilla con su carácter oportunista y la confianza en los recursos aportados por el hombre, suelen consumir los cebos destinados a otras especies.

1.5.9 Toma de decisiones

La recogida y análisis de datos es fundamental para conocer tanto la expansión de las especies como su impacto en los ecosistemas. Por desgracia no son muchos los datos que se cuentan para conocer los impactos, pero son algo más abundantes los estudios sobre la expansión.

Entre las aves se dan algunos de los mejores casos de conocimiento detallado de la expansión y distribución de las especies exóticas. Al tratarse de un grupo de especies llamativo y cuya observación cuenta con un gran número de aficionados, la información es abundante; sin embargo, otros grupos de vertebrados son objeto de un trabajo voluntario menos espectacular, por lo que se carece de datos en muchos casos.

La expansión de *Estrilda astrild* en Portugal ha sido bien analizada (Silva *et al.*, 2002) y las poblaciones de *Amandava amandava* de Madrid han sido seguidas con detalle (Bermejo *et al.*, 2000) como las de psittácidas de Valencia (García y Gans & Català, 2003).

La realización de atlas ha mejorado el grado de conocimiento sobre la distribución de las especies en España (Doadrio, 2001; Pleguezuelos *et al.*, 2002; Palomo & Gisbert, 2002; Martí & del Moral, 2003). En Portugal, se está llevando a cabo una actualización del atlas de aves.

En cuanto al conocimiento de los daños ocasionados por las especies invasivas, normalmente proviene de estudios a veces complejos, que carecen en ocasiones de datos de base (el estado previo a la introducción) y por lo tanto resulta difícil establecer la incidencia sobre los ecosistemas una vez se encuentran con una especie nueva. Es más fácil de detectar las incidencias sobre las especies más amenazadas, dado que son objeto de seguimientos más específicos y que por lo reducido de sus poblaciones resulta más evidente una merma en los efectivos. En estos casos es complicado discernir el impacto causado por la especie invasora de otras amenazas, como la

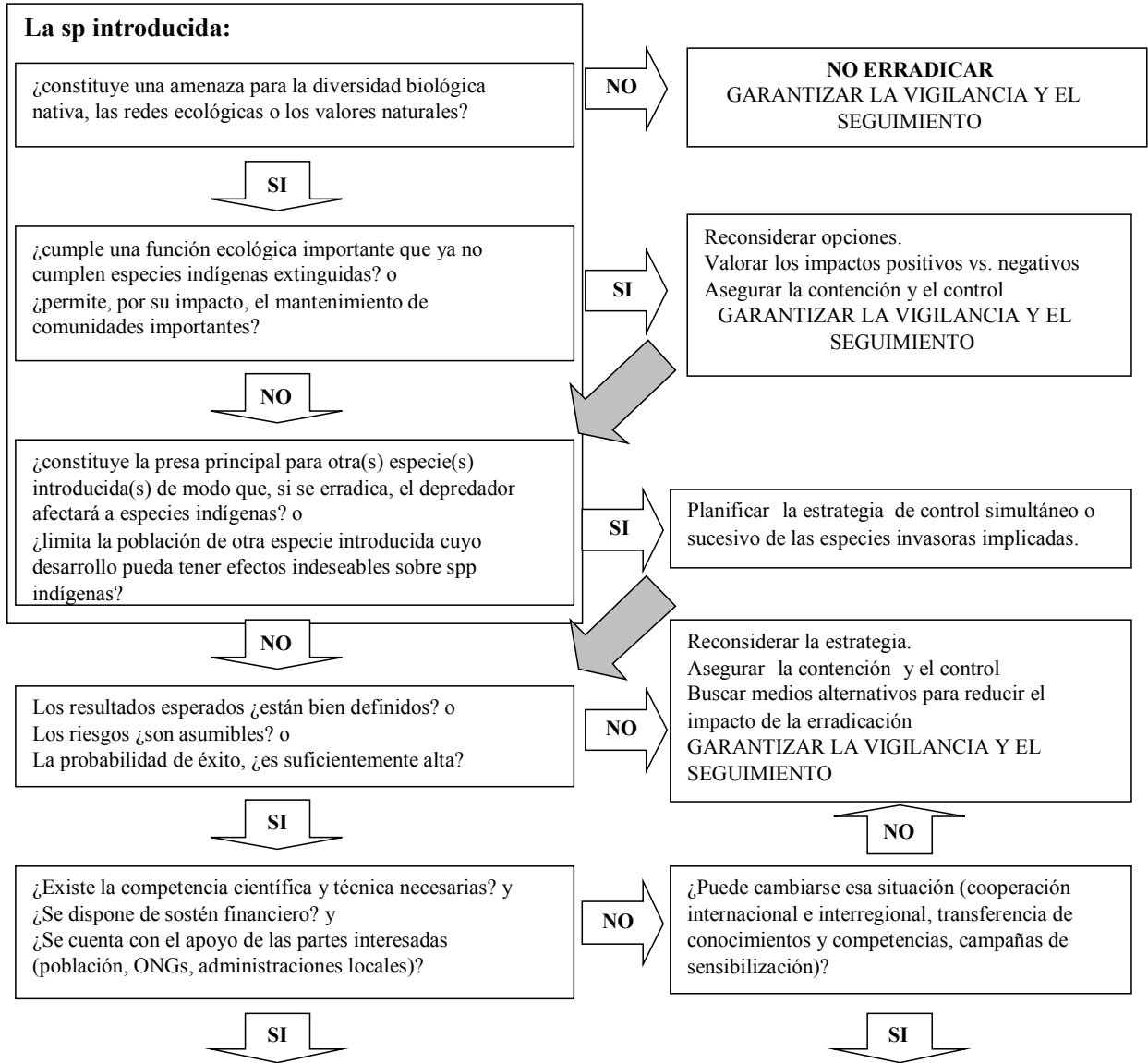
Planificación

persecución directa o la alteración del hábitat. Con frecuencia, la información es anecdótica, pero suficientemente relevante como para tomar medidas. Por ejemplo, la muerte de al menos 21 ejemplares de *Puffinus mauretanicus* por un solo gato en 5 días (Ruiz & Martí, 2003) o la depredación de varios ejemplares de *Pterodroma madeira* también en pocos días (P. Oliveira, com. pers., 1999). Cuando el impacto afecta a especies más comunes, puede pasar inadvertido hasta que el daño es grave.

En muchas áreas protegidas en las que se pretende preservar, precisamente, las características de insularidad, los vertebrados introducidos pueden ser un elemento indeseable dentro de los objetivos mimos del espacio natural protegido.

Para facilitar la toma de decisiones frente a la necesidad o no de establecer un programa de control o de erradicación, se han estudiado varios modelos de árbol de toma de decisiones (GOERT, 2002; Courchamp *et al.* 2003). Se han tomado elementos de ellos y se ha elaborado el siguiente diagrama, que debería ayudar a tomar decisiones de un modo sistemático y objetivo.

Planificación



¿Cómo actuar?		
ERRADICACIÓN		
DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD INVADIDA	MÉTODOS Y CONDICIONES	SEGUIMIENTO
<ul style="list-style-type: none"> Mecanismos por los que el invasor interactúa con las spp nativas (competición, depredación, parasitismo, ...) Consecuencias principales de la sp invasora sobre la comunidad Naturaleza e importancia del proceso de interacción entre más de una spp. 	<ul style="list-style-type: none"> ¿Dónde? ¿En qué entidad geográfica (isla, archipiélago) se va a actuar? ¿Cuándo? ¿Cuál es el período del año más adecuado para obtener mejores resultados (para las especies diana y no-idana)? ¿Cómo? ¿Qué estrategia se va a seguir? ¿Química? ¿Física? ¿Biológica? ¿Varias juntas? ¿Cuál es el riesgo para las especies no-diana? ¿Quién? ¿Con quién se debe contar (aconsejar, consultar, educar) para mejorar la operación? ¿Qué calendario? Si hay varios métodos o varias especies, ¿qué orden se va a seguir? 	<ul style="list-style-type: none"> Prevención de la reinvasión Recuperación de spp indígenas Variables que se van a seleccionar Momento y frecuencia de los muestreos

Planificación

1.5.10 Personal

El tipo de personal a emplear tiene mucha importancia. El empleo de personal profesional o de voluntarios puede tener diferentes implicaciones.

En el control de especies invasoras siempre se plantea el dilema de si emplear cazadores deportivos o no. En principio, puede considerarse a los cazadores como mano de obra no remunerada, pero hay muchos factores relativos a su motivación, implicación y eficacia que deben de tenerse en cuenta.

La caza deportiva es una actividad muy extendida y puede parecer que el gran número de tiradores implicados puedan ser de gran utilidad para el control de especies de ungulados asilvestrados. Sin embargo, el colectivo de cazadores ejerce presiones muy importantes para evitar que las especies cinegéticas introducidas sean eliminadas de una región (Challies, 1990b; Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñeiro, 1990; Palomares, 1999). Además, muchos cazadores pueden considerar poco ético el abatimiento de hembras y de jóvenes y oponerse a ello. Estos problemas pueden reducirse o evitarse mediante una concienzuda campaña de información.

El furtivismo o la caza en terrenos libres puede ser un factor que impida o ralentice el establecimiento y la expansión de ungulados introducidos. Así, la caza sistemática de animales en dispersión ralentizó la dispersión del arruí en California (Barret, 1980) y el establecimiento del gamo en Tenerife (Molina, 1995). Sin embargo, en terrenos acotados, los titulares de los derechos de caza suelen intentar que la nueva especie se establezca en su territorio, por lo que limitarán la presión cinegética sobre ella al menos en las fases tempranas, favoreciendo su dispersión.

En algunos casos, la caza deportiva resulta eficaz para mantener bajos los niveles poblacionales de ciertas especies después de haber efectuado un descaste intensivo (Nungent, 1988; Davidson, 1990; Davidson & Nugent, 1990; McIlroy, 1990; Dzieciolowski, 1992). El empleo de cazadores voluntarios puede reducir los costes en una relación de 40 a 1 (Parkes *et al.*, 1996).

Los cazadores no profesionales tienen muchas limitaciones. En el Parque Nacional de las Cañadas del Teide cerca del 70 % de los cazadores no mataron un solo muflón (Rodríguez-Luengo, 1993). Algo semejante ocurre en Nueva Zelanda donde casi 85 % de los cazadores no cobró ninguna res y menos del 5 % fue responsable de la mitad de las capturas (Nugent, 1988). La eficacia depende del número de cazadores en la región (Barret, 1980; Nugent, 1988), del terreno (Barret, 1980) y de las facilidades de acceso (Nugent, 1988; Challies, 1990a; Dzieciolowski, 1992). Así, la mayor parte de los gamos en las Blue Mountains de NZ vivían a más de 1,5 km de los puntos accesibles (Nugent, 1988); el 60 % del esfuerzo de caza se hacía en el 30 % del territorio (Dzieciolowski, 1992); la distancia a la que se detectan los venados cuando se caza desde pistas forestales aumenta notablemente (Aranda *et al.*, 1996). Cuando se cuenta con cazadores no profesionales, la ausencia de especies similares a la diana es importante para evitar errores (Barret, 1980).

Las limitaciones en los cupos, temporada hábil y edades y sexo de las capturas pueden ser legalmente modificados para mejorar los resultados. Así se ha hecho, por ejemplo, para *A. lervia* en Nuevo México (Morrison, 1980) o en California (Barret, 1980), en este último caso con la única limitación del respeto a la propiedad privada. La eliminación de las tasas incrementó el número de cazadores participantes en la caza del muflón en el Teide desde los 62-129 en los 1980s, a los 450 en 1992 (Rodríguez-Luengo, 1993); sin embargo, parece que el mismo suceso en La Palma con el arruí, aumentó el número de personas interesadas en conservar la especie como pieza de caza (Palomares, 1999). Debe tenerse en cuenta que en ocasiones la caza fomenta la dispersión de la especie invasora más rápido que lo que sucedería en ausencia de persecución directa (Uphan, 1980).

Planificación

El disparo oportunista se ha empleado para controlar el arruí en el PN Carlsbad Cavern (Nuevo México), pero no fué efectivo (Ahlstrand, 1980). Sin embargo, el disparo rutinario, como parte de la tarea de los guardas es mejor para conseguir un control permanente (Ratcliffe, 1989). Cuando lo que se persigue es la erradicación y no un control permanente, normalmente se recomienda llevar a cabo campañas intensivas y dejar un período de descanso entre una y otra (Bell, 1995).

La caza comercial puede ser un método importante para reducir densidades, pero hay que considerar que al caer el número de capturas, también disminuye el interés por ejercer esta actividad. En un caso concreto, el descenso en las capturas no parecía relacionado con una reducción en la densidad de ciervos sino con un cambio de comportamiento de los ciervos, que aprendieron a evitar a los helicópteros (Challies, 1985). Además, de modo similar a lo que ocurre con la caza deportiva o con el pago de recompensas, el interés económico puede ser un obstáculo para conseguir un control efectivo (Challies, 1985; Tustin, 1990).

Cuando se pagan bonificaciones por cada animal capturado, se corre el riesgo de que los cazadores se interesen en limitar sus capturas para perpetuar su ingreso (McCann *et al.*, 1996; Hansford, 2002). Durante la erradicación de la rata almizclera en RU no existían primas en caso de erradicación y las recompensas eran irregulares; las pieles se vendían para financiar los gastos (Gosling & Baker, 1989a). Durante la erradicación del coipú, después de varios cambios de estrategia, se estableció un plan de erradicación a diez años, de modo que los tramperos no tenían asegurado un recurso perenne, pero existía una recompensa equivalente a tres años de paga si la erradicación se conseguía en seis años o menos, reduciendo proporcionalmente el incentivo si se empleaba más tiempo. La venta de las pieles fue prohibida para evitar la tentación de conservar el recurso (Gosling, 1977; Gosling *et al.*, 1988; Gosling & Baker, 1989a).

La fuente de tiradores profesionales es de diversa naturaleza. En España se emplean francotiradores de la Guardia Civil para el control de malvasía canela (Rose & Jackson, 1995). En Mauricio se han empleado francotiradores de la policía para controlar minas (Lucking, com. pers., 1998). En Galápagos se emplearon guardas especialmente entrenados (Calvopina, 1985).

Los ojeadores y todo el personal implicado en las actividades que impliquen disparo deben de estar perfectamente coordinados y, de preferencia, comunicados por emisoras.

Además del personal fijo de la administración en ocasiones conviene recurrir a ayudas externas, tanto para la planificación como para la ejecución de los planes de control.

Un caso particular que debe de ser tenido en cuenta es el colectivo de anilladores. En la actualidad suponen una fuente de información notable sobre la distribución, ecología y evolución de las poblaciones de aves introducidas. Prueba de ello, por ejemplo es el seguimiento de poblaciones concretas (Bermejo *et al.*, 2000). Los anilladores pueden ser un recurso muy útil a la hora de la captura incidental o sistemática de especies exóticas de aves. De hecho, en Andalucía, las especies exóticas capturadas deben de ser mantenidas en cautividad y entregadas a la autoridad ambiental (J. Pinilla, com. pers., 2003).

*Manual práctico para el manejo de vertebrados
invasores en islas de España y Portugal*



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2 SEGUNDA PARTE: FICHAS DE ESPECIES

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.1 DESCRIPCIÓN DE LAS FICHAS

2.1.1 Biología

En la ordenación de las fichas, se ha seguido, dentro de lo posible, un orden sistemático, semejante al que se emplea en numerosos libros sobre vertebrados.

Se indican en este apartado las características biológicas que más pueden incidir en la gestión de la(s) especie(s): distribución original, lugares de introducción, fecundidad, comportamiento, alimentación, ...

Para las áreas de distribución de las especies introducidas en el área del estudio, se han usado las siguientes fuentes:

Instituto da Conservação da Natureza. Sin fecha. Sistema de Informação do Património Natural. Fauna. www.icn.pt/sipnat/sipnat2.html

Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias. Base de Datos de Especies de Fauna Exótica encontrada en Canarias www.gobcan.es/medioambiente/biodiversidad/introducidas/especiesinvasoras.html

Doadrio, I. (ed.). 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.

Matías, R. 2002. Aves exóticas que nidificam em Portugal continental. ICN-SPEA. 109pp.

Martí, R. & J.C. del Moral (eds). 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.

Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). 2002. Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Salvo que se indique lo contrario, la información sobre biología contenida en este apartado proviene de:

Nowak, R.W. 1995. Walker's Mammals of the World Online. Johns Hopkins University Press. www.press.jhu.edu/books/walker/toc.html

Cramp. 1998. The complete Birds of the Western Palearctic. Oxford University Press. CD-ROM.

2.1.2 Problemática

Se indican los problemas que han planteado en el ámbito geográfico del manual o en otros lugares. En el caso de que no se conozcan para la especie en concreto, se indicará para especies próximas. En ocasiones, tan sólo se planteará el perjuicio potencial si, por el momento, no se ha podido documentar daños reales.

Descripción de las fichas

Cuando es pertinente, se menciona si la especie está listada entre 100 de las peores especies exóticas invasoras del Mundo, publicada por la UICN (www.issg.org/booklet.pdf), como referencia del impacto global de cada especie.

2.1.3 Métodos de control

En distintas categorías, se exponen los métodos de control documentados por experiencias. En general, los métodos pueden utilizarse simultáneamente o, incluso, algunos serán complementarios de otros. Con frecuencia, se tratarán los cebos en un punto diferente, dado que pueden ser utilizados tanto en trapeo, para la aplicación de productos tóxicos o estupefacientes o en otras medidas compensatorias.

2.1.4 Recomendaciones

En este apartado se aconsejará cuál es el método o la combinación de métodos que se considera más conveniente, teniendo en cuenta eficacia y costes. También se señalará la información que sería conveniente recopilar (por ejemplo en el caso de especies de las que no se conocen daños concretos).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.2 PECES CONTINENTALES

2.2.1 Biología

En las islas hispano-lusas, no existen peces continentales si excluimos *Anguilla anguilla* (especie catadroma, cuyas formas juveniles se desarrollan en el mar) en todos los archipiélagos y *Gasterosteus gymnurus* en Mallorca. En España se han introducido al menos 25 especies de peces continentales, la mayor parte en los últimos 75 años (Elvira, 2001). Este fenómeno es semejante en todo el mundo y, así, en algo más de siglo y medio, en los Grandes Lagos de Norte América se han introducido 34 especies de peces, la mitad de ellas con éxito (Emery, 1985). En las islas que nos ocupan (basandonos en ICN, sin fecha; Anónimo, 2000; Doadrio, 2001; M.J. Pitta, 2003) las poblaciones de peces exóticos que conocemos son:

	Açores				Madeira	Canarias							Baleares		
	São Miguel	Pico	Flores	Corvo	Madeira	Gran Canaria	Lanza rote	Fuerte-ventura	Tenerife	La Gomera	El Hierro	La Palma	Mallorca	Menorca	Eivissa
<i>Micropterus salmoides</i>	X	X	X	X		X				X			X		
<i>Carassius auratus</i>	X		X			X			X			X	(X)		
<i>Cyprinus carpio</i>	X	X	X			X			X			X	X		
<i>Rutilus macrolepidotus</i>	X														
<i>Rutilus rutilus</i>	X														
<i>Esox lucius</i>	X												X		
<i>Perca fluviatilis</i>	X		X												
<i>Sander lucioperca</i>	X														
<i>Gambusia holbrooki</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Poecilia reticulata</i>						¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?			X
<i>Salvelinus alpinus</i>	X														
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	X		X		X								X		
<i>Salmo trutta</i>	X				X										
<i>Oreochromis mossambicus</i>						¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?	¿?			

Otras especies probablemente introducidas en Las Baleares han desaparecido en la actualidad por desecación de su hábitat (Anónimo, 2000).

2.2.2 Problemática

Uno de los casos más espectaculares conocidos de los efectos de una especie introducida se debe precisamente a un pez continental. La perca del Nilo (*Lates niloticus*) se introdujo en el lago Victoria, y ha causado la extinción de 200 especies endémicas de ese lago en una década con un efecto en cascada importante (Goldschmidt *et al.* 1993; Ogutu-Ohwayo, 2001). Lo mismo ocurrió en otros lagos próximos (Ogutu-Ohwayo, 1993). Este caso es especialmente complejo ya que la erradicación es socialmente indeseable debido a la dependencia de la economía local de la pesca, ya

Peces continentales

que las capturas se multiplicaron por seis entre 1975 y 1990, multiplicándose también el esfuerzo pesquero destinado fundamentalmente a la exportación (Ogutu-Ohwayo, 2001).

Igualmente, la expansión de *Petromyzon marinus* en los Grandes Lagos de Norteamérica a través del canal de San Lorenzo, ocasiona importantes problemas ecológicos y económicos (USGS, 2000).

La introducción de peces es una causa muy importante de recesión de los anfibios (Hecnar & M'Closkey, 1996; Alford & Richards, 1999; Rivera & Sáez, 2003). No todas las especies de anfibios se ven afectadas de la misma forma por los peces carnívoros, sino que las especies más pequeñas son más sensibles (Hecnar & M'Closkey, 1996). Los peces invasores además crean barreras biológicas que impiden la comunicación entre las poblaciones relictas de anfibios, favoreciendo la extinción local (Bradford *et al.*, 1993).

Listada como una de las “**100 peores invasoras**” está *Gambusia affinis*, muy próxima a *G. holbrookei* que es la especie introducida en España (parece que existe cierta confusión en la bibliografía respecto a la identidad de las gambusias introducidas, y que se han considerado conoespecíficas durante algún tiempo). Las especies del complejo *G. affinis* (incluida *G. holbrookei*) han puesto en peligro a varios peces y anfibios en todo el mundo, como en Australia (NPWS, 2002), Nueva Zelanda (DoC, 2002d) o Norteamérica (Fisher & Shaffer, 1996; Goodsell & Kats, 1999) (ver revisión en gambusia.net). En la Península ibérica, la expansión de pequeños peces como *G. holbrookei*, *Fundulus heteroclitus* o *Aphanius fasciatus* es paralela a la regresión de especies endémicas como *Aphanius iberus* y *Valencia hispanica* (Elvira, 2001). Del mismo modo, la introducción de peces exóticos se considera una de las principales amenazas para los anfibios, en particular en zonas de montaña (Márquez & Linaza, 2002). En Mallorca, *G. holbrookei* ya podría ser responsable de la desaparición de *Atherina boyeri* de alguna localidad y de la rarefacción de *Bufo viridis* en otras (Anónimo, 2000). Recientemente, ha sido detectado en localidades con ferreret (*Alytes muletensis*) para el cual supone un riesgo muy elevado (J. Mayol, com. pers. 2003).

Cyprinus carpio, *Micropterus salmoides*, *Oreochromis mossambicus* y *Oncorhynchus mykiss* están también en la lista de las “**100 peores invasoras del Mundo**”. En total, al menos cinco de las ocho especies de peces de esa lista se encuentran introducidas en, al menos, uno de los archipiélagos considerados en este trabajo.

C. carpio afecta a la vegetación acuática y a la fauna que de ella depende y consume invertebrados y frezas y jóvenes de otras especies (Doadrio, 2001; Hilhorst, 2002a). *Esox lucius* es un depredador de todo tipo de fauna acuática y sus efectos son devastadores. Otros peces que han sido introducidos en la Península Ibérica han resultado muy dañinos (Doadrio, 2001; Elvira, 2001).

2.2.3 Métodos de control

2.2.3.1 Captura directa

De las erradicaciones que conocemos que se han efectuado en islas, destaca la de *S. trutta* en Marion Island (Sudáfrica). En esta isla, las truchas se exterminaron pescando con salabres por la noche, con la ayuda de focos (Cooper, 1995).

Peces continentales

2.2.3.2 Trampeo

Descripción

Incluimos aquí las artes de pesca con red, nasa o similar. Para pozas pequeñas parece que se puede intentar el uso de [redes de izada](#). También los [esparaveles](#) y los [trasmallos](#) pueden ser de utilidad.

Igualmente, las [nasas](#) pueden emplearse para la captura de peces exóticos. En particular, Mushet *et al.* (1997) diseñan una nasa que bloquea todo un cauce gracias a su altura y a las alas laterales.

Las “[minnow-traps](#)” son nasas especialmente ideadas para pequeños peces, en vidrio, y podrían ser testados para las especies más pequeñas.

Ventajas

En cauces pequeños, pozas y estanques, estos métodos pueden contribuir a reducir, si no eliminar, las poblaciones de peces alóctonos.

2.2.3.3 Pesca eléctrica

Descripción

La pesca eléctrica es uno de los métodos más utilizados en la captura científica de peces. Se basa en la creación de un campo eléctrico que aturde a los peces lo que permite extraerlos a mano o con un salabre (ver 3.13.2.4). El propio campo eléctrico atrae a los peces (galvanotaxis), debido a las contracciones involuntarias que crea en el costado más próximo al ánodo, de modo que el pez se ve atraído a impulsos (RIC, 1997).

El equipo más básico está formado por una batería y el regulador que se llevan a modo de mochila, y una pértiga (a menudo combinada con un salabre en el mismo útil). El instrumental eléctrico debe de llevar mecanismos de seguridad en caso de que el operario caiga al agua. Para aguas más profundas y mayores superficies se efectúa la pesca eléctrica desde una embarcación (RIC, 1997).

El voltaje depende de la conductividad del agua, que depende a su vez del contenido en sustancias disueltas, y debe de regularse para evitar daños innecesarios a los peces. La susceptibilidad de los peces depende del tamaño y de la temperatura del agua (Holliman *et al.*, 2003a). También se deben regular la duración del pulso y la frecuencia. Por ejemplo, algún protocolo recomienda no sobrepasar los 1100 V de corriente continua a un conductividad <100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los 400 V para aguas con más de 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad y hasta los 350, aguas en los que no se recomienda la pesca eléctrica; los pulsos no deben durar más de 5 ms y la frecuencia los 70 Hz (NMFS, 2000). La corriente alterna es mucho más peligrosa y sólo debe usarse en aguas con muy baja conductividad (<80 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Holliman *et al.*, 2003b). Las frecuencias de hasta 60 Hz pueden ser seguras para especies pequeñas amenazadas si se reducen el voltaje y la duración del impulso al mínimo necesario (Holliman *et al.*, 2003a).

La pesca eléctrica debe de ser realizada por personal especializado y las especificaciones concretas de los muestreos diseñadas en cada caso concreto y calibradas según las necesidades.

Peces continentales

Ventajas

Los ejemplares capturados no sufren daño.

2.2.3.4 Tóxicos

Descripción

La rotenona es un veneno de origen vegetal que se utiliza para eliminar diversas especies de peces introducidos (Stefferd *et al.* 2002). La antimicina es inhibidor del transporte electrónico, como la rotenona, y es un producto más específico para peces con escamas.

En Australia, el tratamiento con rotenona de algunas pozas ha sido muy exitoso para eliminar las gambusias allí presentes (Anónimo, 2001; Henderson, 2002). En NZ se ha usado rotenona para eliminar los peces exóticos de lagos de 2 ha (Champion *et al.*, 2002). El mayor tratamiento con este producto ha sido en un embalse en EEUU de 1800 ha, en el que se eliminó toda la ictiofauna para ser reintroducida después (Sanger & Koehn, 1997).

También se ha usado cal viva para erradicar todos los peces, y otros seres vivos, para luego repoblar con las especies autóctonas; pero se corre el riesgo de que queden bolsas de agua sin tratar y que los peces supervivientes repueblen toda la masa de agua (Champion *et al.*, 2002).

En los Grandes Lagos de Norteamérica se emplean diversos productos para controlar las lampreas (Applegate *et al.*, 1961; Smith *et al.*, 1974; Seelye *et al.*, 1988; Bills & Johnson, 1992; Scholefield & Seelye, 1992). La diferencia biológica entre las lampreas y los peces hace que los productos sean bastante selectivos, aunque variaciones pequeñas en el pH del agua pueden hacer que determinados productos sean tóxicos para otros organismos o que carezcan de efectividad para las especies diana (Seelye *et al.*, 1988; Bills & Johnson, 1992). El impacto de estos productos sobre la fauna invertebrada es pasajero (Gilderhus, 1979; Lieffers, 1990). Se han empleado estos lampreicidas para controlar, con éxito, otras especies exóticas, sin serio impacto sobre las especies no diana previa evaluación de las dosis letales en laboratorio (Bills *et al.*, 1992).

Ventajas

La rotenona no resulta tóxica para aves y mamíferos y se degrada rápidamente en el medio (Parmenter & Fujimura, 1994; Champion *et al.*, 2002), por lo que las comunidades de invertebrados afectadas pueden recuperarse en breve tiempo. Puede ser neutralizada más rápidamente mediante la aplicación de permanganato potásico (KMnO₄) (Maxell & Hokit, 1992) en proporción del orden de cinco partes de permanganato por cada tres partes de rotenona pero que variará con las condiciones concretas del cauce (Stachecki, 1998; Seelbach *et al.*, 2000). Las concentraciones de permanganato pueden comprobarse con un colorímetro portátil y hacer las correcciones pertinentes (Parmenter & Fujimura, 1994).

También se han citado como inhibidores de la acción de la rotenona el cloro, el azul de metileno, el carbón activado y el agua fresca (Hinson, 2000). En general, los oxidantes fuertes (Sanger & Koehn, 1997).

Parece ser que la antimicina no tiene efectos inmediatos sobre los invertebrados en cauces de montaña, al contrario que la rotenona (Cerreto *et al.* 2003).

Inconvenientes

En general los piscicidas no son selectivos con las especies de peces que tratan. También son tóxicos para los anfibios y sus larvas. Las dosis letales para las larvas de anfibios y para tortugas

Peces continentales

(0,1-0,580 ppm) se solapa mucho con las de los peces (0,00165-0,665 ppm) y está claramente sobrepasada por las concentraciones empleadas habitualmente (0,5-3,0 ppm) (Maxell & Hokit, 1999). La cal viva tiene efectos deletéreos sobre toda la fauna y flora (Champion *et al.*, 2002).

La antimicina también parece tener efectos tóxicos sobre anfibios (Maxell & Hokit, 1999).

La mortalidad por rotenona en reptiles se produce sobre todo en estadios larvarios y puede ser minimizada mediante la creación de refugios y la aplicación de permanganato potásico (en la propia valla que forme el refugio), que neutraliza la rotenona (Maxell & Hokit, 1999).

2.2.3.5 Narcóticos

En muestreos científicos se emplean diversas sustancias que actúan como anestésicos de baja toxicidad (MS-222, etomidato, metomidato, quinaldina, benzocaina, propylen phenoxetol, formalina), que se emplean en la recolección de vertebrados e invertebrados acuáticos. El propylen phenoxetol, puede diluirse en una proporción de 1: 1.000.000 actuando en pocos minutos y pudiendo liberar las presas en una hora (Lloris, 1996).

2.2.3.6 Desecación

En pequeñas pozas y arroyos se puede proceder al desecado del cauce o de la poza mediante el desvío o retención de los aportes de agua, el drenado y el bombeo. Por este método se han suprimido en Australia poblaciones incipientes de *G. holbrookei* en una poza suburbanas y en un pequeño pantano (Ilparpa swamp) (Henderson, 2002). El agua drenada debe ser filtrada y/o esparcida sobre el suelo para impedir el retorno de los peces o sus huevos al agua. Se recomienda tratar el agua que no pueda ser drenada o bombeada sea tratada con un piscicida (Champion *et al.*, 2002).

La desecación total o parcial de charcas o la retención o desvío de las aguas de arroyos puede ser de gran ayuda para emplear varias de las técnicas mencionadas. De este modo se facilita la captura mediante redes o sacaderas o se reduce la cantidad de tóxico o de anestésico necesarios para tratar el cauce.

2.2.3.7 Control biológico

El control por patógenos de *G. holbrookei* ha sido discutido (gambusia.net), pero no existe un método claro para controlar la gambusia.

También se ha propuesto la utilización en pozas aisladas de peces diadromos (que emigran entre aguas saladas y dulces) como *Galaxias maculatus* que depredarían sobre las gambusias, pero no podrían reproducirse sin acceso a aguas saladas (gambusia.net). Sin embargo, como de hecho parecen existir poblaciones de estos peces aisladas del mar (fishbase), esta opción parece peligrosa.

Para la carpa, se ha considerado *Rhabdovirus carpio* que afecta a las carpas en piscifactorías y también a otras especies. Puede ser potencialmente muy dañino en determinadas circunstancias estresantes para los peces pero su especificidad y la capacidad de cambiar de huesped son cuestiones a ser consideradas seriamente (Crane & Eaton, 1997).

2.2.4 Recomendaciones

Se recomienda evitar todo tipo de introducciones de peces continentales en islas. Esto es una actividad difícil dado que, en la actualidad, la mayor parte de estas introducciones las efectúan

Peces continentales

particulares. En aquellos casos en las que el impacto sea desconocido, se debería evaluar el impacto actual de las introducciones de peces.

En los casos en los que exista un impacto sobre especies nativas debería intentarse la erradicación. Por ejemplo, cualquier pez exótico que se localice en los barrancos de Mallorca que constituyen el hábitat del ferreret debería de ser erradicado.

El uso de rotenona es muy radical, pero puede ser de interés para recuperar cauces que no puedan ser reinvadidos y proceder después a la reintroducción de las especies nativas. En caso necesario, se empleará permanganato potásico para neutralizar el tóxico.

En cauces pequeños, la pesca eléctrica o incluso la captura con salabre, nasas y redes puede ser suficiente para eliminar pequeñas poblaciones de peces alóctonos.

El bombeo, drenado u otros medios de reducir la cantidad de agua son de utilidad para emplear cualquiera de los métodos.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.3 ANFIBIOS

2.3.1 Biología

Bufo viridis es una introducción antigua en Las Baleares (Mallorca, Menorca y Eivissa), donde se ha descrito la ssp. *balearica* y ha sido objeto de acciones de conservación. Esta subespecie es la misma que existe en Córcega y Cerdeña, de donde con toda probabilidad provengan las poblaciones baleares (Muntaner, 2002). *Rana perezi* en Azores y Madeira, en Las Baleares (salvo Cabrera) y en Canarias (salvo Hierro y Lanzarote). *R. saharica* habría sido introducida también en Gran Canaria.

Hyla meridionalis está presente en todas las islas Canarias y en Madeira, además de en Menorca.

Rana catesbeiana se ha naturalizado ya en la Península. Esta especie y *Bufo marinus* abundan como animales de compañía. El tamaño *R. catesbeiana* y *B. marinus* les permite depredar sobre una gran variedad de vertebrados. Ambas especies tienen pocos enemigos naturales y son muy prolíficas y adaptables (Urioste & Bethencourt, 2001). Los adultos de *B. marinus* emiten bufotoxinas extremadamente tóxicas que los protegen de sus depredadores. Los huevos y renacuajos de *R. catesbeiana* también están protegidos por sustancias repelentes.

Triturus carnifex y *T. cristatus* han sido citados como introducidos en Azores, así como *Salamandra salamandra* y *Pleurodeles waltl*.

Osteopilus septentrionalis ha sido detectada en Canarias. Varias especies de *Eleutherodactylus* han sido introducidas en Hawái (Kraus *et al.* 1999). Una especie potencialmente peligrosa es *Xenopus laevis*, muy utilizado como animal de laboratorio y calificado como uno de los 100 peores invasores por la UICN. Ya se encuentra naturalizado en muchos lugares, como en Estados Unidos (McCoid & Kleberg, 1995) en el Reino Unido (Measey 1998), depredando en algunos casos a especies amenazadas (Lafferty & Page, 1997).

Los anfibios están íntimamente ligados al agua en al menos, algún momento de su vida. Casi todas las especies de anfibios dependen de láminas de agua para depositar sus huevos, aunque algunos grupos portan los huevos y en otros son más o menos vivíparos, dando a luz bien renacuajos, bien individuos ya metamorfoseados. Este es el caso de algunas invasoras en climas tropicales y subtropicales, como el género *Eleutherodactylus*.

Los anfibios adultos son, en principio, depredadores, si bien en función del tamaño sus presas pueden incluir pequeños vertebrados. Las larvas también pueden tener una dieta desde vegetariana a depredadora, incluso de renacuajos menores.

2.3.2 Problemática

R. perezi en Mallorca compete y depreda el endemismo críticamente amenazado *Alytes muletensis* (Román, 2002) y constituye la presa básica que mantiene las poblaciones de *Natrix maura*, amenaza mayor para el anfibio endémico (J. Mayol, com pers., 2003). *O. septentrionalis* depreda sobre otros anfibios.

Además, puede darse una sinergia entre especies introducidas, como en Oregón donde se ha visto que los peces alóctonos favorecían a la también alóctona rana toro (*R. catesbeiana*) al consumir

Anfibios

las ninfas de libélula que limitan la proliferación de sus renacuajos (Adams *et al.*, 2003). Esta especie ha eliminado a especies autóctonas en áreas donde ha sido introducida (Fisher & Shaffer, 1996). Aparentemente, el mayor impacto se debe más a la competencia entre los renacuajos que a la depredación (Kupferberg, 1997). Sin embargo, los hábitos depredadores afectan a todo tipo de invertebrados y pequeños vertebrados incluso a varios ofidios (Rosen & Schwalbe, 1995).

Las bufotoxinas de *B. marinus* son letales con frecuencia para sus depredadores, lo que ocasiona muertes de mascotas pero también de fauna salvaje (McCoid & Kleberg, 1995).

Eleutherodactylus spp. causan problemas de molestias por los cantos muy sonoros (Raloff, 2003); también se teme su impacto sobre los invertebrados nativos y las aves que dependen de ellos, por las elevadas densidades que alcanzan. La especie australiana *Limnodynastes dumerilii* es susceptible de poner en peligro anfibios autóctonos en Nueva Zelanda tanto por competencia como por ser portadora de chytridiomycosis (DoC, 2002a).

Diversas enfermedades, ranavirus y chytridiomycosis, son transmisibles a través de los anfibios naturalizados o mantenidos en cautividad (Daszac *et al.*, 1999; Mazzoni *et al.*, 2003).

2.3.3 Métodos de control

2.3.3.1 Captura manual

Descripción

En pozas ocupadas por el ferreret *Alytes muletensis* en Mallorca se ha procedido a la eliminación manual de los ejemplares de *Rana perezi* introducida. Las ranas mayores, las que con más probabilidad pueden depredar sobre *A. muletensis* fueron capturadas cada vez que había ocasión (Román & Mayol, 1997). La captura manual de ranitas arbóreas neotropicales requiere mucho esfuerzo en lugares con densidades moderadas o altas (Campbell *et al.*, 2001).

L. dumerilii es localizado con focos por la noche; se puede estimular su llamada con golpes secos, como palmadas (DoC, 2002a). En el caso de otras especies se podrían usar llamadas grabadas o reclamos.

La colaboración de la población es muy importante para especies como *B. marinus* que suelen ser abundantes en suburbios (Land Protection, 2001d), por lo que la concienciación del público es importante en estos casos.

Ventajas

Altamente específico.

Inconvenientes

Muy laborioso. La búsqueda intensiva en refugios puede ser muy efectiva, pero a la larga, menos que un buen sistema de trampeo (Crosswhite *et al.*, 1999).

Anfibios

2.3.3.2 Trampeo

Descripción

Los anuros siguen vallas de deriva cuando andan en tierra firme, junto a las que se pueden poner trampas de embudo (Moller, 1994) o, mejor, con trampas de pocillo (Parris, 1999; Mazerolle, 2003). Los sapos pueden caer en pit-falls suficientemente grandes (20 l) bajo una luz que atraiga a los insectos (Moller, 1994). Las pitfall son el mejor método para capturar anfibios, pero las ranas arborícolas pueden escapar (Parris, 1999).

Los hylidos, como *O. septentrionalis* o *H. meridionalis*, son potencialmente capturables en tubos de PVC fijos verticalmente a troncos de árboles de modo que se acumula agua en su interior y las ranitas arborícolas buscan refugio en ellos. Este método puede servir tanto para el seguimiento como para la eliminación de las capturas (Crockett *et al.* 2002).

Los renacuajos pueden ser capturados en nasas (Negovetic *et al.*, 2001). Mushet *et al.* (1997) describen una trampa de embudo suficientemente alta como para abarcar toda la columna de agua y equipada con bandas o alas laterales para conducir tanto los adultos como los jóvenes y renacuajos de salamandra a la trampa; esta trampa queda suficientemente emergida para que las capturas puedan salir a respirar.

2.3.3.3 Métodos químicos

Descripción

Se han probado diversos productos para el control de ranitas arbóreas en Hawaii y el más eficaz era la fumigación con una solución de cafeína en agua al 2 % (Campbell *et al.*, 2001; Raloff, 2003). Este método puede ser de utilidad en jardines, invernaderos, cultivos o para tratar planta ornamental importada.

Ventajas

La cafeína mata gasterópodos y anfibios de manera bastante selectiva (Raloff, 2003).

Inconvenientes

La cafeína llega a ser tóxica para las plantas (Raloff, 2002) y, en grandes cantidades, para los animales y las personas (operarios).

2.3.3.4 Control de las frezas

Las puestas de anfibios pueden reconocerse en muchos casos a nivel de especie. Por ejemplo www.aecos.com/CPIE/ver_06.html#40 da claves para las puestas de los anfibios alóctonos de Hawaii, incluidos *R. catesbeiana* y *B. marinus*. www.pwrc.usgs.gov/tadpole/ es una clave de renacuajos de Estados Unidos, pero incluye las especies invasoras *R. catesbeiana* y *B. marinus*. En www.isu.edu/~petechar/idar/amphib.pdf hay ilustraciones y descripciones de *R. catesbeiana*. Los huevos de esta rana no son, contra lo que se pudiera pensar, especialmente grandes.

En todo caso, salvo en Las Baleares, en el resto de los casos cualquier puesta de anfibio o renacuajo, se trata de una especie alóctona. Incluso en estas islas, la especie más prioritaria, *A. mulentesis*, está muy localizada y no freza, sino que porta los huevos en el dorso.

Anfibios

En Nueva Zelanda se procede a la retirada de puestas de *L. dumerilii* (DoCa, 2002).

En casos en que existan especies autóctonas de anfibios, la diferente época de freza de las diferentes especies puede facilitar que el tratamiento temprano de toda una charca sirva para controlar a la especie diana antes de que las especies autóctonas comiencen a desovar.

2.3.3.5 Drenado de pozas

Si la masa de agua es pequeña, es posible desecarla para eliminar fácilmente frezas y renacuajos. Hay que tener cuidado de dónde y cómo se vierte el agua drenada para evitar la propagación de larvas y huevos.

2.3.3.6 Fumigación con agua caliente

Se ha comprobado que la fumigación de invernaderos con agua a 46,5 ° durante 3' es eficaz para eliminar ranas y cualquier otro animal, excepto hormigas, sin dañar significativamente a las plantas, excepto las orquídeas (Raloff, 2003). Estos métodos sólo son útiles en la pequeña dimensión de invernaderos, pero pueden evitar la expansión de especies exóticas.

2.3.4 Recomendaciones

Se recomienda controlar tanto la venta como la tenencia de anfibios. Los propietarios y depositarios de anfibios exóticos en cautividad deben de ser concienciados del alcance que un vertido o un escape de estas especies puede tener en el medio. Se recomienda en particular evitar su tenencia en estanques u otras instalaciones abiertas.

La presencia de *R. catesbeiana* y *B. marinus* es totalmente indeseable en ninguna localidad fuera de su rango original. Se debería impedir su venta y tenencia. Debe difundirse suficientemente la información necesaria para su identificación en el campo para proceder a la eliminación temprana de cualquier conato de naturalización. Deberían impedirse la ranicultura en Mallorca en lugares donde pudieran contaminarse con algún patógeno de anfibios los cauces donde se encuentra *A. muletensis*.

Los métodos de eliminación deberán ser varios complementarios. Las frezas pueden ser más fáciles de eliminar que los adultos. También se puede proceder a la desecación de charcas y pozas para eliminar los renacuajos y al uso de tóxicos de rápida degradación, como la rotenona, en los lugares y circunstancias donde otro método no sea factible.

Los métodos más blandos, como el uso de agua caliente para el tratamiento de planta importada deben ser tenidos en cuenta. Las plantas importadas deberán ser objeto de inspección meticulosa en busca de anfibios arborícolas.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.4 QUELONIOS

2.4.1 Biología

En Mallorca y Formentera hay poblaciones de *Testudo graeca* y en Mallorca y Menorca, de *T. hermanni* y de *Emis orbicularis*. Estas tres especies proceden, probablemente, de introducciones muy antiguas.

Trachemys scripta ha sido introducida por todo el mundo, en nuestra área de estudio, se encuentra naturalizada en Tenerife, Gran Canaria, Mallorca y Menorca. En Gran Canaria también se han observado escapes de *Macrolemys temmincki* y otras muchas especies de los géneros *Graptemys*, *Chrysemys*, *Pelomedusa*, *Pseudemys*, *Pelodiscus*,... lo han sido en diversas localidades peninsulares. En Las Baleares también se han registrado escapes de estas tortugas exóticas, si bien no se tiene un registro de ellas (J. Mayol, com. pers., 2003).

Todos los galápagos tienen la costumbre de solearse en objetos que sobresalen del agua o flotando a ras de agua.

T. scripta es capaz de excavar sus nidos en suelos mucho más duros que los que utilizan los galápagos autóctonos en la Península por lo que son menos susceptibles de depredación (Marco *et al.* 2003).

2.4.2 Problemática

Las especies de *Testudo*, posiblemente carecen de impacto comprobado en las regiones donde hayan sido introducidas. Los ejemplares liberados de cautividad pueden transmitir enfermedades a las poblaciones salvajes.

T. scripta compite en cierta medida con galápagos autóctonos en la Península, tanto directamente por los lugares de soleamiento y de refugio, como indirectamente por competencia aparente (v.1.3) (Pleguezuelos, 2002; Marco *et al.*, 2003). Es un vector de salmonelosis.

2.4.3 Métodos de control

2.4.3.1 Captura directa

Descripción

Se puede estimular la recogida de galápagos exóticos por parte del público en general y transferidos a centros de recuperación donde pueden ser recuperados o sacrificados (Orueta & Aranda, 2001).

El método de eutanasia más humano es, aparentemente, la congelación (Boonman, 1998).

Quelonios

2.4.3.2 Trampeo

Descripción

Los galápagos pueden capturarse en trampas flotantes a las que los animales suben para solearse. Existen varios sistemas (Davis, 1994; Fowler & Avery, 1994) pero básicamente se trata de una caja de malla con el extremo superior abierto que flota en la superficie; puede contar con una plataforma central para el cebo o con una tabla basculante o, simplemente, con un borde interior forrado para hacerlo resbaladizo.

Otro tipo de trampas se basa en el principio de la nasa (entrada en embudo), están sumergidas y deben cebarse para atraer a los galápagos. Pueden ser de malla o de madera tratada (Davis, 1994; Fowler & Avery, 1994). Si no se asegura que la parte superior quede por encima de la superficie, son letales y no selectivas.

Ventajas

Las trampas flotantes permiten liberar galápagos autóctonos si se revisan con frecuencia.

Inconvenientes

Las trampas sumergidas son letales al no permitir salir a respirar y pueden capturar a otras especies no-diana. Deben disponerse siempre de forma que quede espacio para que las capturas puedan respirar aire libre.

2.4.4 Recomendaciones

Se recomienda utilizar cualquier método de captura en vivo: captura manual (ocasional u organizada), trampas flotantes, sacaderas, etc. No deben utilizarse métodos que produzcan capturas bajo el agua si no se recuperan inmediatamente, para evitar muertes accidentales de especies autóctonas.

En los centros de acogida se deberán mantener ejemplares para sensibilización e información pública, pero se gestionará el número excedentario para evitar problemas de sobrepoblación.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.5 SAURIOS

2.5.1 Biología

Tarentola mauritanica se encuentra naturalizada en Madeira, Gran Canaria, Tenerife y en todas Las Baleares. *Hemidactylus turcicus* está introducida en las dos islas mayores de Canarias y en Las Baleares. *Lacerta perspicillata* se naturalizó en Menorca. *Lacerta dugesii*, endémica de Madeira, ha sido introducida en Azores. En Mallorca también se han introducido *Podarcis sicula*, *Lacerta viridis* y *Psamodromus hispanicus* y existen observaciones de otras especies exóticas en libertad (J. Mayol, com. pers., 2003). El endemismo de Gran Canaria *Gallotia stehlini* se ha introducido en La Palma accidentalmente (Medina, 2003).

Dado el aumento de la popularidad de estos reptiles como animales de terrario, no es extraño que aparezcan especies de origen más lejano. Así, varias especies de *Anolis* y de otros lagartos han sido notificadas en las islas Canarias, procedentes de escapes, pero sin poblaciones naturalizadas. *Iguana iguana* se reproduce en una localidad de Tenerife.

2.5.2 Problemática

Las especies citadas en las islas que nos ocupan podrían tener un impacto negativo sobre los invertebrados y los reptiles autóctonos.

En concreto *G. stehlini* compite agresivamente con su congénere endémico de La Palma, *G. galloti* (Medina, 2003).

Las iguanas aunque son principalmente herbívoras, depredan también sobre nidos de aves (Krysko *et al.*, 2003).

2.5.3 Métodos de control

2.5.3.1 Captura en mano

Los lagartos pueden capturarse a mano o utilizando un lazo al extremo de una pértiga, que resulta ser un método muy eficaz, especialmente para algunas especies (Franz *et al.*, 1993; Boone, en prep.). Es uno de los métodos habituales de capturar saurios para estudios de diversa índole (p. ej. Cooper *et al.* 2002; López & Martín, 2002). También se pueden cazar con cerbatana usando un proyectil de corcho o similar (Krysko *et al.*, 2003).

2.5.3.2 Trampeo

Descripción

Las trampas de pocillo son muy empleadas para capturar lagartos (Corn & Bury, 1990; Fisher *et al.*, 2002).

Saurios

Se han empleado tapices de lazos para capturar iguanas exóticas en Florida (Krysko *et al.*, 2003).

La eutanasia de los reptiles diana puede hacerse por inyección letal o golpe en la cabeza. Si el animal está inconsciente mediante exsanguinación, destrucción del cerebro mediante un alambre o similar introducido a lo largo o, más sencillo, mediante congelación durante varios días (Boonman, 1998). Para cuestiones de eutanasia, ver Close *et al.* (1996).

2.5.3.3 Disparo

Los lagartos normalmente tienen una distancia de seguridad a la que se mantienen inmóviles. A esa distancia se les puede tirar con una carabina de aire comprimido, un tirachinas, una vez que han sido correctamente identificados como la especie diana. Se usan también incluso gomas elásticas que, lanzadas con destreza, golpean y aturden al animal (Franz *et al.*, 1993), aunque en ocasiones les causa lesiones más graves (E. Civantos, com. pers., 2003).

2.5.4 Recomendaciones

Se recomienda evitar nuevas introducciones de lacértidos en las islas que nos ocupan. Se deberá conocer cuanto antes si existe algún impacto por parte de las especies ya naturalizadas en particular sobre las especies próximas a las introducidas. En caso necesario se emplearán los métodos mencionados, atendiendo siempre a evitar daños a las especies nativas.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.6 OFIDIOS

2.6.1 Biología

Las serpientes tienen una relación ambigua con el hombre. Así como algunas civilizaciones las han aborrecido y perseguido irracionalmente, algunas culturas han apreciado mucho a ciertas especies para la eliminación de roedores. Seguramente por ello fueron transportadas desde antiguo por el Mediterráneo. Recientemente, algunas especies continúan viajando como polizones en barcos y aviones, como veremos el caso de *Boiga irregularis*. La terrariofilia ha ocasionado la proliferación de reptiles de todo tipo en cautividad que, en ocasiones, son liberados o escapan.

Natrix maura ha sido introducida en tiempos antiguos en Mallorca y Menorca. *Macropotodon cucullatus* es una especie relativamente antropófila, lo que ha hecho que fuera transportada por el hombre desde el principio de la navegación por el Mediterráneo. Las poblaciones de Las Baleares parecen proceder de la introducción, en el siglo II, de individuos procedentes de poblaciones argelinas. *Elaphe scalaris* es un endemismo ibérico que también está presente en las islas gallegas de Ons y Arousa, posiblemente de forma natural, y fue introducido en Menorca en tiempos prehistóricos. *Coluber hippocrepis* ha sido introducida seguramente por el hombre en varias islas del Mediterráneo (Pleguezuelos & Feriche, 2002), algunas bastante aisladas, y tiene una población muy reducida en la isla del Congreso (Chafarinas) aunque es verosímil que haya llegado naturalmente.

Como introducciones más recientes, podemos citar varias especies de *Python* que se han localizado en las islas Canarias y Las Baleares, procedentes de escapes no naturalizados, es decir, que no presentan (aún) poblaciones reproductoras. Las culebras del género *Elaphe* como *E. guttata* y *E. schrencki*, populares en los terrarios, parecen especialmente propensas a escapar del cautiverio, incluso en grupos, y pueden sobrevivir varios años en libertad (Gillissen, 1998). De hecho, algún ejemplar aislado de *E. guttata* ha sido detectado en Canarias. En el mismo caso están alguna captura esporádica de la ya mencionada *N. maura*.

Boiga irregularis inició su andadura como especie introducida al llegar a Guam tras la segunda guerra mundial en transportes militares procedentes de Nueva Guinea. Desde allí se ha empezado a detectar por todo el mundo a través de los cargos militares estadounidenses e incluso en trenes de aterrizaje de aviones. Esta especie ha sido detectada en una base militar de la Península Ibérica en un cargo procedente de Guam. Lo mismo podría ocurrir en otras localidades, como las islas Azores, con asentamientos militares estadounidenses. La serpiente *Trimeresurus flavoviridis* o habu es una invasora nativa en algunas islas de Japón, donde causa numerosos ataques a personas.

Con un grupo de especies tan amplio, las características biológicas son bastante diversas. Aunque gran parte de los ofidios son ovíparos, algunas especies de colúbridos, y numerosos boidos y vipéridos son ovovivíparos (paren sus crías vivas). Algunas especies, como *N. maura*, tienen dos celos anuales. Los períodos de incubación en las especies ovíparas dependen de la temperatura ambiente. Como otros reptiles, muchos ofidios pueden entrar en hibernación, pero la misma especie puede presentar o no letargo invernal en función de las condiciones ambientales.

Ofidios

2.6.2 Problemática

En Mallorca, *N. maura* depreda sobre el ferreret, *Alytes muletensis*, especie críticamente amenazada (Criado & Mejías, 1990). La extinción prehistórica de *Podarcis lilfordi* en Mallorca y Menorca se atribuyen a *Macroprotodon cucullatus*, aunque es probable que otras especies introducidas (*Mustela nivalis*, *Felis catus*) hayan contribuido (J. Mayol, com pers, 2003).

Boiga irregularis es una de las especies que más extinciones han ocasionado en los últimos años en islas del Pacífico (Fritts, 1998). En Guam ha exterminado en pocas décadas a la mitad de las 18 especies nativas sedentarias que quedaban en la isla, y ha reducido el resto a poblaciones exiguas; además han desaparecido en parte por su causa cinco especies de lagartos y dos de las tres especies de murciélagos (Rodda *et al.*, 1997). Es responsable de la desaparición de 3 de las 4 aves pelágicas que existían en la isla (Rodda *et al.*, 1999c). Al parecer, las características reproductivas y tróficas de esta culebra en su ambiente original no son extraordinarias y son comunes con otras muchas especies; estas no son invasivas en la actualidad pero pueden llegar a serlo si se trasladan de lugar, lo que es especialmente importante para evitar las introducciones de serpientes en islas (Rodda *et al.*, 1997).

2.6.3 Métodos de control

El mayor esfuerzo que se ha realizado para controlar un ofidio ha sido con *B. irregularis* en diversas localidades. Esta especie no se encuentra en el área abarcada por este manual y, además, tiene particularidades que hacen que los métodos no sean totalmente aplicables. Sin embargo, se describen con cierto detalle las acciones emprendidas contra ella como ejemplos de técnicas diversas en la lucha contra los ofidios introducidos. Las técnicas empleadas en Guam son una combinación de cerramientos a prueba de esta serpiente y trapeo de las mismas (Rodda *et al.*, 1999a; 2002).

2.6.3.1 Captura manual

La captura manual de *N. maura* se ha llevado a cabo en pozas habitadas por *A. muletensis* (Román & Mayol, 1997). Esta actividad debería complementar la captura con trampas, sobre todo cuando se persiga la eliminación de serpientes de un cerramiento de exclusión (Rodda *et al.*, 1999a).

Se pueden capturar ofidios también con un lazo en el extremo de una caña, aunque este sistema es más útil para saurios (Franz *et al.*, 1993; Boone, en prep.). Al menos para *B. irregularis* se pueden localizar las serpientes por la noche en las ramas de los árboles con ayuda de un foco y con una horquilla al extremo de un pértiga se la atrapa entre los brazos de la horquilla y se la enrolla “como un espagueti”; la serpiente tiende a enroscarse más aún (Engeman, 1998). Ganchos y pinzas en el extremo de una pértiga también son útiles como mecanismos de sujeción para manejar ofidios.

B. irregularis es capturada con mucha frecuencia en los cerramientos exclusión en zonas de embarque de Guam, para impedir la salida de esta serpiente en los cargamentos; la mayor parte de las capturas de esta especie se producen en el tercio superior de la malla de simple torsión y en los voladizos de alambre de espino (Engeman *et al.*, 1999). Se considera también un buen método para detectar poblaciones incipientes (Engeman *et al.*, 1998b) y aunque es menos eficaz que el trapeo su eficacia se mantiene a lo largo del tiempo mientras que la del trapeo decrece con el tiempo (Engeman & Vice, 2001).

Ofidios

2.6.3.2 Trampeo

Descripción

Las trampas de tipo embudo son más eficaces que las pit-fall para capturar ofidios (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999), aunque al menos con algunas especies, estas trampas parecen ser poco efectivas para los ofidios menores de 80 cm (LRC) (Rodda *et al.*, 2002).

Para *B. irregularis* se han empleado este tipo de trampas con frecuencia asociados a los vallados de exclusión con tasas de capturas análogas a las de las trampas colocadas en el borde del bosque (Engeman & Vice, 2000).

También se pueden utilizar nasas semisumergidas para capturar culebras de agua (Ford & Ford, 2002). Estas nasas deberían contar con alas laterales y ser suficientemente profundas para abarcar todo el cauce o la poza; pueden efectuarse batidas para llevar las culebras hacia las nasas.

En Guam se han probado tanto nasas totalmente metálicas (la mayor parte de los modelos) como con un tubo de plástico duro con la entrada en embudo en malla metálica (Fritts *et al.*, 1989; Rodda *et al.*, 1999a). Las trampillas de tela metálica o de chapa calada de aluminio mejoran la trampa al impedir las fugas; algunos modelos se bloquean más que otros, por lo que se diseñó uno que evitaba que el eje de la trampilla se moviera (Linnell *et al.*, 1996).

Las trampas de embudo también se han empleado con otras especies de serpientes (Howard, 1994; TWDMS, 1998h). La vallas de intercepción son muy útiles con un buen número de especies (Byford, 1994; Howard, 1994) pero no lo son con *B. irregularis* (Rodda *et al.*, 1999a), seguramente por sus hábitos arborícolas.

B. irregularis es reticente a entrar en trampas con la entrada obstruida visualmente, pero pueden escapar fácilmente si no existe una barrera que impida la salida. La fugas se pueden reducir hasta en un 50% si las trampas contienen un tubo que sirva de refugio y se elimina toda posibilidad de escape si se añade en el interior una trampa adhesiva. Sin embargo, las superficies engomadas pierden eficacia y deben de ser reemplazadas mientras que las trampillas no necesitan mantenimiento. Es conveniente diseñar específicamente las trampillas, ya que puede haber una diferencia sustancial en el tiempo empleado en entrar en las trampas en función del diseño (Rodda *et al.*, 1999a).

Dos tipos de trampas usadas normalmente con roedores, los cepos sin cebo y las trampas adhesivas no son útiles con *B. irregularis* (Rodda *et al.*, 1999a). También se han sugerido jaulas trampa cebadas (Bateman, 1988). Las trampas adhesivas pueden ser útiles en interiores (TWDMS, 1998h), como en los edificios donde se comprueben equipajes o cargos sospechosos.

La eutanasia de reptiles puede hacerse por inyección letal, golpe en la cabeza, congelación,... (Boonman, 1998).

Las trampas se colocan colgando de ramas o de las vallas de exclusión a la altura del pecho. La mejor estrategia para eliminar a *B. irregularis* de pequeñas manchas de bosque es el trampeo el trampeo intensivo en áreas de varias hectáreas tanto en el interior de las parcelas como en el perímetro (Engeman *et al.*, 1998a). El trampeo perimetral también puede ser muy eficaz (Engeman & Linnell, 1998; Engeman *et al.*, 1998b;d; Engeman & Vice, 2000) incluso en parcelas relativamente grandes, de hasta 18 ha (Engeman *et al.*, 2000).

Inconvenientes

Las poblaciones incipientes, al no haber empezado a agotar sus presas, pueden ser menos susceptibles al trampeo (Rodda *et al.* 2002)

Ofidios

2.6.3.3 Cebos y atrayentes

Las presas vivas y los huevos pueden ser cebos válidos para los ofidios en general (Bateman, 1988).

Aunque los primeros ensayos de atrayentes derivados de los olores de las presas no parecieron muy eficaces con *B. irregularis* (Chiszar *et al.*, 1988), otras especies responden bien al olor de la saliva de roedores (Chiszar *et al.*, 1997), lo que hace de este un cebo potencial. Varios cebos usados para carnívoros, como el SFE u otros basados en almizcle también resultan atractivos para esta especie, así como el olor a sangre fresca (Chiszar *et al.*, 1995). También se han testado con éxito las feromonas de las hembras, ya que los machos rastrean a las hembras por esas sustancias (Mason, 1999). Es de señalar que los ensayos en laboratorio han mostrado resultados mucho más importantes que sus repeticiones en el terreno (Chiszar *et al.*, 1995).

En el caso de *B. irregularis* los cebos vivos han dado mejor resultado que los olores sólo y las bandas olorosas hacia las entradas de las trampas no parecen incrementar las capturas (Rodda *et al.*, 1992). Normalmente se usan ratones vivos en una jaula protectora dentro de la trampa (Engeman & Linnell, 1998). En efecto, los ratones son las presas vivas que más capturas/trampa-noche permitieron en un experimento en Guam. Los ratones daban un 24% de capturas, las codornices 6%, los geos el 3 % y el gallinazo tan sólo un 1%; sin embargo, los geos son necesarios para capturar inmaduros que no se ven atraídos por los ratones (Rodda *et al.*, 1999b).

Dado que *B. irregularis* se siente también atraída por la carroña, en particular los inmaduros (Savarie *et al.*, 2001), se han intentado desarrollar atrayentes basados en esos olores, pero sin mucho éxito, ya que el olor a carroña atractivo para esta especie es difícil de reproducir. Las investigaciones intentan replicar el olor a carroña mediante reactivos basados en las bacterias responsables de la descomposición (Jojola-Elverum *et al.* 2001).

2.6.3.4 Disparo

Descripción

El disparo con carabina, fusil de aire comprimido o escopeta puede ser útil con algunas especies para controles puntuales (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h).

Inconvenientes

No puede ser sino un método complementario, en particular en poblaciones grandes. En especies acuáticas el disparo es muy complicado (refracción de la luz, rebote de proyectiles).

2.6.3.5 Exclusión

Descripción

La exclusión tiene varias finalidades: impedir el acceso de serpientes a zonas libres de ellas, aislar zonas para proceder a la erradicación, conducir a las serpientes hasta trampas o impedir la llegada de serpientes en puertos y aeropuertos.

En el caso de la serpiente arborícola café *Boiga irregularis* se diseñan trampas que favorecen la captura de las serpientes cuando trepan por ellas. Para ello, la vegetación de los alrededores debe eliminarse (Engeman *et al.* 1997). Se han usado vallas de 1-1,5 m de alto con una luz inferior a 8 mm para crear parcelas donde se eliminan las serpientes (Rodda & Fritts, 1991). Las

Ofidios

vallas electrificadas consistentes en 5 cables con una corriente pulsada de 5kV pueden ser utilizadas con el mismo fin de impedir el acceso a la valla desde ese costado (Rodda *et al.*, 1999a).

Campbell (1999) define que el método más exitoso para excluir a *B. irregularis* es una valla de unos 110 cm de alto, con malla de nylon de 7,5 mm y cinco alambres electrificados (hasta un voltaje de 3,7 kV); las serpientes de más de 135 cm (LRC) podían escapar de todos los modelos probados, pero estos individuos tan largos no son habituales. Algunos de los modelos probados tenían el problema de que las serpientes morían electrocutadas y hacían cortocircuitos y los materiales más elásticos permiten el paso de los ejemplares más pequeños por agujeros de tan sólo 5 mm (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

El método más efectivo para controlar el habu en Japón han sido vallas de nylon de 9 mm de luz de 70 cm de alto e inclinado 60° (Nishimura, 1999). Se han realizado vallados semejantes para otras especies, consistentes en malla de 90-100 cm de alto con un voladizo de 30 cm y una luz de 6 mm, enterrada 15 cm e inclinada 60° hacia el lado de exclusión (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h). Estos métodos no valdrían para *B. irregularis* que trepa muy bien (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

Perry *et al.* (1998) describen diversos tipos de cerramientos destinados a evitar la entrada de serpientes en áreas de seguridad, pero procurando permitir la salida de cualquier serpiente que hubiese podido entrar. Para las barreras temporales, la estructura básica es una valla de 115 cm de alto inclinada 60° construida de red de 8,7x9,2 mm de luz o malla de sombreado, con distintos tipos de sujeción a los postes. Todas superan el 90% de eficacia y algunas llegan al 100%. Si se hace de 130 cm se incrementa la eficacia, pero en Guam el viento es un factor limitante. Entre las barreras permanentes una opción son muretes de obra, lisos, de al menos 115 cm, con o sin una banda de metal de 5cm electrificada y rematados con un voladizo de 20 cm. Otra estructura está prevista para adosar a vallas preexistentes de alambre de simple torsión y consisten en mallas de 120 cm de ancho con una luz de 6 mm y un pandeo de 15 cm de radio en la parte superior. También se han ensayado con un éxito próximo al 100% cerramientos de láminas de vinilo de 115 a 152 cm y varios tipos de redes (poliestireno, nylon, con luz variable de entre 6x6,5 mm y 5,5x24,5 mm) con el refuerzo de 3 a 5 alambres electrificados. En resumen, las barreras tenían tres características pasivas comunes (lisura, altura y extraplomo) y una opcional y activa, la electrificación. La elección del método debería depender de las necesidades concretas.

En relación con este capítulo, debe considerarse la prevención en los cargamentos susceptibles de transportar serpientes. En los lugares de arribada se deberían realizar (ver más adelante y el capítulo fumigaciones en los contenedores y medios de transporte. En los lugares de carga y descarga, debe modificarse el hábitat para impedir el asentamiento de serpientes, mediante la eliminación de refugios y de roedores y la creación de barreras para impedir la salida de las serpientes del recinto de inspección (TWDMS, 1998h; Campbell *et al.*, 1999).

Inconvenientes

El coste de los cerramientos es elevado. En recintos que están cerrados en todo caso, como puertos y aeropuertos, hay que llevar a cabo vigilancia del perímetro.

2.6.3.6 Tóxicos

Descripción

La prevención de la introducción de reptiles implica también la fumigación de los cargamentos sospechosos. Los productos recomendados para ello son numerosos (Savarie *et al.*, 1991; McCoid *et al.*, 1993; Savarie & Brugges, 1999). Fosfuro de magnesio o aluminio, cianuro

Ofidios

cálcico, bisulfuro carbónico, formaldehído, tetracloroetano, bromuro de metilo, ... son potencialmente utilizables para la fumigación de cargamentos no alimentarios (Savarie *et al.*, 1991). Algunos anticoagulantes han demostrado ser letales por ingestión para *B. irregularis*, aunque no causan hemorragias, así como varios piretroides y al menos un carbamato por contacto por vía cutánea (Brooks *et al.*, 1998a; b; c). Cuando las serpientes se hayan semiprotegidas en el contenedor, al menos los piretroides fallan bastante (Brooks *et al.*, 1998c).

El acetaminofeno (paracetamol) ha sido ensayado dentro de ratones neonatos muertos para controlar a *B. irregularis* con notable éxito, y su potencial para combinarse con el vallado es considerable. Los cebos se situaban a cierta altura y en tubos de PVC para impedir el acceso a otros carroñeros (Savarie *et al.*, 2001).

Inconvenientes

Como con todos los tóxicos, siempre existe un riesgo de envenenamiento secundario (por ingestión de un animal envenenado) o colateral (por ingestión del cebo), lo que en el caso de Guam es especialmente notable por la presencia de un córvido (*Corvus kurayi*) altamente amenazado por *B. irregularis* que podría verse afectado por el consumo de carroña. La rotenona es el menos peligroso de los productos para los que se ha evaluado este riesgo (además de piretrinas y propoxur). Propoxur plantea menos problemas para mamíferos, pero no para aves. En los tres productos, la aplicación dérmica genera menos riesgo de intoxicación secundaria que la aplicación oral (Johnston *et al.*, 2001b).

En el caso de que se empleen para fumigar contenedores, los riesgos son los relativos a la manipulación de este tipo de productos en un ambiente artificial y debe ponerse atención a la gestión de los residuos.

2.6.3.7 Perros

Descripción

Los perros pueden ser usado en la supervisión sistemática de cargamentos y equipajes tanto para impedir la entrada como la salida de serpientes (Engeman *et al.*, 1998b; c). Los perros entrenados encuentran el 80% de las serpientes (Engeman *et al.*, 1998b; 1998e).

2.6.4 Recomendaciones

La prevención es, como en todos los casos, fundamental, sobre todo cuando se trata de depredadores eficaces y capaces de devastar las comunidades faunísticas de una isla. El comercio y tenencia de ofidios debería de regularse y vigilarse. Debe suministrarse suficiente información al público para evitar escapes o sueltas intencionadas.

En cuanto a la serpinete arborícola café, todos los lugares donde sea verosímil la llegada de cargos procedentes de Guam o del área nativa de la especie deberían contar con medidas de prevención. Las bases militares son punto críticos para la introducción de esta especie.

Idealmente, se podrían diseñar nasas con una luz suficientemente grande que permitiera la salida de los renacuajos más pequeños de *A. muletensis*, pero suficientemente pequeña para impedir la salida de *N. maura*. Esta especie debe de ser controlada con urgencia en todas las localidades donde pueda depredar, siquiera esporádicamente, sobre *A. muletensis*.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.7 GALLIFORMES

2.7.1 Biología

Numerosas especies de caza menor pertenecen al orden Galliformes. Estas han sido objeto de traslocaciones e introducciones desde antiguo.

En Canarias existen poblaciones de *Alectoris barbara* en varias islas, cuyo origen es incierto pero cuya expansión por el archipiélago ha sido fomentada. *A. rufa* también ha sido introducida en Canarias, Azores y Madeira y *Phasianus colchicus* también ha sido objeto de sueltas para tiradas cinegéticas. Este último se encuentra naturalizado en Mallorca y en Eivissa. *Meleagris gallopavo* introducido en Gran Canaria y de *Numida meleagris* en Tenerife son el resultado de la cría en libertad. En algunas islas costeras ibéricas existen poblaciones asilvestradas de galliformes, como las gallinas (*Gallus gallus*) y pavos reales (*Pavo cristatus*) que se encontraban naturalizados en la isla de Benidorm; también se han introducido especies de caza al menos en alguna isla más, como la del Barón en Murcia.

Coturnix japonica es la especie utilizada en las granjas de codornices y se la utiliza para hacer tiradas de caza o para entrenar perros. Algunos ejemplares no abatidos pueden sobrevivir en la naturaleza. Además, parece que pese a las generaciones en cautividad, conservan hábitos migratorios, lo que contribuye a su expansión (Amori *et al.*, 1997).

Las aloespecies mediterráneas del género *Alectoris* hibridan naturalmente en las zonas de simpatria (Blondel, 1995). Es habitual, por tanto, que las especies criadas para repoblaciones hibriden con las perdices autóctonas.

2.7.2 Problemática

La hibridación entre diferentes especies de faisánidas es frecuente dentro del mismo género, pero esa característica hace que se produzcan introgresiones génicas en las poblaciones nativas y la consiguiente pérdida de patrimonio genético. Las sueltas de *Coturnix japonica* para concursos y entrenamiento de perros ocasionan la hibridación con las codornices autóctonas (Puigcerver *et al.*, 1999; Andreotti *et al.*, 2001) y la consecuente pérdida de patrimonio genético. Aparentemente, las hembras de *C. japonica* atraen más a los machos de *C. coturnix*.

Las introducciones de las diferentes especies europeas de *Alectoris* ocasiona el mismo problema de introgresión genética por hibridación (Andreotti *et al.*, 2001).

Igualmente, el uso de aves no autóctonas es una importante amenaza, si no la principal, para diferentes subespecies de *Perdix perdix* en el continente europeo (Lucio *et al.*, 1992; Palumbo & Gallo-Orsi, 2002).

En lugares donde no existan especies próximas de galliformes, el impacto se reduce al consumo de invertebrados y semillas y a la posible competencia con otras especies. Puede existir un cierto impacto sobre los cultivos, pero por lo general el aprovechamiento cinegético es considerado una compensación.

En las islas pequeñas donde la densidad puede llegar a ser grande, el impacto sobre el suelo puede llegar a ser muy importante, como ocurría en la isla de Benidorm con las gallinas y pavos reales asilvestrados (E. Mínguez, com. pers, 2003).

Galliformes

2.7.3 Métodos de control

2.7.3.1 Captura selectiva

Las codornices exóticas pueden ser reconocidas por su canto, lo que permite localizarlas y capturarlas mediante diversos métodos (disparo, redes, etc.).

En el caso de algunas aves, la captura puede realizarse a mano, con la ayuda de redes y salabres, como se hizo en Benidorm con las gallinas y pavos reales (E. Mínguez, com. pers, 2003).

2.7.4 Recomendaciones

Seguramente es demasiado tarde para atajar la contaminación genética de las especies nativas de galliformes, pero se puede intentar disminuir su impacto. Se deberá investigar con más profundidad la forma de distinguir las poblaciones autóctonas de las exóticas y los híbridos, para proceder a la eliminación lo más selectiva posible y al fomento de las especies autóctonas.

Se recomienda sensibilizar a los sectores implicados (sociedades de cazadores y autoridades cinegéticas) sobre la trascendencia de las sueltas de galliformes exóticas.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.8 GAVIOTA PATIAMARILLA

2.8.1 Biología

Aunque las aves marinas no han sido objeto de introducciones, algunas especies, como *Larus cachinnans*, *L. ridibundus* o, en menor medida, *L. fuscus*, son especies antropófilas que han aumentado sus poblaciones enormemente en los últimos años. El principal factor de incremento es la gran disponibilidad trófica en los vertederos de los que depende en gran medida su alimentación (Bosch *et al.*, 1994). En Las Baleares, entre 1983 y 1988 la población de *L. cachinnans* aumentó de 7700 a 13500 parejas (Mayol, 1988), si bien el incremento poblacional se notaba sobre todo, desde los años 1960s coincidiendo con la masificación del turismo y el aumento de residuos (Mayol & Muntaner, 1985). En Canarias, el aumento de *L. cachinnans* ha sido espectacular al menos localmente (Rodríguez-Luengo, 2000). En Azores y Madeira también están en aumento.

L. cachinnans pone 2 a 3 huevos que incuba durante 28-31 días. Aunque el inicio del período de reproducción varía con las localidades, comienza a mediados de Marzo; además, existe un desfase importante incluso en la misma colonia. Los pollos vuelan a partir de las 5 o 6 semanas. Las colonias son bastante laxas, al contrario que otras gaviotas.

2.8.2 Problemática

Las gaviotas, cuando concurren en gran número, pueden resultar perjudiciales para especies amenazadas con las que compiten o sobre las que depredan. En algunas localidades se ha experimentado un incremento de otras poblaciones tras el control de las gaviotas (Harris & Wanless, 1997), aunque en otros casos, el impacto de la competencia, la depredación y el cleptoparasitismo parece sostenible o poco importante (Oro & Martínez-Vilalta, 1994; González-Solis *et al.*, 1997). Este no es el caso con las aves marinas más pequeñas, como *Hydrobates pelagicus*, que pueden sufrir depredaciones importantes, tanto de jóvenes como de adultos (E. Mínguez, com. pers, 2003).

En un plano humano, las grandes concentraciones de gaviotas (como de otras aves) son peligrosas para la aviación, la agricultura, la sanidad y otros numerosos intereses humanos (Cleary & Dolbeer, 1999; Solman, 1994; Muntaner, 2003).

El incremento en la producción de guano puede alterar las comunidades vegetales al favorecer las plantas nitrófilas y ruderales en detrimento de comunidades más maduras e interesantes (Vidal *et al.* 1998a).

Como en tantas otras especies, es necesaria una evaluación previa de las necesidades reales de actuación y de las acciones a entablar. Las gaviotas son especies autóctonas muy vinculadas a las actividades humanas, y su incremento espectacular de los últimos años se debe precisamente a ese vínculo. No deben de tomarse medidas aisladas sin considerar, en primer lugar la persistencia de la fuente de alimento principal que potencia este fuerte incremento demográfico (mala gestión de los residuos domésticos, sobreexplotación de los recursos marinos, ...) y en segundo lugar los efectos a nivel de la metapoblación (emigración, inmigración).

Es conveniente evaluar localmente la necesidad real de controlar las poblaciones de gaviota, ya que con frecuencia son unos pocos ejemplares los que plantean un problema de conservación y no se justifica el coste de controlar toda la población (Oro *in litt.*, 1999). Un análisis detallado de la

Gaviota patiamarilla

situación de *L. cachinnans* en el Mediterráneo dio como resultado que esta especie tan sólo es superabundante a una escala local (Vidal *et al.* 1998b).

Dadas las dimensiones de las metapoblaciones de estas especies, la eliminación de gaviotas sólo tiene un efecto local y temporal, por lo que es más rentable centrarse en el control de las fuentes de alimentación y la limitación de acceso a lugares conflictivos (Sol, 1998).

La gestión eficaz sólo puede alcanzarse si se puede actuar a nivel de la metapoblación, controlando las fuentes de alimento, considerando los efectos fuente-sumidero. Determinadas actuaciones locales tienen efectos a media y larga distancia, generando conflictos en otros lugares.

2.8.3 Métodos de control

2.8.3.1 Introducción de depredadores

La introducción de zorros ha sido empleada, ilegalmente, en numerosos islotes de Francia para reducir las poblaciones de *L. argentatus*. Estas introducciones han tenido el efecto de dispersar las colonias, dificultando la gestión (Yésou, 2003). En el Delta del Ebro existe un estudio en curso sobre la reintroducción de zorros marcados con radiocollares para determinar el efecto de este depredador sobre las poblaciones de gaviota patiamarilla (proyecto LIFE02NAT/E/8612 www.gencat.es/mediamb/fauna/lifep002.htm).

2.8.3.2 Control de la reproducción

Descripción

De los medios utilizados para impedir el desarrollo embrionario dentro del huevo, el tratamiento con parafina líquida parece el más adecuado.

La mayor parte de los huevos parafinados continúan siendo incubados tras la fecha esperada de eclosión, aunque los abandonos son mayores que en los nidos no tratados (Blackwell *et al.* 2000).

Resulta más eficaz un parafinado tardío (una o dos semanas antes de la eclosión) que temprano (Blackwell *et al.* 2000). Como las puestas en las colonias de gaviota patiamarilla están bastante extendidas en el tiempo es difícil que la fecha sea la óptima para todos los nidos. Christens & Blokpoel (1991) sugieren comenzar el rociado 20 días después de la última puesta completa y repetirse a los 12 y 24 días. Sin embargo, con frecuencia el desfase en las puestas y la necesidad de hacer una sola operación (para no interferir con otras especies, por ejemplo), lleva a que se deba hacer el tratamiento en un momento que puede ser óptimo para algunos huevos pero no para otros.

El parafinado repetido puede permitir tratar tanto los nidos tardíos como las puestas de reposición (Blackwell *et al.* 2000). Christens & Blokpoel (1991) superan el 99 % de esterilización tras tres rociadas.

En un estudio preliminar en Chafarinas, el tratamiento con parafina de los huevos de *L. cachinnans* produjo la deserción de la colonia con anterioridad a la fecha habitual (datos inéditos).

Entre varias técnicas evaluadas sobre edificios en medio urbano (remoción de nidos y huevos, remoción de huevos, destrucción de nidos y huevos, destrucción de huevos y reemplazo de huevos) la remoción de huevos resultó la más eficaz, tanto como la retirada de huevos y nidos, y precisa de un 60 % menos de esfuerzo (Ickes *et al.*, 1998). Estos autores recomiendan esta técnica en edificios, pero no en colonias en el suelo. La destrucción sistemática de huevos en la isla de May (Escocia) condujo a una reducción anual del 6% en la población reproductora (Wanless *et al.* 1996);

Gaviota patiamarilla

estos autores consideran la destrucción de huevos como un método útil, aunque la eficacia es diferente según las especies.

De modo parecido, el manejo de los nidos en medio urbano por diferentes métodos condujo al abandono de las dos colonias tratadas de *L. delawarensis*, pero sólo de una de las seis de *L. argentatus* aunque se redujo el número de nidos (Ickes *et al.*, 1998).

El pinchado de huevos puede ser preferible en casos en que se busque el abandono de un pequeño número de nidos. En el islote de Benidorm, donde se han hecho control puntual de los nidos más susceptibles de causar problemas (E. Mínguez, com. pers, 2003), el abandono de esos nidos habría sido más improbable si se hubieran parafinado los huevos.

Ventajas

Método absolutamente selectivo, aunque no produce la desaparición de la especie, sí que limita considerablemente sus requerimientos de alimentos. El fracaso repetido podría, tal vez, provocar la deserción de colonias a la larga.

2.8.3.3 Intimidación

Descripción

Se ha utilizado diversos sistemas (3.10) para ahuyentar a las gaviotas de un sitio concreto.

El uso de halcones de cetrería es habitual en los aeropuertos (Dolbeer, 1998). La presencia de la rapaz impide que las aves vuelen y las desalienta de permanecer en la zona. El disparo contra las gaviotas no parece excluirlas totalmente aun causando mortandades elevadas, pero sí reduce eficazmente el número de colisiones con aeronaves (Dolbeer *et al.* 1993).

Diversos dispositivos de disuasión son absolutamene ineficaces con las gaviotas en el entorno de aeropuertos (Dolbeer *et al.*, 1993). Entre ellos, las figuras de rapaces, las cometas que las simulan, o las serpientes de goma, las gaviotas en posturas de agonía, los espantapájaros, los globos, etc. no tienen efecto después de un corto período de adaptación (Transport Canada, 2000; Temby, 2002).

Las llamadas de estrés parecen más eficaces, por lo menos durante varios meses (Temby, 2002). Los dispositivos sonoros, que producen detonaciones, son de varios tipos: pueden ser tracas, disparos, cohetes, bengalas (shellcrackers) también resultan efectivos.

Son empleados con frecuencia como complemento a la cetrería (Chamorro & Claveros, 1994; Dolbeer, 1998) y parecen ser tan eficaces como esta, con un costo muy inferior (Becker, 2000).

Al menos en algunos casos, la cetrería es menos eficaz que el disparo para reducir colisiones en aeropuertos (Dolbeer *et al.*, 1993). A pesar de ello, la cetrería continúa siendo apreciada y en los aeropuertos de Las Baleares el uso de halcones ha reducido considerablemente el número de colisiones (J. Mayol, com. pers., 2003). Parece ser que el éxito depende de múltiples factores y no existe relación entre el esfuerzo y el resultado, las limitaciones climatológicas son elevadas y además, la alta especialización se traduce en costes elevados (Becker, 2000; Transport Canada, 2002). En los aeropuertos y aeródromos españoles (Chamorro & Clavero, 1994) los resultados del uso de halcones son muy positivos, aunque algunos autores discrepan (Becker, 2000). Esto hace que algunos autores no recomienden la cetrería en los aeropuertos (Becker, 2000).

Gaviota patiamarilla

Ventajas

Estas medida disuasorias pueden ayudar a resolver problemas puntuales. Su utilización en las áreas de alimentación fundamentales (basureros) puede ayudar a controlar las poblaciones, por reducir el acceso a una fuente de alimento importante. Lo mismo sucede donde la presencia de gaviotas sea indeseable por razones de seguridad o de sanidad

Inconvenientes

Todas las medidas disuasorias pueden generar que el impacto se traslade de lugar si no se realizan de modo integrado y paralelamente en todos los lugares sensibles.

2.8.3.4 Exclusión

Descripción

Diversos artefactos pueden contribuir a reducir o impedir el acceso de gaviotas a recursos claves, como fuentes de alimentación (basureros, piscifactorías), lugares de nidificación o láminas de agua.

La instalación de barreras visuales reduce notablemente la nidificación de, al menos, alguna especie de gaviota (Pochop *et al.*, 2001). Estos autores instalan vallas consistentes en bandas de tejido negro de 30m de longitud y 90cm de alto colocadas paralelamente cada 5m sujetas a un cable tendido entre postes cada 3m.

Los alambres (de 0,36 mm) o sedales de nylon (50 libras) tendidos en líneas paralelas sobre una superficie impiden la aproximación de las gaviotas. También se han empleado redes con esta finalidad. Los sedales y alambres pueden estar bastante separados, hasta 12 (Solman, 1994) y 25 m (Amling, 1980) para gaviotas grandes. Pueden usarse sobre basureros o láminas de agua, pero también sobre patios o edificios. Se han empleado en la isla de Sa Dragonera para evitar el acceso a depósitos de agua (obs. pers.). También se han empleado con éxito para proteger plantas amenazadas en islotes (citado en Yésou, 2003). Gran parte del éxito reside en que los alambres o filamentos sean poco visibles (Transport Canada, 2002). En general estos métodos son los más rentables en cuanto a costos/beneficios, y los fallos se deben a una mala instalación o mantenimiento (Temby, 2002).

2.8.3.5 Manipulación del hábitat

Descripción

Existen diversas manipulaciones que pueden llevarse a cabo para reducir la presencia de gaviotas en lugares conflictivos, como las proximidades de aeropuertos (p. ej. Cleary & Dolbeer, 1999). Estas medidas suelen ser de escasa eficacia para impedir las colisiones (Dolbeer *et al.*, 1993).

En nuestro caso, lo más interesante es reducir las fuentes de alimentación. La gestión racional de basureros es una opción necesaria para impedir el incremento y favorecer la reducción de daños ocasionados por gaviotas. El cierre del vertedero de Menorca y la creación de una planta de compostaje redujo notablemente el número de nidos en la isla (Gestió Natura, 1998).

La selección en origen y el tratamiento selectivo de basuras reduce la superficie en la que se depositan los restos orgánicos. De ese modo, al ser más reducida la superficie, es más fácil y económico gestionar las gaviotas que acuden. Si estos restos orgánicos se incineran o entierran con celeridad, la disponibilidad de alimento se reduce aún más. La opción ideal es el procesado de los

Gaviota patiamarilla

restos orgánicos mediante compostaje. Cualquier superficie en la que queden accesibles restos orgánicos se podrá proteger mediante algún tipo de cerramiento.

2.8.3.6 Disparo

Descripción

En basureros de Las Baleares, el maquinista de la excavadora dispara con carabina de aire comprimido de alta velocidad o escopeta de cartuchos a corta distancia, ya que las gaviotas se aproximan mucho cuando remueve la basura (Pandion, 1996; Gestió Natura, 1998; Muntaner, 2003).

El disparo puede ser muy eficaz en el control de colisiones con aviones (Dolbeer *et al.*, 1993; Dolbeer, 1998). En el aeropuerto internacional JFK se han obtenido rendimientos medios superiores a 8,2 gaviotas /hombre-hora (Dolbeer, 1998). Esta técnica no provoca seguramente el abandono de una colonia, por lo que debe acompañarse de medidas de transformación del hábitat para eliminar el problema de una forma más durable (Dolbeer *et al.*, 1993). La eliminación en el aeropuerto JFK de una cifra equivalente a más del doble de los adultos de la colonia de origen sólo redujo en un 20 % el número de nidos (Dolbeer *et al.*, 1993; Dolbeer & Bucknall, 1994).

Ventajas

Puede ayudar a resolver problemas puntuales. Su utilización en las áreas de alimentación fundamentales (basureros) puede ayudar a controlar las poblaciones, por reducir el acceso a una fuente de alimento importante. Lo mismo sucede donde la presencia de gaviotas sea indeseable por razones de seguridad o de sanidad.

Inconvenientes

Todas las actuaciones que implican molestias a las gaviotas pueden generar que el impacto se traslade de lugar si no se realizan de modo integrado y paralelamente en todos los lugares sensibles.

2.8.3.7 Repelentes

Descripción

Avitrol® es un repelente para aves. Aunque altas dosis pueden producir la muerte. Tras una o dos consumiciones, Avitrol® produce vocalizaciones y actitudes de alarma, lo que actúa como repelente para todo el bando (Bourne, 2001a; c). (Ver 3.12).

Inconvenientes

Las llamadas de estrés producidas por la ingestión de avitrol son absolutamente inespecíficas, por lo que no se podrían utilizar este producto en presencia de especies no-diana.

Gaviota patiamarilla

2.8.3.8 Tóxicos

Descripción

Se han sugerido varios productos para el control de gaviotas, lo más utilizado han sido los narcóticos. Su ventaja principal reside en que las aves no-diana pueden ser reanimadas (Thomas, 1972), si bien la mortalidad es elevada (Seamans & Bealant, 1999) aunque ello depende de la concentración. La alfacloralosa se ha usado, sola o mezclada con secobarbital, disponiendo los cebos cerca de los nidos de gaviota patiamarilla, siendo deseable recolectar tanto los cebos restantes como los cadáveres (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992; Aguilar *et al.* ca.1993). Es el método que se ha utilizado en Chafarinas, en Las Baleares o en las islas Medas. El cebo empleado en Chafarinas era pan con margarina, mientras que en Las Baleares se emplea una masa hecha de harina, huevo, aceite y pescado.

La efectividad (medida en decremento en el número de reproductores) aumenta en función del número de ocasiones en que se han efectuado operaciones de control (Aguilar *et al.* ca.1993).

En el islote de Benidorm se han eliminado unos pocos adultos de *L. cachinnans* que resultaban más problemáticos (E. Mínguez, com. pers., 2003).

La alfacloralosa resulta más efectiva que el DRC-1339, un tóxico que afecta la función renal y causa la muerte tras varios días (Seamans & Belant, 1999). El DRC-1339 es mucho menos tóxico para muchos mamíferos que para las aves diana y también resulta menos tóxico para algunas rapaces (Timm, 1994; Eisemann *et al.*, 2001).

Ventajas

El uso de alfacloralosa según el procedimiento descrito es bastante específico. En algunos casos se ha documentado una mejora en la selección de áreas de nidificación por otras especies (Finney *et al.*, 2003).

La eliminación de los adultos tiene una ventaja indiscutible, y es tiene el mismo efecto que la eliminación de toda su descendencia, pero en una sola operación, lo que en una especie longeva, como es la que nos ocupa, es muy rentable.

Inconvenientes

La mortalidad tiene un efecto notable al dirigir el reclutamiento hacia el exterior y se genera un efecto sumidero a media y larga distancia (Coulson, 1991). En las islas Medas, los parámetros reproductivos de la gaviota patiamarilla aumentaron de modo que se compensaba, en cierta medida la falta de reclutamiento por los individuos muertos; además se produce inmigración desde otras zonas y movimientos migratorios de gran importancia hacia otros núcleos, por lo que se transfiere el problema de un lugar a otro y sólo se resuelve temporalmente en el lugar de actuación (Bosch *et al.*, 2000). En Las Baleares, aunque en las colonias tratadas se observa un decremento, superior en ocasiones al 30 %, la tendencia general en el archipiélago es a un aumento, si bien decelerado, en el número de parejas reproductoras (Aguilar *et al.* ca.1993).

En los casos en que se busca liberar espacio para otras especies, puede ocurrir que no se reduzca el tamaño de las colonias sino la densidad, por lo que es dudoso que quede hábitat disponible (Coulson, 1991).

El número de cadáveres recogidos puede ser del orden de un 28 o un 30% del total calculado (Pandion, 1996; Gestió Natura, 1998). Esto plantea un problema de aumento de alimento disponible para otras invasoras (ratas, gatos, perros) y de mala imagen pública que se debiera considerar. En

Gaviota patiamarilla

ocasiones, un cierto número de gaviotas sedadas parcialmente caen al mar y se ahogan (hasta del 17,5 % en Chafarinas, ICONA, 1987).

No se ha podido documentar el efecto que la mortalidad de adultos tiene sobre el aumento de reclutamiento de los inmaduros.

2.8.4 Recomendaciones

El control de la gaviota argétea debe realizarse de modo integrado. Diversas técnicas deben de utilizarse simultáneamente con tres objetivos fundamentales y relacionados: reducir el acceso a las principales fuentes de alimento; disminuir el éxito reproductor e incrementar la mortalidad de adultos. Para ello se recomienda:

- gestionar los basureros para reducir la disponibilidad de alimento
- instalar barreras sobre los recursos tróficos principales
- controlar la reproducción mediante la inutilización de huevos
- eliminar adultos, principalmente en los puntos de alimentación o donde resultan peligrosos para las personas, para que sirva también de intimidación. El control en las colonias debe dirigirse en primer lugar hacia la reducción del impacto sobre otras especies y comunidades, por lo que se preferirá la eliminación selectiva de los individuos conflictivos antes que la eliminación general de adultos. Esta última opción deberá reservarse a los casos en que las otras medidas sean inaccesibles o inefectivas.

Todo ello debe tener en cuenta que las gaviotas son animales que pueden despertar simpatía por parte de gran parte del público, por lo que la sensibilización por un lado y la discreción por otro, son importantes.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.9 COLUMBIFORMES

2.9.1 Biología

Las palomas cimarronas son ejemplares asilvestrados procedentes de variedades domésticas de palomas bravías (*Columba livia*). *Columba guinea* se estableció en Tenerife. *Streptotelia decaocto* es una especie oriental que se expande de forma natural pero ligada a hábitats humanizados por Europa y Africa y que ha llegado a Canarias. *S. roseogrisea* es, en cambio, una especie muy corriente como ave de jaula que se encuentra con frecuencia asilvestrada, como ocurre en Mallorca y, de forma más extendida en casi todas las islas Canarias. *Oena capensis* se encuentra en el mismo caso que la anterior.

2.9.2 Problemática

Las palomas asilvestradas son un problema en las ciudades y podrían ser un competidor de las palomas de la laurisilva (*Columba trocaz*, *C. bollii* y *C. junoniae*) de forma directa o indirecta, si los afectados por los daños de *C. livia* efectúan un control indiscriminado sobre todas las palomas.

2.9.3 Métodos de control

2.9.3.1 Trampeo

Descripción

Para capturar palomas se han empleado [jaulones](#) en los que existen, a ras de suelo, unas entradas provistas de una “cortina” de varillas, que bascula hacia el interior sobre un eje horizontal en la parte superior pero cuyo movimiento hacia el exterior queda bloqueado por un tope (Williams & Corrigan, 1994; TWDMS, 1998k).

2.9.3.2 Control biológico

Descripción

Las palomas son una presa habitual del halcón peregrino. El establecimiento de poblaciones urbanas de esta rapaz puede contribuir a reducir las concentraciones de palomas asilvestradas. De igual modo, la cetrería se puede emplear en aquellos lugares donde resulte problemática la presencia de concentraciones de estas aves.

Columbiformes

2.9.3.3 Disparo

Descripción

Las palomas son especies cazables en la mayor parte de su área de distribución. Se debe sensibilizar especialmente a los cazadores sobre las especies endémicas de paloma de laurisilva en los archipiélagos macaronésicos para evitar la confusión.

2.9.4 Recomendaciones

En los casos en que sea necesario el control de palomas urbanas, se recomienda el uso de trampas en vivo. Así mismo, parece eficaz el establecimiento de parejas de halcón peregrino en las ciudades.

En caso necesario, se efectuaría un control de palomas asilvestradas en las zonas donde pudiera darse una confusión con las palomas endémicas de la laurisilva y que pudiera crear animadversión por parte de los agricultores damnificados. Este control puede realizarse mediante disparo.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.10 PSITTÁCIDAS

2.10.1 Biología

Psittacula krameri se ha establecido en la Península Ibérica, Mallorca y Canarias (Tenerife, Gran Canaria, Lanzarote y Fuerteventura) y probablemente en São Miguel, Azores; *Myiopsitta monachus* cría en la Península, Mallorca y Eivissa, Tenerife, Fuerteventura, Gran Canaria y, tal vez, en Lanzarote, La Gomera y La Palma; *Poicephalus senegalus* en Tenerife y La Gomera; *Agapornis fischeri* cría en Canarias (Gran Canaria y Tenerife) y *A. personata* en Gran Canaria; *Melopsittacus undulatus* está establecido en Tenerife. Otras especies han sido detectadas en libertad, si bien su establecimiento no ha sido comprobado: *Cyanoliseus patagonus*, en Las Baleares y Canarias; *Psittacus erithacus*, en Canarias; *Nandayus nenday*...

Por lo general son especies gregarias, que en algunas especies llegan a formar grupos de cientos de individuos, incluso cientos de miles (*M. undulatus*). Su dieta es granívora y frugívora.

Las especies de *Agapornis* spp. son africanas, como *P. senegalus* y *P. krameri*, que también habita en la India. *M. undulatus* procede de Australia. Estas especies habitan en cavidades. *M. monachus* es sudamericana y es la única que cría en grandes nidos comunales, a veces de cientos de kg de peso, que les permiten guarecerse de los rigores meteorológicos.

Sobre todo las especies de menor tamaño (*Agapornis* spp. y *M. undulatus*), crían en cualquier momento favorable, pero también las de tamaño medio. En Canarias *M. monachus* puede realizar dos puestas (Marzo y Septiembre). *P. krameri* en Gran Bretaña pone desde Enero a Junio.

Tanto *M. monachus* como *P. krameri* pueden alimentarse en el suelo y en Europa acuden a comederos de aves en invierno.

2.10.2 Problemática

En general, todas las especies pueden presentar problemas a la agricultura y fruticultura. De hecho, algunas especies de loros y cotorras son consideradas como plagas agrícolas en sus lugares de origen (Bruggers *et al.* 1998).

Se ha detectado la ocupación de cavidades en colonias de cernícalo primilla por *P. krameri*, aunque se desconoce si hubo desplazamiento (Rodríguez *et al.*, 2003) y pueden competir con otras especies trogloditas.

Algunas especies también incrementan el potencial invasor de especies exóticas de plantas a través de la dispersión de sus semillas.

Los nidos de *M. monachus* producen problemas al arbolado (Monzón, 1996; Sol *et al.* 1997) y en tendidos eléctricos (Bucher & Martin, 1987). También ocasiona daños en cultivos frutales en lugares donde ha sido introducida (Tillman *et al.* 2001). Sus reclamos son extremadamente desagradables y producen molestias en las inmediaciones de sus colonias, lo que puede traer consecuencias de carácter social (insomnio, absentismo laboral, ...).

En Nueva Zelanda, *Trichoglossus haematodus*, introducida desde Australia, compite con diversas aves por el espacio de nidificación (Wren Green, 2000; Hilhorst, 2002b), y causa

Psittácidas

importantes daños a la fruticultura aunque el tema es objeto de controversia por grupos de defensores (ver p. 98 en Wittenberg & Cock., 2001).

2.10.3 Métodos de control

2.10.3.1 Destrucción de nidos

Descripción

Consiste en dismantelar los nidos evitando dañar al árbol que lo sustenta. En Barcelona la eliminación de los nidos de *M. monachus* es ineficaz dado que se reinstalan rápidamente (Monzón, 1996; Sol *et al.* 1997). En Madrid, el ayuntamiento elimina los nidos que suponen un peligro público por su tamaño y encontrarse encima de caminos o carreteras. Los nidos son reconstruidos en el mismo lugar en poco tiempo, aunque también se produce una cierta dispersión (E. Rodríguez-García, como. pers., 2003). En Mallorca se han eliminado colonias mediante la destrucción de nidos combinada con la eliminación de adultos.

Como los lugares de nidificación son un recurso estratégico para estas cotorras, la población puede ser contenida si se limitan los sitios de nidificación, mediante barreras físicas y poda de los árboles (Sol *et al.*, 1997).

2.10.3.2 Trampeo

Descripción

En un ensayo de trampeo de la cotorra *Barnardius zonarius*, en Australia, se utilizaron [jaulas](#) con entradas de embudo en todos los costados. Con una intensidad de trampeo muy baja (1 trampa/1930 ha) se obtuvieron 313 capturas/trampa-año, aunque algunas trampas capturaron más de 1000. Los granjeros que lo utilizaron preferían mayoritariamente el trampeo al disparo por ser más económico (Morgan & McNee, 2000).

Trichoglossus haematodus moluccanus (subespecie introducida) puede ser controlado por disparo o trampeo (por persona autorizada) en Australia occidental (Lamont & Massam, 2002).

Sin embargo, el trampeo no parece ser efectivo con *M. monachus* (Avery *et al.* 2002), si bien estos autores utilizaron señuelos vivos que luego quitaron pero que tal vez pudieron repeler el uso de la trampa incluso después de eliminarlos. Este mismo tipo de “trampa australiana” ha sido utilizado con éxito con *P. krameri*.

2.10.3.3 Disparo

Descripción

El disparo es el método más empleado para controlar loros y cotorras. Es el único método autorizado en Australia Meridional para controlar ciertas especies de psittácidas (NBWSA, 2001) y en Uruguay es empleado por los granjeros para controlar *M. monachus* (Bruggers *et al.* 1998). En un ensayo comparativo con trampas, se vió que el disparo era menos efectivo y más caro que el trampeo (Morgan & McNee, 2000) por lo que su eficacia puede variar en función de las especies y las localidades. En Mallorca se han empleado carabinas de aire comprimido para contribuir a la eliminación de colonias de *M. monachus* (J. Mayol, com. pers., 2003).

Psittácidas

2.10.3.4 Tóxicos

Descripción

En su área original, las entradas de los nidos de *M. monachus* se tratan con grasa conteniendo diversos pesticidas (endrin, carbofurano) con un impacto secundario notable (Bruggers *et al.* 1998). Ver 3.4 para mayor información sobre el uso de tóxicos en aves.

2.10.3.5 Control biológico

Descripción

El uso de depredadores autóctonos puede ser un método eficaz en el caso de las cotorras. Los halcones peregrinos depredan espontáneamente sobre *M. monachus* en algunas ciudades. El establecimiento de poblaciones urbanas de estas rapaces en los lugares en que esta sea una especie nativa, puede contribuir a reducir las poblaciones de psittácidas introducidas, tanto por la depredación, como por las molestias generadas.

La sarcocistosis es una parasitosis letal en Psittácidas africanas, asiáticas y australianas que ingieren los esporocistos procedentes de heces de zarigüeya (Hillyer *et al.*, 1991; Dubey *et al.* 1999; Wissman, 1999). El coccidio causante de la enfermedad en loros y cotorras es *Sarcocystis falcatula*, endémica de América y benigna para las especies huéspedes habituales. Avery *et al.* (2002) sugieren su uso para controlar *M. monachus*, aunque parece ser que las especies americanas no serían sensibles a la cistocercosis. Aparentemente las especies del género *Sarcocystis* tienen un mayor vínculo con el huésped definitivo (el depredador) que con el intermediario (Doležel, 1999), por lo que pueden afectar a distintas especies de aves, lo que es especialmente notable en *S. falcatula* (Dubey *et al.* 1999).

No se recomienda el uso de *S. falcatula* dado que puede afectar gravemente a las especies nativas, pero no se descarta que pueda existir algún parásito endémico que pueda afectar a las psittácidas de modo letal y selectivo.

2.10.3.6 Intimidación

Descripción

El uso de una cotorra disecada colgada boca abajo no causa ningún efecto en *M. monachus*; un señuelo de rapaz sólo lo hace momentáneamente (Avery *et al.*, 2002).

El uso cotidiano del láser es eficaz con *M. monachus*, pero no ahuyenta a todos los individuos (Avery *et al.*, 2002).

2.10.4 Recomendaciones

Antes de que se pongan de manifiesto problemas de grandes dimensiones, es necesario evaluar las características demográficas (tasa de crecimiento, dependencia de escapes y liberaciones) y ecológicas (interacción con especies nativas, impacto a flora nativa e intereses humanos) que pueden hacer de estas especies una plaga.

Para el control de cotorras, se recomienda la captura en vivo. Las trampas comunales como la australiana descrita más arriba deberían ser ensayadas, así como redes japonesas en las

Psittácidas

inmediaciones de nidos y áreas de campeo. El destino de las aves capturadas podría ser la exhibición en instalaciones zoológicas (con considerable potencial educativo) o el sacrificio. Un uso potencial es su retorno a cautividad como mascotas, pero dado que algunas especies son liberadas por sus gritos desagradables, esta posibilidad debe de ir acompañada de un estudio de viabilidad y de un registro de los propietarios de las aves.

Para los ejemplares reacios a entrar en las trampas, podría valorarse el empleo de lazos o de grasa con estupefacientes a la entrada de los nidos, de modo que los ingieran al acicalarse. El disparo discreto con armas de aire comprimido de alta velocidad puede ayudar a eliminar los individuos más recalcitrantes.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.11 MINÁS

2.11.1 Biología

Acridotheres tristis es originario del Asia tropical y subtropical, aunque cría también en regiones centrales, en hábitats antropógenos. Está introducida en muchos lugares del mundo, desde Sudáfrica a Australia, en nuestra área de estudio, cría en Canarias desde 1993 y en Mallorca desde finales de los 1990s.

Anidan en cavidades, pudiendo producir una pollada cada 6 a 8 semanas.

2.11.2 Problemática

Una de las tres únicas especies de aves incluidas entre las **100 de las peores especies exóticas invasoras**.

Los minás son competidores de las aves nativas por los lugares de nidificación, sobre todo donde estos son escasos (Pell & Tidemann 1997a; 1997b). También incrementan el potencial invasor de especies exóticas de plantas a través de la dispersión de sus semillas.

Se ha comprobado que también pueden depredar sobre huevos de aves marinas (Melgar, 2002).

2.11.3 Métodos de control

2.11.3.1 Trampeo

En Tenerife se controló una pequeña población de minás con una modificación sobre trampa Potter, que incorporaba varias celdas para permitir capturas múltiples y disponía de una cámara central para un señuelo. El trampeo eliminó al 79 % (10 de 13) de la población. En Singapore, nuevas modificaciones y un ensayo con la trampa en una gran población, sugieren un ritmo de captura de un ave por hora de trampeo (Saavedra, com. pers., 2003).

Un equipo de la Australian National University (ANU) ha ideado una trampa de captura múltiple para minás y estorninos. Por desgracia no ha podido obtenerse una descripción más detallada, pero consisten en posaderos, de tamaño variable, que se cierran capturando a todas las aves posadas (para más información, ver sres.anu.edu.au/associated/myna/). El uso de estos posaderos se complementa con la captura de los individuos restantes en comederos o en nidales artificiales.

Las redes japonesas y trampas Larson se han probado en Frégate (Mauricio) pero sin mucho éxito. También se han usado tapetes de lazos en los nidos (Lucking, com. pers., 1998).

Es probable que otras jaulas trampa o de tipo de embudo puedan ser adaptadas para la captura de minás.

Minás

2.11.3.2 Disparo

En la isla Frégate, el disparo por francotirador ha sido el único método eficaz para controlar minás (Lucking, com. pers., 1998; Rocamora, com. pers., 1998).

Puede complementar el trapeo para los individuos más reacios a entrar en las trampas, incluso aprovechando el señuelo proporcionado por las aves ya capturadas (Saavedra, com. pers., 2003).

2.11.3.3 Métodos químicos

La alfacloralosa, un narcótico empleado con otras aves, se ensayó en la isla Frégate con poco éxito (Lucking, com. pers., 1998).

En Hawaii se ha conseguido ahuyentar a los minás de una colonia de aves marinas cebando con huevos de gallina impregnados con un repelente, para hacerles aborrecer los huevos en esa zona (Melgar, 2002).

Otros productos tóxicos usados contra aves pueden consultarse en el capítulo 3.4.

2.11.4 Recomendaciones

Para el miná se recomienda usar técnicas de captura en vivo, con el fin de evitar riesgos colaterales. Las trampas de vivo, de diverso tipo, son las más recomendables. Dos modelos han demostrado su eficacia, las diseñadas por la ANU o las Potter modificadas por Saavedra.

Los individuos reacios a entrar en las trampas pueden ser eliminados con carabinas de aire comprimido de alta velocidad o carabinas del .22.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.12 OTROS PASERIFORMES

2.12.1 Biología

Además del miná, diversas especies de passeriformes se encuentran naturalizadas en España y Portugal. Normalmente se trata de escapes de instalaciones zoológicas y de aves de jaula. Tres familias engloban a la mayor cantidad de especies: Sturnidae, Ploceidae y Estrildidae. También las familias Pycnonotidae, Timaliidae y Embericidae contribuyen con alguna especie a la avifauna introducida (Clavell, 2003).

Los estúrnidos incluyen unas 113 spp. nativas de todos los continentes excepto América y Australia. Por lo general, se trata de aves muy vistosas. Entre ellas se encuentra el miná, pero también otras especies introducidas en diversos países. Se han observado las siguientes especies criando en la Península Ibérica: *Gracupica nigricollis*, *Lamprotornis purpureus*, *L. chalybaeus* y *L. caudatus*. *L. purpureus* ha sido citada también en Canarias. Merece la pena destacar a *Sturnus vulgaris* como una de las especies que se han introducido en diversos países, en particular en Norteamérica y Australia, donde han proliferado enormemente y que procede de introducciones intencionadas, no de escapes accidentales; en el caso de los EEUU la introducción se debió a un particular empeñado en naturalizar todas las aves mencionadas en obras de Shakespeare; a partir de la suelta de unas docenas de ejemplares en Nueva York, en un siglo se estableció la actual población de unos 200 millones de ejemplares que hacen de esta especie la más abundante del continente.

Los ploceidos forman una familia con unas 124 spp de passeriformes de tamaño pequeño a mediano, de distribución tropical en África y Asia. Las especies citadas en la Península Ibérica son: *Ploceus galbula*, *P. cucullatus*, *Quelea quelea*, *Euplectes afer* y *E. oryx*. *P. cucullatus* también se ha citado en Tenerife y en Cabo Verde. *P. manyar* está naturalizada en Egipto, a partir de escapes de un zoológico.

Algunas especies son propias de zonas sabanoides, como *Q. quelea*, mientras que las especies de *Euplectes* habitan zonas húmedas, anidando en carrizales; las especies de *Ploceus* habitan tanto en sabanas como en riberas. Muchas especies de la familia construyen nidos bastante complejos que les dan el nombre de tejedores. Muchas especies son gregarias, a veces de forma espectacular y, como *Q. quelea* forman bandos de millones de ejemplares. Otras, como *P. cucullatus* son gregarias sólo fuera de la época de reproducción. Con frecuencia construyen nidos comunales o individuales. Algunas especies, entre ellas *Q. quelea*, son poliginas.

Los estríldidos son cerca de 140 spp. de passeriformes pequeños y muy pequeños, propios todas las regiones tropicales a excepción de la Neotropical. *Estrilda astrild* está introducido en Madeira, Gran Canaria y Tenerife, en Mallorca y, tal vez, en Eivissa, además de en la Península Ibérica. *E. troglodytes* en Gran Canaria y Tenerife y *E. melpoda* en Tenerife y en la Península. *Uraeginthus bengalus* ha criado en Fuerteventura. Otros estríldidos se han establecido en diversos lugares de la cuenca del Mediterráneo: *Amandava amandava* (naturalizado en la Península Ibérica), *Lonchura malabarica*, *L. malacca*,...

Normalmente se trata de especies gregarias fuera de la época de reproducción, formando a veces grupos numerosos. También son por lo general sedentarias, aunque realicen movimientos locales. En la Península ibérica, *E. astrild* tiene un amplio período de nidificación entre febrero y noviembre. En Cabo Verde, se reproduce después de la época de lluvias. *A. amandava* se reproduce a finales de verano o en otoño, según la zona de introducción. La incubación de las puestas medias

Otros Paseriformes

de 5 o 6 huevos se completa en 12 días para *E. astrild* y en 14 para *A. amandava*. Los pollos vuelan en menos de tres semanas en ambas especies.

2.12.2 Problemática

En Cabo Verde *E. astrild* es un serio problema económico por los daños ocasionados en la agricultura (Lever, 1994). Dada la rápida expansión que tiene esta especie no es descartable que ocurra otro tanto en otros lugares. En Portugal continental, la distribución de *E. astrild* se ha expandido a gran velocidad, 13 km/año hacia el norte y 6 km/año hacia el sur (Reino & Silva, 1998).

En Norteamérica y Australia, *S. vulgaris* es una plaga agrícola y un riesgo para la aviación, además de competir con las aves nativas por los lugares de nidificación (Johnson & Glahn, 1994) si bien esta competencia en territorios continentales parece no ser tan seria como se suponía (Koenig, 2003).

2.12.3 Métodos de control

2.12.3.1 Trampeo

En la provincia de Madrid se han capturado numerosos ejemplares de *A. amandava* con red japonesa (Bermejo *et al.*, 2000). La especie es muy susceptible a caer en este tipo de redes dado que se mueven en grupos por el interior de los carrizales (*Phragmites australis*) (B. Molina, com. pers., 2003).

Dado que son especies gregarias, en principio parecen susceptibles de ser atrapadas en trampas colectivas del tipo MAFF. Los estorninos son capturados eficazmente con este tipo de trampas (Johnson & Glahn, 1994; Bourne, 2001c),

2.12.4 Recomendaciones

Mientras se determine si existe impacto sobre las faunas o los ecosistemas nativos, es recomendable evitar los escapes y atajar las naturalizaciones incipientes. Se deberá vigilar la evolución de las poblaciones ya naturalizadas para comprobar su expansión y vigilar cualquier perjuicio para la fauna o flora autóctonas.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.13 ERIZOS

2.13.1 Biología

Los erizos son insectívoros nocturnos, de los que existen catorce especies que habitan exclusivamente el Antiguo Continente. El erizo europeo, *Erinaceus europaeus*, ha sido introducido en Azores (S. Miguel, Sta. Maria, Ilhas do Faial, Terceira y S. Jorge) en fecha indeterminada (ICN, sin fecha).

El erizo moruno, *Atelerix algirus*, ha sido introducido en las Islas Baleares (Mallorca, Menorca, Eivissa, Formentera y Cabrera), en las Islas Canarias (Lanzarote, Fuerteventura, Gran Canaria y Tenerife) y en la Península Ibérica. Su área de distribución natural incluye el Magreb *sensu lato* (Alcover, 2002).

En Las Baleares los partos, de dos o tres crías, ocurren entre junio y octubre (Alcover, 2002). En Nueva Zelanda *E. europaeus* llega a producir hasta cuatro partos de cinco o seis crías al año (Baigent-Mercer, 2002).

Los erizos morunos en Las Baleares son principalmente insectívoros aunque puede consumir pequeños reptiles (Alcover, 2002). En climas frescos se ha constatado hibernación. Los refugios que usan para la cría y en la hibernación son los únicos que se emplean más de un día seguido; los que usan cotidianamente cambian constantemente. Sus áreas de campeo deben ser algo menores que las de *E. europaeus*, que alcanzan 100 ha en los machos y 50 en las hembras (Uist Wader Project, 2002b). Las densidades varían bastante (0,24 a 0,83 individuos/ha) (Uist Wader Project, 2002c).

Son animales solitarios y, aunque en *E. europaeus* se ha comprobado que no son territoriales, tanto en esta especie como en el género *Atelerix*, los machos adultos se evitan y enfrentan si se encuentran.

2.13.2 Problemática

Los erizos en general son considerados depredadores de huevos de aves que nidifican en el suelo (Duarte & Vargas, 2001; Alcover, 2002; Nores, 2002).

En Gran Canaria se ha verificado depredación de *A. algirus* sobre nidos de limícolas (M.A. Peña, com. pers., 2003). En Tenerife, es posible que deprede sobre aves nidificantes en el suelo (Martin *et al.*, 1990). Otros posibles efectos son la competencia con otros insectívoros.

La depredación de huevos de aves terrícolas por erizos introducidos ha sido constatada en diversas partes del Mundo (Jackson & Green, 2000). En las islas Uist (Escocia) los erizos (*E. europaeus*) introducidos son la principal amenaza para las poblaciones de limícolas nidificantes (Jackson & Green, 2000; Thompson, 2001; Uist Wader Project, 2002a). Esto es especialmente grave porque los huevos no son una parte importante de la dieta (Uist Wader Project, 2002b), por lo que la disminución en el número de aves no reducirá la intensidad de depredación (Jackson, 2001).

En NZ, *E. europaeus* depreda sobre nidos de charadriiformes y sobre insectos y eslizones endémicos amenazados (Sanders & Maloney, 2002; Baigent-Mercer, 2002; Jones, 2003). En algunas áreas llega a ser el depredador más abundante con diferencia (Baigent-Mercer, 2002).

Erizos

2.13.3 Métodos de control

2.13.3.1 Captura con foco

Descripción

Consiste en desplazarse con focos potentes buscando erizos de forma sistemática. Los recorridos pueden hacerse tanto a pie como en vehículo.

Se ha utilizado en las islas Uist durante muchos años para localizar erizos y evaluar sus poblaciones. Se han obtenido resultados de 1,7 capturas/persona-hora (Uist Wader Project, 2002c).

Ventajas

Considerado por el Uist Wader Project (2002c) como el más efectivo de los métodos ensayados.

Inconvenientes

Debe realizarse de noche.

2.13.3.2 Perros

Descripción

En Uist se han empleado perros para localizar erizos, particularmente en hábitats difíciles de escudriñar con foco por la vegetación o el relieve. Se consideran muy útiles en esas situaciones particulares, así como cuando la densidad sea baja.

Ventajas

Puede hacerse de día. En todo caso, los perros pueden ser buenos auxiliares para complementar otro método.

2.13.3.3 Trampeo

Descripción

En Gran Canaria se atrapan erizos con trampas Tomahawk (M.A. Peña, com. pers., 2003).

En Uist se han usado cajas trampa de visión cubiertas. Un emplazamiento ventajoso es junto a los vallados (Uist Wader Project, 2002c), lo que sería equiparable a emplear una valla de intercepción. Con una experiencia de 6500 trampas-noche, el rendimiento fue de 7 capturas/1000 trampas-noche de media y entre 0,13 y 0,5 capturas/persona-hora (Uist Wader Project, 2002c).

Las trampas de pocillo son susceptibles de capturar erizos. Se han usado pitfalls en Madagascar para atrapar insectívoros análogos a los erizos (Duplantier *et al.*, 2001; Peveling, 2003).

Erizos

Ventajas

Permite liberar a las capturas no-diana.

Inconvenientes

Muy costoso para los resultados obtenidos en Uist. Además, aunque la muestra era pequeña, se capturaron preferentemente machos (Uist Wader Project, 2002c).

2.13.3.4 Cebos

Descripción

En Uist (Uist Wader Project, 2002c) el cebo más aceptado por *E. europaeus* era el pescado.

2.13.3.5 Exclusión

Descripción

En Uist se han empleado mallas de 30 mm de luz tensadas desde postes de madera cada 100 m, con postes de refuerzo cada 5 m. Alternativamente se han instalado contra un vallado ganadero preexistente. En ambos casos, la malla medía 45-50 cm de alto y se continuaba 30 - 40 cm pegada al suelo (hacia el exterior), gancheada cada 20 cm o bien enterrada oblicuamente hasta una profundidad de 20 cm (para el surco se usó un arado). Además, en uno de los casos, un pastor eléctrico paralelo al extremo superior y 8 cm al exterior impedía la escalada y los daños por ganado (Jackson, 2001).

El vallado de las zonas sensibles y la extracción de todos los individuos del interior es una opción a corto plazo para eliminar puntualmente el impacto de los erizos en Uist (Jackson, 2001; Thompson, 2001).

Es una buena herramienta auxiliar par otro tipo de actuaciones y muy útil en caso de trampeo (Uist Wader Project, 2002c, 2002d), ya que los erizos recorren largas longitudes de vallado sin intentar trepar o excavar (Jackson, 2001).

Ventajas

Fácil de aceptar por la población.

Inconvenientes

Como se ha dicho, sólo puede ser una solución temporal. En presencia de conejos es fácil que se formen pasos bajo las vallas (Jackson, 2001).

2.13.3.6 Destino de los animales capturados

Descripción

Independientemente del tipo de método de captura, existen tres opciones: sacrificio, cautividad y traslocación. Varios grupos de defensa de los erizos han iniciado una campaña para evitar el sacrificio de los erizos que lleguen a capturarse en Uist. La campaña incluye: la captura de

Erizos

erizos, la presión a las autoridades, el reclutamiento de voluntarios para reintroducir los erizos fuera de Uist y el pago de recompensas a los paisanos por cada erizo capturado (Lyall, 2003).

Ventajas

Aparentemente, es una solución satisfactoria que evita el sacrificio de animales. En el Reino Unido es fácil conseguir el apoyo de particulares y ONGs. Estas se ofrecen a hacerse cargo de los animales capturados y han sido capaces de recavar fondos para ello.

Inconvenientes

El coste de traslocación de 300 ejemplares de erizo desde Uist ronda los 400 €/cabeza (Reeve & Bristow, 2001).

Según el Uist Wader Project la traslocación no garantiza el bienestar de los erizos, la mortalidad sería muy elevada y tendrían un impacto previsible sobre las poblaciones autóctonas en los sitios de suelta. El mantenimiento en cautividad tampoco es satisfactorio (Uist Wader Project. 2002e, 2002f)

2.13.4 Recomendaciones

Se recomienda investigar el impacto real del erizo moruno sobre la fauna en Canarias y del europeo en Azores.

Se evitarán las introducciones de estas especies desde las islas en las que ya existe a islotes e islas menores en las que el impacto sería mayor, tanto en Canarias y Azores como en Las Baleares.

La caza con foco parece la solución más acertada, por la relación costes/resultados. Puede complementarse con busca con perros adiestrados durante el día. Tras la captura, el destino más razonable parece el sacrificio.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.14 MUSARAÑAS

2.14.1 Biología

Las musarañas son un grupo de casi 300 especies de insectívoros, distribuidos por casi todo el mundo, excepto las latitudes extremas y los territorios más aislados. *Suncus* cuenta con 13 especies exclusivas del Antiguo Continente. Los machos de este género tienen glándulas que secretan un intenso olor almizclado. Por su parte, *Crocidura* es el género de mamíferos con más especies, con 153.

El musgaño enano *Suncus etruscus*, ha sido recientemente introducido en Canarias (Tenerife) (López-Fuster, 2002). Este insectívoro, ampliamente distribuido desde el Paleártico hasta el Sureste asiático, es uno de los mamíferos más pequeños del mundo, con tan sólo 4 a 5 cm de longitud y apenas 2 g de peso.

Su elevado metabolismo le obliga a ingerir varias veces su propio peso en presas. Pueden tener hasta 6 gestaciones al año, que duran unos 28 días, al cabo de los cuales dan a luz de 2 a 5 crías.

S. etruscus es solitaria, aunque los jóvenes y las parejas conviven pacíficamente en la época de reproducción.

La población canaria de musarañas considerada hasta ahora como *Crocidura osorio* ha sido descrita como conespecífica con *C. russula* y de reciente introducción en el archipiélago desde la Península Ibérica (Vogel *et al.*, 2003). Esta especie era tenida por endemismo canario y habitante de la laurisilva adaptada a medios humanizados (Molina, 2003).

Otras musarañas introducidas en islas españolas, probablemente en tiempos muy antiguos, son *Crocidura suaveolens* (Menorca), *C. russula* (Eivissa y Meda Gran, próxima a la Península). Las poblaciones baleares de *Crocidura* se han descrito como subespecies.

2.14.2 Problemática

El impacto del musgaño enano en Canarias es desconocido, si bien se sospecha que pueda plantear problemas a los insectos endémicos y a otros insectívoros. *S. murinus* una de las mayores especies del género, puede causar graves perjuicios a invertebrados y reptiles autóctonos en diversas islas donde ha sido introducida (Varnham *et al.*, 2002). El efecto de la población de Gran Canaria de *C. russula* sobre los invertebrados autóctonos debería de ser revisado.

No se han mencionado posibles impactos de las musarañas introducidas en Las Baleares.

Musarañas

2.14.3 Métodos de control

2.14.3.1 Trampeo

Descripción

En Île aux Aigrettes (Mauricio, 25 ha) se llevó a cabo un intento de erradicación de *S. murinus*. Tras siete meses de trampeo continuo (ca. 100.000 trampas-noche, con trampas Longworth y otras similares, en una malla de 12,5 m), este se abandonó tras dos meses sin capturas. Después se volvieron a encontrar musarañas y la población recuperó su nivel original. Se revisó la selección de hábitat y se hizo un ensayo en una isla de 2 ha para desarrollar un protocolo válido consiguiendo erradicarlas, aparentemente, en las 5 primeras noches de un total de 20 (Varnham *et al.*, 2002).

Se han descrito varios métodos para la captura de musarañas. En general, estos micromamíferos son bastante sensibles a las trampas de pocillo o pit-fall (Schmidt, 1994; RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003; B.E. Coblenz, *in litt.* 2003; F.W. Schueler, *in litt.* 2003) debido a su comportamiento curioso e inquisitivo. No es necesario cebo en este tipo de trampas (Schmidt, 1994), pero conviene introducir algo de comida si se quiere mantener con vida a las capturas, además de supervisarlas cada 1,5 a 2 h, para evitar canibalismo (RIC, 1998a). Normalmente es suficiente con un profundidad de unos 20 cm (RIC, 1998a). Las vallas de intercepción ayudan a incrementar la eficiencia (RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003).

En las Marianas, capturan *S. murinus* con trampas de serpiente modificadas, análogas a nasas cilíndricas a las que se agrandaba la entrada y se le ponía una trampilla de un solo sentido de apertura; estas trampas evitan la condensación que ocurre en las Sherman en clima cálido y húmedo y que resulta perjudicial para los animales capturados (C. Kessler, S. Vogt, *in litt.* 2003).

Las jaulas trampa son más eficaces capturando musarañas que los cepos (Lee, 1997).

Whittaker & Feldhamer (2000) emplean la [trampa “rusa”](#) basada en diseños de Kerimov, Shchipanov y Sheftel. Minkova & Roussev (1998) usan dos modelos de [trampas](#) de construcción propia. La trampa [Ugglan](#), es una jaula trampa para pequeños mamíferos, incluidas musarañas, de estructura sencilla. Según Whittaker & Feldhamer (2000), las trampas rusas son hasta un 22% más eficaces, más fáciles de instalar y cinco o seis veces más baratas que las Longworth. En una comparación entre las trampas Ugglan y las Longworth, ambas resultan igualmente efectivas, pero las Ugglan necesitan menos mantenimiento y resultan unas ocho veces más económicas (≈10€ frente a ≈80€/unidad) y las Longworth precisan que se incorpore alguna protección contra el sol (Lambin & Mackinnon, 1997).

En [the shrew methods pages](#) pueden encontrarse más detalles sobre trampeo de musarañas.

Ventajas

Permite liberar las capturas no-diana.

Inconvenientes

Laborioso y, posiblemente, incapaz de capturar toda la población (Varnham *et al.* 2002).

Musarañas

2.14.3.2 Perros

Descripción

En las Marianas los perros locales cazan musarañas (*S. murinus*) con bastante eficacia (C. Kessler, *in litt.* 2003). Sin embargo, esta especie es mucho mayor que el musgaño enano, que tal vez sea menos atractiva como presa.

Puede que sean útiles como método auxiliar y en casos puntuales.

2.14.3.3 Métodos químicos

Descripción

Para *S. murinus* se han sugerido cucarachas cebadas con veneno (J. Parkes, *in litt.* 2003) o pequeños huevos con 1080 (S. Lloyd, *in litt.* 2003) pero estos métodos no parecen haber sido ensayados. Se han hecho pruebas con anticoagulantes (brodifacum) (Morris & Morris, 1991; Bell, 2002). En el caso del musgaño enano, habría que considerar cebos adecuados.

Ventajas

El 1080 es poco tóxico para los reptiles, pero mucho más para los mamíferos, seguidos por las aves.

Inconvenientes

Las musarañas son poco susceptibles a los anticoagulantes (hasta 100 veces menos que las ratas) y las cantidades de cebo (50 ppm) que deberían consumir son demasiado grandes (Morris & Morris, 1991). En pruebas efectuadas en el campo, Bell (2002) sugiere que son capaces de detectar el Bitrex® lo que impedía el consumo del cebo.

Al no tratarse de plagas agrícolas de importancia, los fabricantes no se interesan en desarrollar productos específicos (Varnham *et al.*, 2002).

El riesgo de consumo por especies no-diana es elevado (J. Parkes, *in litt.* 2003) y las cantidades residuales tan elevadas hacen del envenenamiento secundario un serio problema en el caso de los anticoagulantes. En el caso del 1080, el riesgo de intoxicación de aves y mamíferos insectívoros y carroñeros es elevado. Los cánidos son las especies más sensibles al 1080 por lo que debe evitarse especialmente donde existan perros domésticos.

2.14.3.4 Cebos

Descripción

Aparentemente distintas especies o poblaciones de musarañas pueden verse atraídas por diferentes cebos que pueden no funcionar en otras. Diferentes poblaciones de *S. murinus* prefieren desde saltamontes vivos pegados a un cartón (Schueler, *in litt.* 2003) a comida de perros o gatos (C. Kessler, S. Vogt *in litt.* 2003).

Bell (2002) menciona una pasta de aceite vegetal con pescado, pero no se obtienen resultados, tal vez por la presencia de bitrex en el brodifacum.

Musarañas

Varnham *et al.* (2002) prueban diferentes cebos y concluyen que no existen diferencias entre las trampas cebadas o sin cebar, ya que las musarañas entrarían en las trampas a investigar. Estos autores sugieren que, al menos al principio, no es necesario cebar las trampas. Además, existe una gran variabilidad individual en cuanto a la curiosidad ante una trampa y la preferencia de cebos.

2.14.4 Recomendaciones

En espera de conocer impactos reales, es conveniente realizar un seguimiento periódico de la abundancia y expansión del musgaño enano. Es necesario evitar la traslocación de esta y otras musarañas (presentes en Las Baleares) a islotes e islas menores donde el impacto sería mayor.

Se recomienda profundizar en el conocimiento de las poblaciones de *Crocidura russula* (ex *osorio*) para evaluar sus posibles efectos invasores.

También se recomienda efectuar ensayos de trampeo para determinar métodos y cebos más convenientes para *S. etruscus* en el caso de que se decida alguna acción.

El uso de veneno sólo sería recomendable en caso de que no existan riesgos de intoxicación no-diana y secundaria de aves (insectívoras y necrófagas) y con productos no anticoagulantes.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.15 MEGAQUIRÓPTEROS

2.15.1 Biología

Rousettus aegyptiacus se distribuye por África subsahariana, Egipto y el suroeste asiático, introducida en Canarias a partir de escapes de colecciones zoológicas. Existen dos poblaciones establecidas en Tenerife.

Los murciélagos de la familia *Pteropodidae* cuentan con 173 spp en zonas tropicales del Viejo Mundo, normalmente arborícolas y consumidores de frutas, néctar o polen de plantas. Posiblemente esté justificado considerarlos un orden aparte de los murciélagos insectívoros. El género *Rousettus* en general y *R. aegyptiacus* en particular está esencialmente vinculado a las grutas, de modo que se le puede considerar como troglodita obligado, al menos en una parte del ciclo anual. Entre los megaquirópteros, el género *Rousettus* es el único que utiliza, en cierto grado, la ecolocación, además de la vista. Se trata de animales bastante longevos (hasta 23 años).

En las colonias de *R. aegyptiacus*, parte de los individuos pueden realizar migraciones estacionales. Los dormideros pueden acoger a miles de ejemplares, y son bastante ruidosos.

La gestación dura unos cuatro meses y las hembras cargan con las crías al principio y las dejan en el posadero después. En Tenerife se han registrado hembras con cría a comienzos del verano en el Norte y en octubre en el Sur (STGTAVS, 2003).

2.15.2 Problemática

Al menos en los países donde son nativos, los daños en cultivos parecen ser menores de lo que se piensa, dado que los murciélagos se sienten atraídos por la fruta demasiado madura para su recolección (Pierson, 1984; Tuttle, 1984; Mistry, 1995). *R. aegyptiacus* es un activo dispersor de semillas, tanto de plantas silvestres como cultivadas (Korine *et al.*, 1999). En el primer caso, podría ser una ventaja para la flora autóctona, pero también puede dispersar especies exóticas en el medio.

Como necesitan grandes árboles como dormidero, algunas especies se consideran un problema en jardines botánicos (Richards & Hall, 2000)

Otras consecuencias probables son la competencia por el espacio con especies amenazadas y la actitud negativa que se genera entre las personas ante los quirópteros en general (Logendio, 2003).

2.15.3 Métodos de control

2.15.3.1 Trampeo

Descripción

En Australia se usan trampas llamadas [megaharp](#) basada en las trampas de harpa usadas para microquirópteros. Consisten en dos marcos con sendas series de alambres de nylon o de acero muy fino y recubiertos de nylon para que los murciélagos interceptados se deslicen por ellos hasta una

Megaquirópteros

bolsa en el extremo inferior, donde los captura el personal. Por este sistema pueden capturarse varios cientos de animales de una sola vez.

Trampas de harpa prefabricadas existen en el mercado, la mayor, de 2 m, al precio aproximado de 1000 US\$.

Estas trampas de menor tamaño pueden suspenderse a la altura de las copas (Sedgeley & O'Donnell, 1996).

En Bali se han usado tradicionalmente grandes mangas para capturar megaquirópteros, lo que puede ser útil, puntualmente, en dormideros.

Ventajas

Método incruento.

Inconvenientes

Las trampas comerciales son bastante pequeñas, lo que permite un muestreo, pero no la captura de una colonia completa.

2.15.3.2 Disparo

Descripción

Un método eficaz y muy utilizado para controlar murciélagos es el disparo en los huertos o en dormideros (Loebel & Sanewski, 1987). En Nueva Gales del Sur se autorizan anualmente el número de licencias y de murciélagos que pueden abatirse por disparo debido a daños en cultivos de frutales (Mandelc, 1999; Mandelc & Carr, 2000). El número de licencias se revisa, con una tendencia a fomentar el ahuyentar frente al abatir (Mandelc & Carr, 2000). En todo caso, el número de zorros voladores realmente abatidos puede ser muy inferior (en torno al 20 %) al de licencias emitidas (Mandelc & Carr, 2000) aunque puede aproximarse al 50 % (Waples, 2001).

Ventajas

Requiere equipamiento poco específico.

Inconvenientes

Muy conspicuo. No utilizable en dormideros de zonas habitadas. Puede generar reacciones contrarias por parte de las personas.

2.15.3.3 Destrucción de posaderos

Descripción

En Queensland, Australia, ciertos dormideros han sido dinamitados, gaseados o incendiados (Austrop, 2000b). Estos métodos son absolutamente desaconsejados, por razones obvias.

Megaquirópteros

2.15.3.4 Exclusión

Descripción

En los casos en que se busca minimizar la presencia de murciélagos frugívoros en los cultivos, estos pueden ser cubiertos por redes que impidan el paso de estos (y otros) vertebrados voladores (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b). Estos sistemas de vallado deberían emplearse para asegurar la permanencia en cautividad de los ejemplares de los zoos.

En Israel, y otros lugares, se han empleado redes japonesas alrededor de los cultivos. En ellas se capturan los murciélagos durante tres días. Después los murciélagos evitan la zona donde se ha trapeado (Korine *et al.* 1999).

También se han empleado ultrasonidos, lo que economiza tiempo y esfuerzo, aunque su eficacia a largo plazo no parece demostrada (Korine *et al.* 1999).

Ventajas

Impacto reducido sobre la fauna.

Inconvenientes

Los costes de las mayas sobre los huertos son muy elevados (Wong, 2000; Waples, 2001). No se impiden otros posibles daños al medio ambiente y la flora autóctona.

2.15.3.5 Electrocutación

Descripción

En algún caso se han colocado cables eléctricos para controlar a los murciélagos frugívoros (Austrop, 2002a). Este método es calificado de “draconiano” por Wong (2000), aunque no lo desautoriza expresamente.

Este método es absolutamente no selectivo y estaría, por lo tanto, prohibido por las normativas nacionales y europeas.

2.15.3.6 Métodos químicos

Descripción

El tratamiento con lindano contra *Rousettus aegyptiacus* ocasionó en Israel una gran mortandad de microquirópteros (Tuttle, 1984; Makin & Medelsohn, 1985).

Se desaconseja totalmente este tipo de método para combatir a los murciélagos frugívoros al ser altamente inespecífico.

2.15.3.7 Destrucción de dormideros

Descripción

Los dormideros han sido quemados, gasedados y dinamitados para controlar murciélagos frugívoros en Australia (Austrop, 2002a). Se desaconseja totalmente este tipo de métodos.

Megaquirópteros

2.15.3.8 Judas

Descripción

El radioseguimiento de animales previamente capturados permite la localización de colonias y zonas de alimentación para capturar o disparar sobre los individuos. Incluso los jóvenes criados a mano se reincorporan en pocos días a las colonias (Anónimo, 1999; Ford, ca. 1997).

Ventajas

Sistema bastante eficaz de localizar dormideros y grupos de alimentación para verificar daños y proceder a la captura.

2.15.4 Recomendaciones

Todos los ejemplares mantenidos en cautividad deberían estar marcados permanentemente, esterilizados y mantenidos en recintos seguros.

Se desaconseja totalmente el empleo de medios químicos o de destrucción masiva en posaderos o dormideros. También, la destrucción no selectiva mediante otros métodos (electrocución, anzuelos que desgarran el patagio, ...)

Para proteger cultivos, se recomienda el uso de ultrasonidos y la captura en torno al cultivo para disuadir a los murciélagos.

Para su control en general y evitar daños a los ecosistemas naturales, deberían utilizarse trampas de harpa de gran tamaño en dormideros. Para localizar estos, sería útil la utilización de Judas especialmente cuando las poblaciones sean reducidas. El destino de los animales capturados podría ser la cautividad, previa esterilización y marcaje si existe demanda (es una especie longeva y susceptible de despertar simpatía entre las personas). En caso contrario, el sacrificio.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.16 PERRO ASILVESTRADO

2.16.1 Biología

El perro (*Canis familiaris*) fue una de las primeras especies animales domesticadas por el hombre, hace ya 13 o 14000 años. Se encuentra con frecuencia en el medio natural debido a fugas y abandonos de mascotas. Con frecuencia se limitan a divagar dependiendo de carroñas y basuras, pero con frecuencia pueden sobrevivir de la caza e, incluso se organizan en jaurías. Entre estos perros, algunos siguen teniendo dueños y, por temporadas, pueden depender de ellos. Hasta este punto se habla de perros vagabundos. En el caso de que se verifique la reproducción y el establecimiento de poblaciones autosuficientes, es decir, que no requieren de aportes externos para mantener o aumentar su número, se habla de poblaciones asilvestradas.

Debido a las características derivadas de la selección artificial, las hembras pueden tener celos en diferentes épocas del año. En función de las múltiples razas existentes, la forma y el tamaño son muy variables y, por lo tanto, lo es el rango de presas sobre las que pueden depredar. La dieta es muy amplia y pueden aprovechar numerosos residuos de origen antrópico.

2.16.2 Problemática

En algunos lugares existen problemas de hibridación con lobos (Boltani *et al.*, 1991), pero el impacto más generalizado se debe a la depredación sobre fauna salvaje o sobre ganado doméstico. Es depredador de nidos de aves terrícolas (Duarte & Vargas, 2001).

Los problemas no se limitan a los perros vagabundos o cimarrones, sino que también los perros pastores y domésticos acompañados de personas generan una serie de perjuicios, tales como introducción de enfermedades, depredación y molestias a la fauna (Sime, 1999).

2.16.3 Métodos de control

2.16.3.1 Control de las fuentes

Descripción

La primera medida a tomar con carácter general consiste en mantener las mascotas en el ámbito exclusivamente doméstico. El control estricto de las mascotas debe de hacerse por parte de las autoridades y facilitar la esterilización de las hembras.

La eliminación y control continuado de perros vagabundos es una manera eficaz de evitar que se establezcan poblaciones asilvestradas (capaces de mantenerse demográficamente sin nuevos escapes) (Boltani *et al.*, 1991).

Perro asilvestrado

2.16.3.2 Disparo

Descripción

El disparo se puede efectuar en las inmediaciones de un cebo natural, como una carroña o en áreas utilizadas habitualmente por los perros (Green & Gipson, 1994).

2.16.3.3 Trampeo

Descripción

Las jaulas trampa se ha realizado, por ejemplo, en el P.N. Timanfaya, aunque no se capturaron perros (Schuster & Vicente-Mazariegos, 2003a). En principio, estas trampas son útiles con cachorros y sólo ocasionalmente con adultos (Green & Gipson, 1994; Green *et al.*, 1994). Una trampa de gran tamaño empleada en España (Fernández-Arias & Folch, 1995; Herranz *et al.*, 1999; Guzmán & García, 1999) da bastantes buenos resultados, aunque la eficacia varía mucho con las localidades.

Los lazos son eficaces con perros y otros cánidos (Rollins, 1990; Green & Gipson, 1994; Green *et al.*, 1994; TWDMS, 1998e; 1998f; Herranz *et al.*, 1999). El uso de topes hace de ellos un instrumento de captura en vivo.

En EEUU, los cepos se usan habitualmente contra coyotes (TWDMS, 1998e; 1998f), dado que estos entran raramente en jaulas trampa (Andelt, 1993). Los cepos se colocan normalmente cerca en postes con feromonas (orina), de caminos o de carroñas. Pueden usarse resortes bajo el disparador para incrementar la fuerza necesaria para disparar el cebo, evitando capturas no diana.

2.16.3.4 Exclusión

Descripción

En Australia se han levantado cientos de kilómetros de valla para excluir a los dingos. En los últimos años se ha introducido la electrificación con gran éxito. En Orchard (1999) se pueden encontrar algunos detalles de instalación.

2.16.3.5 Tóxicos

Descripción

Diversos productos se han empleado para matar a los perros vagabundos y cimarrones, desde estriquinina a cócteles de productos fitosanitarios. En Galápagos se ha empleado el 1080 para controlar perros asilvestrados (Tomkins, 1985). También se han usado collares con este producto para matar a cánidos depredadores de ganado y dispensadores de cápsulas de cianuro (Green & Gipson, 1994). El envenenamiento debe ser excluido de las labores de gestión de cánidos como norma, dado los problemas de intoxicación accidental y secundaria que plantea.

Perro asilvestrado

2.16.3.6 Judas

Descripción

Se ha sugerido la técnica del Judas con perros asilvestrados, utilizando después una aeronave para abatir a la manada completa (Green & Gipson, 1994).

2.16.3.7 Cebos

Descripción

Parece ser que los miembros de la familia canidae son atraídos por el olor a *Valeriana officinalis* (Bateman, 1988).

Los cebos naturales (carne, carroña) son atractivos para los cánidos en general (TWDMS, 1998e, f; Allne, 2003) y son empleados tanto en programas de trampeo como de envenenamiento. Además, varios cebos artificiales son muy atractivos para estas especies.

El olor sintético de huevos podridos (SFE) o el polvo de huevos podridos (FEP) han sido usado para diversos cánidos (Andelt, 1993; Travaini *et al.*, 1996; Novaro *et al.*, 2000). El compuesto sintético denominado FAS (Fatty acid scent) a base de 10 ácidos grasos presentes en el huevo podrido es muy atractivo y muy específico para cánidos (Roughton, 1982; Beltrán *et al.*, 1991; Andelt & Woolley, 1996; RIC, 1999a; Novaro *et al.*, 2000). Algunos autores (Woelfl & Woelfl, 1997) no encuentran diferencias entre el FAS y las sardinas como atrayentes para coyotes.

El FAS se usa de forma estandarizada en estaciones de olor para detectar la presencia de cánidos como método más sencillo logísticamente y menos costoso económicamente (RIC, 1999a). Se presenta en discos de yeso saturados de la mezcla y manipulados con pinzas (Roughton & Sweeny, 1982). También puede emplarse el FAS para atraer a los perros asilvestrados a la trampa (Andelt, 1993) o el área de captura o de disparo.

Otros cebos olorosos se basan en feromonas de carnívoros. Se ha usado, por ejemplo, la orina de lince en estaciones de olor para zorros (Beltrán *et al.*, 1991).

2.16.4 Recomendaciones

Se recomienda la captura o el abatimiento de los perros asilvestrados. Para controlar las fuentes, todos los perros deberán ser adecuadamente marcados. Las autoridades deberían ocuparse de comprobar si los perros divagantes tienen un propietario y sensibilizarlos sobre la cuestión. Todo perro vagabundo no identificado debería ser retirado y los que estuvieran marcados, devueltos a sus dueños con una amonestación.

Como métodos, se empleará el disparo oportunista y el trampeo en jaula trampa de gran tamaño. Como cebo, además de vísceras y otro cárnico, se pueden usar los discos de escayola con el reclamo oloroso [FAS](#).

En los casos en que se considere necesario, podría autorizarse a los cazadores y gestores de caza al control discrecional de los perros claramente abandonados en áreas rurales. Esto se aplicará a los animales sin ningún tipo de identificación visible a distancia.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.17 GATO ASILVESTRADO

2.17.1 Biología

El gato, *Felis catus*, es un carnívoro de sobra conocido por su popularidad como mascota. Su origen parece estar en *F. libyca*, especie norteafricana y de Oriente Próximo que habita semidesiertos. Podemos distinguir cuatro grados de domesticidad:

- gatos que sólo se mueven en el ámbito doméstico.
- gatos cuyo propietario les da de comer y se encarga, en mayor o menor medida de su salud, pero que merodean por los alrededores y son, por tanto, capaces de cazar.
- gatos callejeros, que admiten la proximidad, al menos, de ciertas personas que no son sus dueños. Suelen cazar y se alimentan también de residuos en cubos de basura o vertederos y de los alimentos que les proporcionan las personas.
- gatos asilvestrados, ariscos y sin contacto con humanos, a los que evitan a distancia. Cazan y aprovechan furtivamente residuos de origen humano.

Excepto la primera categoría, todos los demás pueden infligir daños a la fauna silvestre, especialmente por depredación. En todos ellos se produce un fenómeno de facilitación, esto es, la población se mantiene a un nivel demográfico estable y superior gracias a los aportes externos de alimento (comida, basuras, etc.); estas poblaciones “subvencionadas” son capaces de ejercer mayor daño que si dependieran exclusivamente de los recursos naturales.

Los gatos soportan condiciones de privación de agua y si consumen presas vivas pueden pasarse sin agua en ecosistemas semiáridos. Capturan todo tipo de presas de hasta su misma masa corporal (Paltridge *et al.*, 1997).

Las hembras producen normalmente dos camadas por año, pero si la camada se pierde la hembra entra en celo de nuevo. La gestación dura 65 días y el destete se produce a las ocho semanas. El tamaño de la camada alcanza los 8 cachorros. Se independizan hacia los 6 meses (Ewer, 1973). Sin embargo (obs. pers.) las hembras son capaces de quedar preñadas antes del destete, por lo que, en condiciones ideales, se pueden producir partos cada ocho semanas.

La territorialidad y sociabilidad de los gatos es variable según las áreas y el grado de domesticidad de los individuos. Según Ewer (1973), los gatos serían básicamente solitarios pero se organizarían social y jerárquicamente en algunas zonas. Molsher (1999) describe una población de gatos asilvestrados solitarios y no territoriales en Australia. Los gatos que estudian Genovesi *et al.* (1995) son también solitarios pero territoriales. Liberg (1980), por su parte, en Suecia, encuentra diferencias en la sociabilidad, con animales solitarios y otros en grupos; los rangos se superpondrían parcialmente en los machos y más ampliamente en las hembras, pero siempre entre animales del mismo grupo. Gillies *et al.* (2000) encuentran que los rangos se solapan ampliamente incluso en machos.

Las áreas de campeo de los gatos asilvestrados en áreas rurales son mayores en machos que en hembras y alcanzan 400 ha (Gillies *et al.*, 2000) e incluso 95 km² (Goltz *et al.*, 2001); en medios urbanos, son muy inferiores (Dards, 1978; Haspel & Calhoon, 1989). Inversamente, las densidades en hábitats urbanos alcanzan varios cientos de ejemplares por kilómetro cuadrado (Dards, 1978; Haspel & Calhoon, 1989), pero son mucho menores en áreas rurales en torno a 3 o 4/km² (Liberg,

Gato asilvestrado

1980; Fitzwater, 1994). Las hembras son más filopátricas que los machos, entre los que sólo los realmente domésticos lo serían (Liberg, 1980).

El reemplazo en las colonias de gatos es continuo y muy rápido ya sea por mortalidad y emigración compensadas por inmigración o por movimientos de dispersión (Wilson *et al.*, 1994). Sin embargo, algún estudio preliminar indica que los recién llegados a una colonia manejada no llegan a reproducirse (Nutter *et al.*, 1999); al parecer, tras una temporada de reproducción, las interacciones agresivas entre machos en colonias vasectomizadas y castradas aumentaron, poniendo en peligro la estabilidad de la colonia (Nutter *et al.*, 1999). En una colonia eliminada experimentalmente, se tardaron 6 meses en que la población recuperara el 70 % de su tamaño original, por lo que los autores estiman que un control de ese tipo debe realizarse dos veces por año para mantener la población controlada (Wilson *et al.* 1994). En los gatos cimarrones, la tasa de reemplazo es mucho más alta que entre los gatos que reciben alimento (Genovesi *et al.* 1995). Estos autores también encuentran que estas poblaciones evitan totalmente a los humanos.

2.17.2 Problemática

Listado por la UICN entre las 100 de las peores especies exóticas invasoras.

Los gatos son eficaces predadores de vertebrados. Así, son la principal amenaza para algunos mamíferos insulares (Humphrey & Barbour, 1981; USFWS, 1999; Álvarez & Ortega, 2003), reptiles (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003) y aves (Duvall, 2001; Goltz *et al.*, 2001) y sus nidos (Duarte & Vargas, 2001). En el caso de reptiles, los gatos no son tan eficaces como los herpéstidos (Henderson, 1992) depredan activamente incluso sobre reptiles del tamaño de la iguana (Mitchell *et al.*, 2002), pero aun consumiendolos de forma accidental pueden amenazar poblaciones exiguas de algunas especies (García-Marquez & Martín, 2001; Rando & López, 2001; Mateo & Silva, 2003). Lo mismo ocurre con aves amenazadas (Rando & López, 2001; Martín *et al.*, 2002; Mayol, 2003; Menezes & Oliveira, 2003; Ruiz & Martí, 2003).

Aunque algunos estudios muestran que la mayor parte de la dieta de los gatos asilvestrados consta de otras especies alóctonas (hasta el 70 % en Canarias, según datos de Nogales y Medina, 1996; 85 % en Pontier *et al.* 2002) estas permiten mantener poblaciones elevadas de gato que ejercen una presión insostenible sobre las especies autóctonas. A pesar de que la proporción de aves no es muy grande en su estudio, Pontier *et al.* (2002) describen cómo dicha proporción cae a lo largo del tiempo, como consecuencia del impacto de los gatos. En Fuerteventura, en torno al 50 % de los nidos de *Saxicola dacotiae* se pierden por depredación por gato, así como algunos adultos mientras incuban (J.C. Illera, com. pers., 2003). En algunas localidades, los reptiles, incluidos endemismos muy amenazados, constituyen el 60% del número de presas de los gatos y el 100 % de presencia en su dieta (Rando & López, 2001).

En Mallorca, el efecto de los gatos sobre la caza menor ha llevado a un impacto indirecto muy grave, como es el uso ilegal e indiscriminado de veneno por parte de los gestores de los cotos de caza, lo que ha repercutido en todo el gremio de necrófagos (Tewes & Jiménez, 2000).

También en áreas continentales, los gatos vagabundos y asilvestrados son una amenaza para los vertebrados silvestres (Mitchell & Beck, 1992; Coleman & Temple, 1993; 1995; Coleman *et al.*, 1997; The Mammal Society, 1997; Hawkins, 1998; Crooks & Soulé, 1999; Sanders & Maloney, 2002). Entre ellas se incluyen los gatos salvajes cuyas poblaciones se ven amenazadas por introgresión genética por hibridación (García-Perea, 2002; Huckles, 2002) y por transmisión de enfermedades a los felinos salvajes (Courchamp, 1996; Coleman *et al.*, 1997). Existe también un problema de competencia con especies nativas, dado que la disponibilidad de presas para los depredadores autóctonos se ve reducida por la depredación por gatos (George, 1974).

Gato asilvestrado

Los gatos que disponen de subsidios permanentes de comida no dependen del número de presas para regular su población, por lo que pueden mantener presiones insostenibles sobre especies raras (p. ej. Hawkins, 1998; Courchamp *et al.* 1999b). Además, en ausencia de depredadores de mayor rango se produce un incremento del efecto de los mesopredadores como el gato (Crooks & Soulé, 1999; Molsher, 1999). Si bien los gatos vagabundos no tienen porqué suponer un problema para las especies más abundantes en hábitats suburbanos, sí que afectan a las especies más raras, particularmente en hábitats fragmentados (Barratt, 1994; Crooks & Soulé, 1999). Los gatos abundan más en las proximidades de las casas en núcleos de viviendas extraurbanas que lejos de ellos (Odell & Knight, 2001) y la distribución de sus presas está condicionado por ello (Baker *et al.*, 2003) por lo que la proximidad de tales residencias a lugares sensibles para la conservación es indeseable.

Los colectivos de defensores de los gatos asilvestrados minimizan o niegan el impacto de los gatos sobre la fauna silvestre (SFSPCA; ACA 2003a) negando incluso el impacto sobre aves en islas (ACA, 2003b). Sin embargo, las colonias de gatos suponen una fuente importante para poblaciones asilvestradas (Tidemann, 1994; Wilson *et al.*, 1994). Como medida esencial para evitar el incremento de las poblaciones asilvestradas, el aporte de gatos debería ser controlado (Natrass, 1993; Webb, 1995). Ello depende en gran medida de la implicación de la población que proporciona alimento a esas colonias (Ogan & Jurek, 1997).

La legalidad de las actividades de manejo de colonias de gatos ha sido cuestionada tanto desde su punto de vista humano como por la negligencia de la conservación de la biodiversidad, en particular porque sus promotores no introducen valores ambientales en su discurso y por la desinformación que generan (Jessupp, 2002).

2.17.3 Métodos de control

2.17.3.1 Control de las fuentes

Descripción

Como se ha mencionado, el control de las fuentes de gatos asilvestrados y vagabundos es fundamental. Se ha propuesto que sólo los criadores autorizados deberían tener gatos sin esterilizar, siendo responsables de los escapes bajo riesgo de perder su licencia y que, por lo tanto, cualquier gato doméstico en libertad esté esterilizado (Natrass, 1993).

Las campañas de identificación de los gatos y concienciación de los propietarios son muy importantes, incluyendo edición de folletos (DNRE, 2003).

2.17.3.2 Lucha biológica

Descripción

El virus de la panleucopenia felina (VPF o FPV) se ha utilizado para el control de gatos asilvestrados en Marion Island (Sudáfrica). En 1977, con un efectivo poblacional de 3405 animales (11,7/km²), se capturaron 90 se infectaron con dos cepas diferentes de FPV y se soltaron de nuevo. La población se redujo a 615 animales en 1982 (29 % decremento anual), y la tasa continuó en un 8% anual desde entonces. El tamaño de la camada disminuyó y el reducido número de subadultos fue crítico para la evolución de la población. Desde 1986, se usaron otros métodos hasta la erradicación en 1991 (van Aarde, 1984; van Rensburg *et al.*, 1987; Huntley, 1996).

Gato asilvestrado

El protocolo recomendado para el uso del VPF para el control biológico es: Tras calcular el tamaño de la población, no menos del 5% debe de ser capturado. Un individuo debe ser separado e inoculado y, una vez comprobado que la cepa es virulenta, el resto de los animales deben ser inoculados y liberados (la muerte por panleucopenia puede sobrevenir en 24 h). El punto de liberación debe de estar tan alejado del de captura como sea posible, para aumentar los movimientos de los animales infectados e incrementar los contactos con animales sanos (Veitch, 1985). Como el VPF causa la muerte en un espacio de tiempo reducido, a densidades elevadas aumenta su eficacia (van Aarde, 1984).

Otras enfermedades víricas podrían ser más eficaces que la panleucopenia felina: el virus de inmunodeficiencia felina (VIF o FIV) y el de la leucemia felina (VLF o FLV). Ambos están ampliamente distribuidos en el mundo con escasa prevalencia (Courchamp & Pontier, 1994; Fromont *et al.*, 1997b). Las tasas de transmisión del VIF y el VLF son reducidas y dependen de la estructura social, pero sólo afectan ligeramente a la población total (Courchamp *et al.* 1995c; Courchamp *et al.*, 1997; Fromont *et al.*, 1997a), si bien la mortalidad causada por los dos virus cuando actúan simultáneamente es mayor que la suma de sus efectos por separado (Courchamp *et al.*, 1997). Ambos se contagian y dispersan durante años antes de producir la muerte del huésped, permitiendo mayor número de transmisiones que el VPF (Courchamp & Sugihara, 1999). Estos virus nunca alcanzan la extinción de la población (Courchamp *et al.*, 1997) si bien el VLF podría exterminar totalmente una población insular de gatos si el nivel de resistencia es reducido por efecto fundador. Aunque la erradicación total sea sólo posible complementada por otros medios, su uso puede ser deseable para mantener un control permanente en situaciones en las que la erradicación sea imposible (flujo continuo de gatos) o indeseable (presencia de ratas) (Courchamp & Sugihara, 1999).

Tanto el VIF como el VLF se transmiten por las interacciones sociales. El carácter variable en la sociabilidad del gato constituye un problema a la hora de prever los efectos de una epidemia (Courchamp *et al.* 1995a; Fromont *et al.*, 1997b).

El VIF se transmite por mordedura y afecta principalmente a machos dominantes, por lo que la infestación es más probable en grupos polígamos; los machos subordinados tienen menos probabilidades naturales de sobrevivir y, por lo tanto, de transmitir el virus (Courchamp *et al.* 1995b; Courchamp & Sugihara, 1999; Courchamp *et al.*, 2000). Su dispersión depende básicamente de los machos erráticos y agresivos (Courchamp *et al.*, 1998). Este virus se transmite por lametones, cuidados maternos y la comida compartida (Fromont *et al.*, 1997b; Courchamp & Sugihara, 1999).

La panleucopenia afecta mayoritariamente a los jóvenes, pero un gran número de estos podrían morir de todas formas por procesos naturales. Como el VIF y el VLF se transmiten socialmente serían más efectivos que el VPF que se transmite ambientalmente; esto también hace que sea más ineficaz a densidades reducidas (Courchamp & Sugihara, 1999). Sin embargo, el VPF puede continuar transmitiéndose tras la muerte del huésped (Cleaveland & Thirgood, 1999), lo que prolonga su eficacia en el tiempo.

2.17.3.3 Trampeo

Descripción

Es el método más empleado para la erradicación de gatos en islas en combinación, básicamente, con el disparo (Nogales *et al.*, en prensa).

En Alegranza (10,2 km²) se usaron jaulas-trampas Tomahawk en las zonas más propicias con el resultado de la total erradicación (Martín, 2003). También se utilizan en Madeira para crear un cordón de seguridad en torno a áreas sensibles (Menezes & Oliveira, 2003). Se han utilizado

Gato asilvestrado

también en proyectos de conservación de lagartos endémicos canarios (Illera, 1999; López-Jurado, 2000; Mateo, 2001; Rando & López, 2001). Para evitar la captura accidental de lagartos, las trampas tenían sendas aberturas de 75x50 mm a cada lado (Rando & López, 2001). En Formentera se han efectuado controles experimentales con trampas comerciales; para evitar la desaparición de trampas y mejorar el empleo de recursos, se cuenta con los cazadores locales.

En isla Marion se usaron cepos y jaulas trampa para ultimar los (8) gatos restantes de campañas de control biológico y disparo (Huntley, 1996). En Herekopare fueron eliminados básicamente con cepos (Veitch, 1985). En Hermite (Algar *et al.*, 2002) emplean cepos almohadillados.

Fitzwater (1994) describe el diseño de una trampa de vivo para gatos. El OAPN también utiliza una trampa de diseño propio para la captura de gatos en Cabrera (Islas Baleares) (García-Domínguez, com. pers., 2003). En la isla del Congreso (Chafarinas) se capturó un gato con una trampa artesanal, con un esfuerzo de trampeo muy reducido (Orueta *et al.*, 1998). Existen numerosas compañías que comercializan jaulas trampas de diferente tamaños, en particular adecuadas para gatos.

2.17.3.4 Exclusión

Descripción

La primera medida de exclusión consiste en mantener las mascotas en el ámbito exclusivamente doméstico. De esta forma, además de impedir la depredación “lúdica” por parte de los gatos domésticos se evitan tanto los partos incontrolados como el consumo de la comida de los gatos domésticos por gatos vagabundos. Es la estrategia denominada “Cats indoors” por la American Bird Conservancy (ABC, sin fecha).

La exclusión con vallas puede ser de utilidad, pero no se considera efectiva al 100% (Veitch, 1994). Sin embargo, algunos modelos recientes de vallado tienen una lámina metálica resbaladiza en la parte superior y coronadas con un voladizo de malla y postes flexibles, y parecen ser impermeables a los gatos (Day & MacGibbon, 2002).

Los alambres electrificados son muy poco efectivos para contener a los gatos (Day & MacGibbon, 2002).

2.17.3.5 Disparo

Descripción

Utilizado como complemento del trampeo, ha sido utilizado en la mayor parte de las erradicaciones de gatso en islas (Nogales *et al.*, en prensa). En Isla Macquarie ha sido el método principal, mientras que en Isla Marion ha sido complementario al control biológico (Johnstone, 1985).

Tras 10 años de control biológico en Marion island los gatos se cazaron de noche, con foco y escopetas del 12 por equipos de 4 a 8 tiradores durante cuatro años (458, 206, 143 y 66 gatos). (Huntley, 1996). Después se complementó con trampeo. En la isla Cuvier, también se utilizó en combinación con otros métodos (Veitch, 1985).

Gato asilvestrado

2.17.3.6 Tóxicos

Descripción

El uso indiscriminado e ilegal de veneno para controlar los daños de gatos a la caza menor ha producido casos de envenenamiento secundario en necrófagos en Mallorca (Tewes & Jiménez, 2000). Por el contrario, en ecosistemas donde no existen riesgos para las especies no diana, el envenenamiento secundario ha sido utilizado para eliminar los gatos al mismo tiempo que las ratas al menos en cuatro casos en Tuhua, Pitcairn, Curieuse y Flat island (ver revisión en Nogales *et al.*, en prensa). Los gatos mueren tras ingerir ratas envenenadas con anticoagulantes. En al menos 13 ocasiones, también se han empleado tóxicos directamente, concretamente 1080, en la mayor parte de los casos cebado en pescado o carne (Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Algar *et al.*, 2002; Mitchell *et al.*, 2002; Nogales *et al.*, en prensa).

Inconvenientes

El uso de veneno destinado a gatos en nuestros archipiélagos puede tener numerosas contraindicaciones, sobre todo en lo referente a consumos accidentales por especies no diana.

2.17.3.7 Colonias controladas

Descripción

Múltiples asociaciones promueven la creación de colonias de gatos; en ellas, se capturan los gatos, se vacunan y reciben atención veterinaria, se los esteriliza (vasectomía o ligadura de trompas) y se los vuelve a liberar en el lugar de captura. Estos programas se conocen en el mundo anglosajón como TNR (trap, neutering, release) o FCAP (feral cat altering programmes). En las colonias, los gatos reciben un aporte continuo de alimento. En teoría, estas colonias permanecen estables e impiden la inmigración de nuevos individuos sin esterilizar.

Con frecuencia estos programas de esterilización incluyen la adopción de los animales mansos (Robinson, 2002). En Las Baleares, se ha efectuado en Pollença (Tewes & Jiménez, 2000) y en Formentera (Tewes & Sánchez Artés, 2001). En Tenerife se realizó un acuerdo entre el Cabildo Insular, el Colegio de Veterinarios y la gan parte de las clínicas veterinarias de la isla para esterilizar a los gatos existentes en las perreras, los que controlaban SPA y los que estaban en la calle, mediante este acuerdo se esterilizaron cerca de 1000 gatos y gatas. Una parte se dio en adopción y otros quedaron inscritos a nombre de las SPA (M. Alonso Vega, com. pers., 2003).

La Cat Protection Society of Victoria, la mayor asociación australiana de protección de los gatos dejó su programa de esterilización y liberación por razones humanitarias (eventual cese del aporte de alimento, imposibilidad de capturar a los animales enfermos y difusión de enfermedades) y de otro tipo, como mayores costes, llegada de nuevos individuos o mantenimiento de gran parte de la problemática. Proponen un protocolo para la eliminación de las colonias que incluye el diálogo y la colaboración con los que alimentan estas colonias (Webb, 1995). Otras asociaciones internacionales de protección de los animales son críticas o al menos escépticas acerca de los programas de TNR.

Los beneficios sociales de estas operaciones son importantes (Robinson, 2002) lo que puede aportar beneficios secundarios, como el cese del envenenamiento indiscriminado (Tewes & Jiménez, 2000). Sin embargo, estas actividades son sólo útiles en medios exclusivamente urbanos; allí donde los gatos son indeseables, la esterilización es inútil (Neville, 1989).

Gato asilvestrado

2.17.3.8 Inmunoanticoncepción

Descripción

La inmunoanticoncepción es una técnica reciente y aún en fase experimental.

Según modelos matemáticos (Courchamp & Cornell, 2000) sería posible controlar y erradicar poblaciones aisladas de gatos, siendo la diseminación a través de virus el sistema más eficaz, en comparación con cebos con la vacuna.

2.17.3.9 Cebos y reclamos

Los cebos pueden ser utilizados para complementar diversas de las técnicas arriba señaladas. La comida natural puede ser efectiva, pero deben de realizarse pruebas in situ. El pescado fresco es uno de los cebos más efectivos y ha demostrado ser muy eficaz (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Orueta *et al.*, 1998). En los trampeos en Canarias se ha usado normalmente pescado o sustancias con fuerte olor a este (Rodríguez-Luengo, 1988; Ardura & Calabuig, 1993; Illera, 1999; López-Jurado, 2000; Mateo, 2001; Rando & López, 2001). Además de en trampas, también se ha empleado para suministrar tóxicos (Mitchell *et al.*, 2002).

También la comida de lata con sabor a pescado puede ser empleada con éxito (Veitch, 1985). La carne de cordero ha sido empleada, pero con menos éxito que el pescado. El aceite de hígado de bacalao puede servir para “refrescar” cebos pasados o para impregnar las trampas. Las aves y roedores son eficaces si están vivos, pero mucho menos si están muertos (Veitch, 1985). El cebo utilizado en Madeira ha sido chorizo (Oliveira com. pers., 1999) y en Hermite salchicha fresca (Algar *et al.*, 2002).

El olor a huevos podridos del FAS ha sido empleado con felinos (Diefenbach *et al.*, 1994) aunque resultan menos eficaces que olores glandulares (RIC, 1999a).

Entre los olores no ligados a la comida, las heces y la orina de gato o de lince pueden ser eficaces a corto plazo (Veitch, 1985; RIC, 1999a), aunque otros autores no encuentran que la orina, natural o artificial, sea eficaz como atrayente (Clapperton *et al.*, 1994)

Varios olores de origen vegetal son utilizables como atrayentes para gatos, pero la eficacia puede variar mucho entre poblaciones. Así, la valeriana (*Valeriana officinalis*) ha mostrado su eficacia en Escocia pero no en Seychelles, y la nébeda (*Nepeta cataria*) tampoco es efectiva en todos los casos. El olor de las raíces del kiwi (*Actinidia chinensis*) y del matatabi (*A. polygama*) es uno de los más atractivos para los gatos (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Clapperton *et al.*, 1994). En un ensayo que comparaba varios olores, la nébeda y la raíz de matatabi fueron los olores más prometedores, además de no resultar atractivos para otras especies (Clapperton *et al.*, 1994) lo que sí ocurre con la valeriana (Bateman, 1988).

Un reclamo auditivo se ha empleado en Hermite (Australia) para atraer a los gatos a cepos almohadillados. Se trata del Felid Attracting Phonic (FAP), un artefacto electrónico que reproduce la voz del gato (Algar *et al.*, 2002).

2.17.4 Recomendaciones

Como para todas las mascotas asilvestradas, la principal medida es la prevención de escapes y el fomento de campañas de mantener a los animales en casa. En islas, estos deben ser especialmente controlados:

- identificación individual permanente,

Gato asilvestrado

- gratuidad de esterilización,
- eliminación de todas las mascotas vagabundas,
- supresión de los puntos de alimentación y de las “colonias controladas” que atraen a otros gatos vagabundos y favorecen su incremento y que sirven de sumidero para quienes quieran abandonar sus mascotas

Para la captura de poblaciones o individuos asilvestrados o vagabundos se recomienda el uso de trampas de vivo. El cebo deberá evaluarse para cada caso, pero se recomienda el pescado o los alimentos con sabor al mismo. El destino de los animales capturados vivos deberá garantizar que no vuelva a producirse su escape. En la mayor parte de los casos y habida cuenta del origen de estos animales, procedentes de una tenencia poco cuidadosa, deberá ser el sacrificio más humanitario posible.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.18 OTROS CARNÍVOROS

2.18.1 Biología

Las especies que aparecen más comúnmente en las listas de invasoras son mustélidos, vivérridos y herpéstidos. Algunas especies de estas familias han acompañado al hombre desde hace cientos de años. Más recientemente también se ha extendido fuera de su rango original algún miembro de la familia procyonidae.

Mustela nivalis, *Martes martes* y *Genetta genetta* son especies introducidas desde muy antiguo en Las Baleares (Palomo & Gisbert, 2002). Dado que la fauna de vertebrados no voladores ha sido totalmente sustituida por especies continentales desde tiempos prehistóricos (Schüle, 2000; Masseti, 2002), estas especies forman parte, en la actualidad, de las comunidades naturales en esas islas. En muchos casos se han producido fenómenos de subespeciación, como es el caso de *M. m. minoricensis* de Menorca (López-Martín, 2002) o de *G.g. balearica* de Mallorca o *G.g. isabelae* de Eivissa (Calzada, 2002).

En Macaronesia las introducciones son todas más recientes. En Azores se ha establecido *M. nivalis* en São Miguel y en Terceira y *Mustela furo* en estas dos islas y São Jorge, Pico y Flores. En Gran Canaria y Tenerife se han observado también *M. furo*. Existe divergencia de opiniones acerca de la capacidad de *M. furo* de sobrevivir en la naturaleza. Mientras que es habitual que los hurones mueran al poco tiempo de escaparse o perderse, existen evidencias documentadas de introducciones de esta especie en diversos lugares; hay autores que afirman que se trataría de poblaciones híbridas con el agriotipo del hurón, el turón, *M. putorius*. Una extensa revisión comentada sobre esta cuestión se puede consultar en Jurek (2001) y Whisson & Moore (1997).

Otras especies de mustélidos que han demostrado ser invasores en otras partes del mundo son *Mustela erminea* y *Mustela vison*. *Herpestes auropunctatus* es un herpéstido (próximo a los vivérridos) introducido frecuentemente en islas de todo el Mundo, incluido el Mediterráneo.

Más recientemente ha comenzado a ser frecuente en algunos países un prociónido, el mapache (*Procyon lotor*), como en el Caribe y en varios países del centro y norte de Europa. Se ha introducido normalmente por su piel pero también como mascota. Recientemente se ha capturado un ejemplar en Lanzarote (islas Canarias). Igualmente, en Mallorca se ha detectado un pequeño grupo de coatis (*Nasua nasua*).

Todas estas especies son carnívoros poco específicos con el tipo de presas, siempre en función del tamaño. Los herpéstidos son especialmente más herpetófagos que los vivérridos y mustélidos. *H. auropunctatus* puede consumir frutos en invierno (Cavallini & Serafini, 1995), al igual que lo hacen varios mustélidos, en particular *M. martes*.

La reproducción de numerosos mustélidos se caracteriza por la implantación diferida de los embriones, lo que distancia el momento de la cópula del de los partos hasta 10 meses en el caso de *M. martes* o de *M. erminea*, pero mucho más breve en el caso de *M. vison*, con tan sólo uno o dos meses; *M. nivalis* es una excepción a esta norma.

Otros carnívoros

2.18.2 Problemática

Mustela erminea y *Herpestes javanicus* (posiblemente tomado como sinónimo de *H. auro-punctatus*) están incluidas en la lista de las **100 de las peores especies exóticas invasoras** definida por la UICN.

En las islas de mayor tamaño de Las Baleares, las comunidades animales han alcanzado un balance en lo que respecta a estos pequeños carnívoros, a costa de la desaparición de algunas especies, como tal vez *Podarcis lilfordi* en Mallorca y Menorca (Alcover & Bover, 2002). La introducción más reciente de los mismos en islotes e islas de menor tamaño, como el archipiélago de Cabrera, tiene efectos indeseables sobre la fauna insular.

Lo mismo puede ocurrir con cualquier introducción de mustélidos, vivérridos o herpéstidos en islas, ya que su eficacia depredadora los hace extremadamente peligrosos para las faunas que han evolucionado en ausencia de depredadores. En muchas ocasiones, las introducciones se efectuaron para controlar roedores, pero pronto se comprobó que eran inútiles y muy dañinas para la fauna local. Así, las introducciones de *Herpestes javanicus auro-punctatus* en el Caribe y Polinesia (Meehan, 1984; Henderson, 1992), *Mustela erminea*, *M. nivalis* y *M. furo* en islas de todo el mundo, particularmente en Nueva Zelanda (Kildemoes, 1985; King, 1989; King, 1990; Lavers & Clapperton, 1990; Simberloff & Stiling, 1996).

La depredación de *M. nivalis* sobre los huevos y pollos de aves es muy intensa, aunque puede variar, en el rango natural de la especie, en función de la abundancia de roedores. Sin embargo, en zonas donde ha sido introducida esta especie, la depredación sobre las aves se mantiene de forma constante (King, 1989).

El visón americano es un ejemplo de animal frecuentemente introducida en el medio, debido a escapes de granjas peleteras. Ha establecido varias poblaciones reproductoras en la Península Ibérica, así como en el resto de Europa. Sus efectos sobre la fauna local han sido discutidos en los ecosistemas y, aunque algunos estudios sugieren que el impacto es reducido si existe una buena estructuración de la comunidad de depredadores en el mismo hábitat (Chanin & Linn, 1980; Chanin, 1981; Wise *et al.*, 1981; Dunstone & Ireland, 1989; Smal, 1991; Vidal & Delibes, 1987; Bueno & Bravo, 1997), otros estudios indican un fuerte impacto por competencia y depredación (Gerell, 1967; Erlinge, 1972; Bueno & Bravo, 1990; Bravo & Bueno, 1992; Clode & MacDonald, 1995). La transmisión del parvovirus causante de la plasmocistosis o enfermedad aleutiana (ADV) a otros mustélidos es un factor de riesgo añadido al impacto por competencia y depredación (Palazón & Ceña, 2002). Su introducción en medios insulares debe de ser evitada a toda costa, ya que su versatilidad ecológica le hacen capaz de consumir todo tipo de presas.

El hurón, variedad doméstica del turón (*Mustela putorius*) ha sido empleada en la caza del conejo desde tiempos muy antiguos, lo que ha sido motivo de escapes; de hecho, se le encuentra con frecuencia en áreas cinegéticas de Gran Canaria y Tenerife. En la actualidad es una mascota cada vez más habitual lo que hace temer una nueva vía de introducción en la naturaleza. Su impacto sobre la biodiversidad de los diferentes lugares donde se ha introducido es elevado (Lavers & Clapperton, 1990; Sanders & Maloney, 2002). Existe cierta controversia sobre la capacidad de los hurones de sobrevivir en libertad y, frente a la existencia de poblaciones cimarronas muy numerosas se argumenta que se trata de híbridos con turón.

Un solo mapache (*Procyon lotor*) recientemente ha causado la pérdida de un centenar de *Calonectris diomedea* en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote, Islas Canarias). En otras islas donde han sido introducidos, los mapaches han demostrado intensa depredación sobre aves marinas que anidan en madrigueras (Hartman & Eastman, 1999).

Otros carnívoros

2.18.3 Métodos de control

McDonald & Lariviere (2001) ofrecen una excelente revisión de métodos relativos al control de *Mustela erminea* en Nueva Zelanda. Dado que los pequeños mustélidos tienen una estrategia de la r y que su tasa de reemplazo es muy elevada, que la mayor parte de los individuos no harán más de un intento de reproducción en su vida pero que las camadas son bastante grandes, los intentos de control deben de ser muy intensos, ya que la capacidad de recuperarse una población diezmada es muy rápida. King (1989) sugiere que para reducir el número de comadrejas (*M. nivalis*) de modo apreciable deben de eliminarse probablemente más del 80 % de los animales presentes. De hecho, esfuerzos continuados de trampeo sobre esta especie durante décadas no tienen efectos a largo plazo ya que la productividad sigue siendo superior a la extracción.

2.18.3.1 Disparo

Descripción

Es un método normal de control de pequeños carnívoros autóctonos (TWDCS, 1998a; 1998e) o exóticos (Eis, com. pers., 1998; Okarma, com. pers., 1998), aunque con frecuencia se considera ineficaz (Birks & Linn, 1982) sobre todo considerando el comportamiento esquivo de los carnívoros.

2.18.3.2 Trampeo

Descripción

Las jaulas trampa son poco específicas en la captura, pero permiten la liberación de especies no-diana. En la Península ibérica se tienen tasas de captura de 0,9 % al 1,6 %, aunque inespecíficas (Palazón & Ruiz-Olmo, 1995; Palazón *et al.*, 1997). La capturabilidad es variable en función de los sexos y de las edades, por lo tanto susceptible de variar también con la época del año (Dunstone & Ireland, 1989).

Los cepos son altamente inespecíficos, aunque pueden tener tasas de 5,2 % (trampas Fenn) para el conjunto de especies (Bateman, 1988) o más de 6 % sólo para la comadreja (King, 1989). Se han usado para numerosos carnívoros (King, 1989; 1990; TWDMS, 1998a; b; d). Los cepos almohadillados producen menores lesiones al animal capturado (Onderka *et al.*, 1990). También las trampas con mandíbulas más anchas son menos dañinas que las normales, pero más que los cepos almohadillados (Phillips *et al.*, 1996). Las trampas Fenn se disponen cada 200-300 m para armiños (King, 1990) y comadrejas, preferentemente en lindes, que son tan atractivas que no necesitan cebo (King, 1989).

Los lazos pueden usarse bajo vallas (TWDMS, 1998f) o en senderos. Tampoco son selectivos así que no son muy recomendables si otras especies pueden verse afectadas; parte del riesgo para las especies no diana puede evitarse dado que los animales mayores, como los ungulados pueden escapar de estos artefactos (Phillips, 1996). Los lazos pueden ser modificados para impedir la muerte o lesiones a los animales capturados y, por tanto, el impacto sobre especies no diana, además de resultar más humanos; así, pueden ser modificados para que se rompan si una especie de mayor tamaño que la diana es atrapada (Phillips, 1996).

Los cepos-lazo pueden ser relativamente inofensivos para el animal atrapado (Onderka *et al.*, 1990).

Otros carnívoros

Los cebos se pueden colocar bien sobre el disparador o detrás de la trampa si se limita el acceso por un solo costado (TWDMS, 1998b). Pueden consistir en comida natural, pero se deben efectuar ensayos *in situ*.

2.18.3.3 Tóxicos

Pese a que el uso de venenos está prohibido en numerosas normativas autonómicas, estatales e internacionales, hay muchos casos de su uso ilegal e indiscriminado para controlar depredadores y sus efectos nefastos cuentan con numerosos ejemplos. Los productos tóxicos sólo deben de ser utilizados en casos muy justificados y cuando no existan riesgos para especies no diana.

La intoxicación secundaria puede ser una técnica muy útil para controlar pequeños carnívoros. En numerosas localidades, desde Rarotonga (Robertson *et al.*, 1998) a Madeira (Bell & Bell, 1997) o Nueva Zelanda (Alterio *et al.*, 1997; Murphy, 1997; Brown *et al.*, 1998) el envenenamiento de roedores comensales ha servido para erradicar o controlar a pequeños carnívoros introducidos.

Existen también tóxicos específicamente desarrollados para mustélidos, que, aunque parecen especialmente activos para determinadas especies del grupo (O'Connor, 2002), sus efectos sobre las especies no diana deben de ser evaluados individualmente.

2.18.3.4 Control de la reproducción

La administración de anticonceptivos orales es poco prometedora y aunque se están efectuando avances en el desarrollo de inmunoanticonceptivos, su disponibilidad es aún lejana (Hinds *et al.*, 2000; McDonald & Larivière, 2001).

2.18.3.5 Cebos

El pollo es el cebo más recomendado para dos especies americanas de Martes: *M. americana* y *M. pennanti* tanto por su efectividad como por su fácil disponibilidad y manejo (Zielinski & Kucera, 1995). La carne de pollo ha mostrado ser más eficaz que el FAS para las especies del género *Martes* (Fowler & Golightly, 1994).

La carne liofilizada, tanto de conejo como ratas y ratones completos, ha sido empleada con éxito como cebo para mustélidos (*M. nivalis*, *M. erminea* y *M. putorius*) sobre todo por su mayor duración; si el recebado se hace con frecuencia, los mustélidos prefieren el cebo fresco (DoC, 2002b). Los huevos también son un buen cebo para los mustélidos (DoC, 2002b).

Dentro de los prociénidos, *P. lotor* responde muy positivamente al FAS y al rebozado de harina de maíz frito en aceite de maíz, así como a varios olores de glándulas (Andelt & Woolley, 1996) o comidas de pescado o con olor a pescado y pollo (Bogges, 1994). Los mapaches también acuden a los cebos vegetales, como maíz dulce o fruta (Bogges, 1994).

2.18.4 Recomendaciones

Como en otros casos, el impacto sobre las especies amenazadas tiene que ser demostrado antes de iniciar una campaña de control o de erradicación. Esto es particularmente cierto para las especies introducidas desde hace siglos, algunas de las cuales se han diferenciado notablemente de sus poblaciones de origen. Sin embargo, toda nueva introducción de una especie de pequeño carnívoros debe de ser combatida inmediatamente. Esto incluye a las especies que nunca han estado presentes en el archipiélago como a las especies residentes en el archipiélago desde antiguo pero que se encuentran ausentes de determinadas islas o islotes.

Otros carnívoros

La implantación de granjas peleteras debe de ser impedida a toda costa. De preferencia, se evitará también el uso de hurones como animales para la caza del conejo, o se legislará de forma que los individuos utilizados en la caza no puedan dar origen a poblaciones naturalizadas. Esto puede hacerse mediante el uso de animales esterilizados para la caza y la reclusión de los animales reproductores. En este sentido, los cazadores deben de ser concienciados de su propio interés en evitar la naturalización de los hurones, dado que ello repercutiría en la disponibilidad de presas de caza. También debe de impedirse la comercialización de hurones u otros mustélidos o vivérridos como mascotas.

Deben de utilizarse, de preferencia, las trampas de vivo (jaulas trampa) para la captura de los pequeños carnívoros.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.19 CABRAS ASILVESTRADAS

2.19.1 Biología

Capra aegagrus es una especie presente en estado salvaje en las zonas montañosas desde el Mediterráneo oriental hasta Pakistán. Es el ancestro de la cabra doméstica, a veces denominada *C. hircus*, pero que muchos consideran conespecífica de *C. aegagrus*. La domesticación tuvo lugar seguramente hace 9000 años.

Consumen todo tipo de materia vegetal y son capaces de obtener recursos fuera del alcance de otros herbívoros de su talla gracias a su capacidad para trepar a las rocas y a los árboles. Gracias a sus resistencia y frugalidad han sido animales transportados frecuentemente en los barcos e introducidos en islas desde la antigüedad. Desde el siglo XV los barcos españoles y portugueses, y después de otros países, iniciaron su dispersión por el Mundo, soltando cabras en las islas descubiertas como recurso para naufragos y barcos de paso.

Como consecuencia de este transporte, las cabras se encuentran asilvestradas en gran número de islas del Mundo y son seguramente el ungulado asilvestrado más extendido. Algunas introducciones son muy antiguas, probablemente neolíticas y, por tanto, el valor genético de estas poblaciones puede ser notable. Probablemente todas las poblaciones insulares del Mediterráneo se hayan originado en tiempos prehistóricos, aunque con posterioridad haya habido introducciones o escapes de razas más modernas de este bóvido.

En Mallorca, contingentes de estas cabras de origen antiguo se encuentran en la Sierra de Tramuntana y en las penínsulas de Formentor, Alcudia y Artà, en el Norte de la Isla (Seguí & Payeras, 2002). Además, existen cabras asilvestradas recientemente en Menorca y el islote de Es Vedrà (Eivissa), donde se han vuelto a introducir recientemente. También ha habido poblaciones ya extinguidas en Cabrera, Sa Dragonera, Tagomago y Es Vedrà.. Una población existente en Illa de Porros se extinguió probablemente por los temporales del invierno 2002-03.

En Canarias la cabra fue introducida en época prehistórica y los primeros ejemplares asilvestrados debieron escapar o ser liberados en aquella época por los primeros pobladores de las islas. También se encuentran en todas las islas Azores desde los últimos siglos.

Son animales relativamente gregarios, las hembras con las crías separadas de los machos. Tienen rangos vitales bastante pequeños en torno a 1 km², aunque los de los machos son mayores que los de las hembras (Parkes *et al.*, 1996).

Como en otros animales, el proceso de domesticación incluye la selección por las personas de una serie de características que hacen a las cabras más interesantes, como una mayor fertilidad a través de la reducción de la edad de reproducción, la capacidad de aparearse durante la lactancia (lo que permite la explotación de la leche) y la posibilidad de partos múltiples. Fruto de esa selección es la capacidad para reproducirse a lo largo de todo el año, pero por lo general se da un celo en verano, aunque puede repetirse en los meses de invierno. La fenología de los partos varía mucho en función de las localidades, desde poblaciones con partos a lo largo de todo el año, a patrones de dos o cuatro eventos anuales o a una única estación de partos (Parkes, 1984). Las hembras se pueden reproducir durante su primer año de vida y volver a quedar preñadas poco después del parto, ya que la lactancia no interrumpe el estró. La gestación dura 150 días. Entre las múltiples camadas y los partos dobles, que superan el 50%, con datos del Sur de Australia se han calculado 2,5 embriones/año/hembra de media y 2 cabritos/hembra/año. Dada su capacidad de reproducción, una población asilvestrada

Cabras asilvestradas

puede crecer anualmente hasta más de un 50%, considerando las mortalidades infantiles y adultas, lo que ocasiona que una población pueda doblar su número cada 19 meses (Parkes *et al.*, 1996). El aumento de disponibilidad de alimento que resulta de la reducción de la densidad, puede hacer que se doble el éxito reproductor (Parkes, 1984). Al parecer, la cabra mallorquina se reproduce con menos intensidad, ya que los partos dobles parecen ser raros y sólo tienen un segundo celo las hembras que han perdido sus cabritos (Seguí & Payeras, 2002).

Cuando una población que se encuentran al límite de su capacidad de carga reduce sus efectivos, el resto dispone de más alimento *per capita* y las tasas de nacimientos se incrementan notablemente (Parkes, 1984).

2.19.2 Problemática

Las mismas características que se seleccionaron en su domesticación han ocasionado que la cabra silvestre sea un animal con alto poder invasor. Sus hábitos rumiantes, su relativa fertilidad y su capacidad de comer incluso materiales vegetales muy lignificados e incluso tóxicos para otros herbívoros, hacen de la cabra un animal altamente invasor. La cabra tiene un impacto muy elevado en islas de todo el Mundo donde ha sido introducida deliberadamente como fuente de alimento para barcos de paso y naufragos o donde ha escapado del estado doméstico, hasta el punto de ser considerada por el ISSG de la UICN entre las **100 de las peores especies exóticas invasoras**.

En Mallorca al tratarse de una especie introducida hace varios milenios, no sólo no se la considera alóctona, sino que se la ha incluido como autóctona en el Atlas de los mamíferos terrestres de España (Seguí & Payeras, 2002). Estas cabras se han cazado desde antiguo y mantienen poblaciones bastante abundantes, pero cumplen probablemente un papel importante en la biodiversidad del bosque mediterráneo como único rumiante presente en la isla. Sin embargo, las cabras asilvestradas recientemente constituyen un problema muy grave, ya que alcanzan niveles demográficos muy elevados y también se encuentran en islas e islotes pequeños, en los que el impacto es muy alto. Así, en Mallorca ejercen una presión excesiva sobre la vegetación, y, además, hibridan con la cabra “salvaje” con el deterioro consiguiente de un patrimonio cultural y zootécnico (Mayol, 2002; Seguí & Payeras, 2002). Las altas densidades de cabras en Las Baleares son una amenaza para endemismos en peligro crítico (Vicens, 2002). Además del follaje consumen con frecuencia la corteza de los árboles jóvenes, por lo que su impacto sobre el arbolado se multiplica. Los machos producen además serios daños a los árboles jóvenes por su costumbre de restregar la cuerna contra los troncos, descortezándolos (Mayol, 2002). El impacto sobre el suelo derivado del pisoteo y la erosión llega a ser irreversible y en la actualidad son la principal amenaza para varios taxones críticamente amenazados (J. Mayol, com. pers., 2003).

En Canarias las cabras asilvestradas afectan a la recuperación de lagartos autóctonos por el impacto en la vegetación que generan (Rando & López, 2001). Además consumen numerosos endemismo canarios algunos muy amenazados, además de contribuir a la dispersión de especies vegetales alóctonas (www.gobcan.es/). En otras islas, las cabras han llevado al borde de la extinción a numerosas especies leñosas por ramoneo, descortece e incluso consumo de raíces (Parkes, 1984; 1989a; 1990a, b).

Las cabras asilvestradas pueden ocasionar cuantiosas pérdidas económicas por competencia con el ganado doméstico y transmisión de enfermedades (Land Protection, 2001c). También pueden transmitir parásitos a ungulados silvestres (Marco *et al.*, 1999).

Cabras asilvestradas

2.19.3 Métodos de control

2.19.3.1 Disparo

El control más efectivo se consigue con tiradores profesionales y ejerciendo la máxima presión desde el principio (Calvopina, 1985; Parkes, 1989a, 1990a, b; Bell, 1995). Es preferible hacer campañas intensivas y dejar unos meses para que las cabras se tranquilicen a un esfuerzo continuo que mantiene a las cabras en estado de alerta (Bell *et al.*, 1998).

Si tan sólo se busca mantener densidades bajas, puede ser recomendable introducir el disparo rutinario de las cabras asilvestradas entre las tareas habituales de la guardería. Implicar a los cazadores locales puede tener tanto un carácter positivo, ya que se les hace participar y practican su afición, como negativo, ya que, si no obtienen muchas capturas pueden interpretar que las cabras no plantean un problema y pueden llegar a crear un movimiento de oposición. Esta implicación debe de ser considerada en cada caso particular.

Un tirador puede dar cuenta de 600 cabras al año de media (Calvopina, 1985) o alcanzar 2,5 capturas por persona-día de media a lo largo de períodos largos (Parkes, 1990a-b). Puntualmente se pueden alcanzar cifras de captura mucho más elevadas.

En Mallorca se emplea a la guardería para realizar descastes de la población de cabra asilvestrada recientemente. También se procura la colaboración de las personas interesadas en reducir tanto la presión de diente sobre pastos y monte (titulares y arrendatarios de pastos) como de preservar la cabra mallorquina (titulares de derechos cinegéticos y cazadores) (Mayol, 2002). El uso de tiradores voluntarios, puede reducir mucho los gastos, en una relación de hasta 40 a 1 (Parkes *et al.*, 1996), si bien deben de tenerse en cuenta las limitaciones que esta estrategia tiene para la erradicación de un población (*cf.* 1.5.10).

Existen varios medios auxiliares de utilidad para el uso del disparo para controlar cabras asilvestradas:

Perros.- En medios forestales, al principio puede ser más rentable cazar sin ellos, hasta que las cabras empiecen a evitar a los cazadores, pero luego son útiles para localizar y perseguir las cabras, sobre todo en rebaños pequeños (Parkes, 1989a). El número recomendado por cazador es de dos a tres (Parkes, 1990a-b).

Helicópteros.- Útiles en sitios inaccesibles, como acantilados, pero no si hay vegetación densa (Parkes, 1990a-b; Tustin, 1990; Bell, 1995). En campañas largas la eficacia del helicóptero es sólo ligeramente mayor que la caza a pie. Es mejor si los rebaños se localizan previamente desde tierra que si se buscan desde el helicóptero (Parkes, 1989a). Las cabras asocian con rapidez el ruido del motor con el peligro y aprenden a evitarlo, por lo que se deben reducir los vuelos al máximo.

Judas.- Las cabras son más fáciles de localizar si se usan congéneres equipados con collares emisores (Taylor & Katahira, 1988; Parkes, 1989a; Bell, 1995).

Vallados.- Las vallas pueden utilizarse para dividir el territorio con el objeto de confinar a los animales en un sector concreto o para proceder al control por sectores. Esto se hizo con las ovejas de Campbell Island (NZ), aprovechando un estrechamiento de la isla (Johnstone, 1985).

Batidas.- La batida es una modalidad tradicional de caza que puede ser de utilidad para la eliminación de cabras y otros ungulados invasores. A pesar de que durante una batida se altera el comportamiento de todas las reses de la mancha batida, esto ocurre durante un tiempo muy limitado y el resto del territorio queda tranquilo. Los animales son más fáciles de aproximar en futuras ocasiones que si se mantiene un esfuerzo continuo (Aranda *et al.*, 1996).

Cabras asilvestradas

2.19.3.2 Capturas con perro y lazo

En Mallorca es tradicional la caza con perros que acorralan las cabras en los roquedos, donde estas intentan hacer frente a la agresión. El cazador aprovecha entonces para capturarlas con un lazo manejado al extremo de una pértiga. El sistema resulta muy eficaz y permite capturar a varios ejemplares del mismo grupo, pero se requiere de perros especialmente adiestrados (J. Mayol, com. pers., 2003).

2.19.3.3 Trampeo

El trampeo sólo puede considerarse como un complemento de otro método. Los lazos pueden instalarse en repisas de acantilado (Parkes, 1984). Diversos cercados o jaulas trampa se han empleado para capturar ungulados silvestres, como jaulas trampa con puertas de guillotina accionadas a distancia que se emplean para la captura de cabra montés en la Península Ibérica (Losa, 1989).

2.19.3.4 Tóxicos

Los intentos de controlar cabras con cebos envenados sembrados bien han fracasado (Parkes, 1989b; 2002) o bien aunque hayan tenido cierto éxito (Parkes, 1983; 1989a; Bell, 1995) no son recomendables en absoluto en los casos que se presentan en España y Portugal.

2.19.3.5 Exclusión

Se puede proceder al vallado de las zonas sensibles para impedir que entren las cabras. Se ha realizado así en Canarias, para excluir cabras (y otras alóctonas) de las cornisas donde se encuentra un lagarto amenazado (*Gallotia intermedia*). También se procura ahuyentarlas de los lugares críticos (Mateo, 2001).

2.19.4 Recomendaciones

Se recomienda el control de todas las cabras sin dueño. Las cabras domésticas deberían estar identificadas y guardadas. Se debe impedir el acceso, tanto de los rebaños domésticos como los asilvestrados a las áreas más delicadas, debido al consumo de especies endémicas, degradación de la vegetación o erosión que afecte a otras especies.

La cabra mallorquina puede mantenerse por su interés cultural y cinegético en aquellos lugares donde no plantee conflictos de conservación. Para ello, deberían controlarse la densidad en general y en particular se debería eliminar su presencia en las áreas más sensibles.

Los métodos deberán ser, de preferencia, el disparo, con la ayuda de los medios más convenientes (perros, cabras Judas) según lo expuesto. Las zonas con valores naturales más importantes se podrán vallar si es que es imposible reducir las densidades de herbívoros en los alrededores. Preferentemente se cerrarán los lugares que sean fáciles de aislar (repisas de acantilados, penínsulas, ...).

Debido a los graves daños que las cabras asilvestradas producen en la vegetación y el suelo, no se justifica, en ningún caso, la permanencia de cabras en islotes deshabitados. Todas las poblaciones actuales de cabras en esos territorios deberán ser eliminadas y toda introducción futura evitada a toda costa.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.20 OTROS UNGULADOS

2.20.1 Biología

Ammotragus lervia y *Ovis gmelini* son dos ungulados introducidos en las islas Canarias y en la Península Ibérica en una oleada de introducciones de especies cinegéticas que se realizaron desde la administración española a partir de los años 1950s. En Portugal se han producido escapes de centros de cría intensiva (Queiroz, 2003). *A. lervia* se introdujo en la isla de La Palma y *O. gmelini* lo fue en el Parque Nacional del Teide, ambos a principios de los años 1970s (Ortuño & de la Peña, 1979; Molina, 1995; Palomares, 1999).

A. lervia es un herbívoro silvestre norteafricano, que se distribuía naturalmente por las montañas saharianas y perisaharianas y que, además de en España, ha sido introducido como especie de caza en las regiones más áridas de Estados Unidos con notable éxito como pieza de caza. Sin embargo, en su área de distribución original (Kowalski & Rzebik-Kowalska, 1991), esta especie (arrui o audad), está bastante amenazada y algunas de las subespecies descritas han desaparecido debido a la caza y la competencia con el ganado doméstico (Kingdon, 1997). Consume todo tipo de pastos y también ramonea arbustos y árboles. Se reproduce principalmente en otoño y la gestación dura unas 23 semanas. Los partos dobles son habituales, incluso en ocasiones paren trillizos, y si las condiciones son buenas, pueden dar a luz dos veces en el mismo año (Kingdon, 1997; Cassinello *et al.*, 2002).

O. gmelini proviene de la isla de Córcega y Cerdeña, donde con toda probabilidad fuera introducido por navegantes neolíticos (Amori & Lapini, 1997). Las poblaciones corsas bien conservadas, sin mezclas con otros muflones eurasiáticos, serían pues descendientes del primer ganado ovino manejado por el hombre. De hecho en Córcega se intentan eliminar los individuos de origen híbrido (Dubray & Roux, 1990). Consume todo tipo de materia vegetal, lo que le hace especialmente adaptable. El celo es en noviembre en la Península, pero el período es más extenso en Tenerife. Tras unos cinco meses de gestación nace un cordero por parto (Rodríguez-Luengo *et al.*, 2002).

Otros ungulados han sido introducidos en diversas áreas del Mundo con fines cinegéticos. En Canarias se intentó introducir también el gamo *Dama dama* (Palomares, 1999), afortunadamente sin éxito. En Mallorca también se produjeron escapes ocasionales de gamo y ha habido intentos de introducir muflones en el archipiélago balear (J. Mayol, com. pers., 2003).

2.20.2 Problemática

Los problemas que presentan los ungulados mencionados se deben a la presión de diente que ejercen sobre la vegetación. Esta a menudo ha evolucionado en ausencia de herbívoros de esa envergadura, como es el caso de los archipiélagos Macaronésicos. *O. gmelini* y *A. lervia* impactan severamente sobre la flora endémica y amenazada de Tenerife (Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1987, 1990; Rodríguez-Luengo, 1993).

La fertilidad de *A. lervia* hace que se expanda con mucho éxito en los lugares donde se establece.

Los colectivos de cazadores en Canarias se oponen a la erradicación de estas especies tan dañinas para la flora única de las islas. La influencia del pequeño colectivo de cazadores de caza

Otros Ungulados

mayor sobre las autoridades políticas y la estructura de gestión del medio natural, dispersa entre diversas autoridades con intereses diferentes, hace que el control de los ungulados introducidos sea compleja (Rodríguez-Luengo & Rodríguez-Piñero, 1990; Palomares, 1999).

Numerosos ungulados se han introducido en diversas áreas del Mundo con fines cinegéticos. Por lo general, ocasionan multitud de problemas. Por supuesto el más extendido es el deterioro de la vegetación (Davidson & Challies, 1990), pero también hay que señalar la competencia con la fauna nativa (Armstrong, 1998) o la hibridación con las especies autóctonas (Ratcliffe, 1989; DCS, 1997). Los efectos de los ungulados como invasores se manifiestan también en aquellos lugares donde han alcanzado densidades artificiales aunque se encuentren en su rango natural (Aranda & Orueta, 1995; Aranda *et al.*, 1995; Orueta, Aranda & García, 1998).

2.20.3 Métodos de control

La mayor parte de los métodos empleados para los ungulados silvestres han sido desarrollados y empleados especialmente para las cabras asilvestradas, por lo que no se repiten aquí. Las particularidades que tienen estas especies como piezas de caza y el uso de cazadores profesionales o de guardería se ha discutido en el apartado 1.5.10. De forma complementaria, puede consultarse [Katona *et al.* \(2000\)](#) donde vienen diversos medios para la eliminación de cérvidos, pero que pueden aplicarse a numerosos ungulados.

2.20.4 Recomendaciones

Se recomienda eliminar las poblaciones de ungulados silvestres introducidos en las islas de Tenerife y La Palma y evitar a toda costa nuevas introducciones en ningún archipiélago. El interés de estas poblaciones es mínimo en el contexto cultural y económico y, sin embargo, el impacto ambiental es muy elevado. Las floras endémicas insulares, muy particularmente las macaronésicas, son un valor actual y potencial de cara a la economía que no debe de ser menoscabiado ni puesto en peligro.

Los métodos que se utilicen deberán ser, de preferencia, el disparo, con la ayuda de los medios más convenientes (perros, cabras Judas) según lo expuesto y la asistencia de los cazadores locales siempre que convengan con el fin último de erradicación. Las zonas con valores naturales más importantes se podrán vallar durante el tiempo que tarde en alcanzarse ese objetivo. En primer lugar se cerrarán los lugares como repisas de acantilados, penínsulas, ... que sean más fáciles de aislar y donde el efecto sea más evidente.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.21 ARDILLAS TERRESTRES

2.21.1 Biología

Atlantoxerus getulus ha sido introducida en Fuerteventura en 1965, donde se ha extendido enormemente. En Gran Canaria existe una población incipiente y también se ha observado accidentalmente en Tenerife (Machado & Domínguez, 1980). También se han capturado *Eutamias sibiricus* también en Fuerteventura. Se trata de animales bastante populares como mascotas, por lo que no es improbable que se produzcan más introducciones de ardillas terrestres en diferentes localidades. *A. getulus* es muy adaptable a los ecosistemas semiáridos de las islas orientales de Canarias, pero otras especies podrían ser igualmente invasivas en otras islas más húmedas. Entre las especies más susceptibles de introducción, ya que lo han sido en otros países europeos, están los géneros *Tamias*, *Eutamias* y *Calosciurus* (Amory & Lapini, 1997; Beaufort, 1991).

A. getulus habita en lugares pedregosos y excava sus galerías en taludes y al pie muros de piedras. Son animales diurnos y gregarios activos especialmente a primera y última horas del día. Como muchos otros esciúridos, son principalmente fitófagos, pero consumen también invertebrados.

2.21.2 Problemática

A. getulus consume plantas y caracoles endémicos en Canarias (Machado & Domínguez, 1980). Parece ser que esta especie no es oófaga, al menos sobre nidos de tarabilla canaria (Illera, com. pers., 2003).

Además de las pérdidas económicas (Gurnell, 1989; Kenward, 1989), la problemática asociada a *Sciurus carolinensis*, introducida en Reino Unido e Italia se debe a la competencia que ejerce sobre *S. vulgaris* y a la transmisión de patógenos (parapoxvirus) (Gurnell, 1991; Wauters *et al.*, 1997; Wauters *et al.*, 1997; Gurnell *et al.*, 1998; Wauters & Gurnell, 1998).

2.21.3 Métodos de control

2.21.3.1 Capturas a mano

Las capturas accidentales en Gran Canaria se llevan al centro de recuperación (Calabuig, 1999).

2.21.3.2 Disparo

Los guardas de caza colaboran con el agente de Medio Ambiente. Los perros entrenados pueden ser de utilidad para localizar a las ardillas (Calabuig, 1999).

Calabuig (1999) recomienda asignar una persona para el control de ardillas con la ayuda de un perro adiestrado para impedir la expansión de *A. getulus* en Gran Canaria.

Ardillas terrestres

2.21.3.3 Tóxicos

En Gran Bretaña usan warfarina contra *S. carolinensis* (Gurnell, 1989; Richard, 1989; Lurz *et al.*, 1998). Según Gurnell (1989), sólo debería de utilizarse a pequeña escala en áreas sensibles y a dosis reducidas. En EEUU también se usan otros anticoagulantes para diversas especies de ardillas terrestres (clorofacinona y difacinona) y fosfuro de zinc, además de fosfuro de aluminio como fumigante en las madrigueras (Askham, 1994; Cleary & Craven, 1994; Marsh, 1994).

2.21.3.4 Trampeo

El trampeo es una de las formas más usadas para capturar *S. carolinensis* en Gran Bretaña (Gurnell, 1989; Richards, 1989; Lurz *et al.*, 1998). Se usa también en EEUU para ardillas de tierra (Askham, 1994; Cleary & Craven, 1994; Marsh, 1994).

Las jaulas trampa para ardillas siguen el modelo de trampilla con movimiento en un solo sentido (ver ilustración de un modelo sencillo para entrada de madrigueras en Cleary & Craven, 1994). La trampa multicapturas Leg está especialmente diseñada para ardillas y consiste en una amplia jaula de malla de alambre con un pasillo equipado con dos trampillas de sentido único (Bateman, 1988) (ver ilustración en . También se propusieron este tipo de trampas para controlar las ardillas grises en Italia (INFS, sin fecha; Sainsbury & Gurnell, sin fecha).

2.21.3.5 Cebos

La mantequilla de cacahuete es un cebo altamente preferido por ardillas respecto a diversos mamíferos omnívoros y carnívoros (Andelt & Wolley, 1996). Además de esta, la vainillina es un aroma muy atrayente para las ardillas. También pueden emplearse los alimentos normales de las ardillas, como frutos secos o semillas (TWDMS, 1998i).

2.21.4 Recomendaciones

Se recomienda proseguir con la evaluación del impacto sobre las especies autóctonas. En las áreas donde la población sea incipiente, debe perseguirse la erradicación mediante la combinación de las técnicas descritas. En Fuerteventura, donde la erradicación es, con toda probabilidad, imposible, se debería controlar en las zonas donde se detectasen problemas de conservación.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.22 RATAS Y RATONES

2.22.1 Biología

Pese a que los muridos son, con diferencia, la familia más amplia de los mamíferos, con 267 géneros y más de 1100 especies, tan sólo son cuatro los roedores comensales que resultan problemáticos tanto por razones medioambientales. Se trata del ratón doméstico *Mus domesticus* y de tres especies de rata *Rattus rattus*, *R. norvegicus* y *R. exulans*, si bien la tercera no se encuentra sino en el océano Pacífico, por lo que haremos referencia a ella sólo circunstancialmente. Entre las más de 50 especies de *Rattus*, sólo siete son comensales y tan sólo *R. rattus* y *R. norvegicus* lo son a nivel mundial.

M. domesticus es una especie muy polimorfa, incluso cromosómicamente, ya que el número de cromosomas varía entre 22 y 40. El grupo de especies del subgénero *Mus* ha sido frecuentemente discutido. Se han llegado a distinguir tres especies comensales y cinco silvestres, en el caso que nos afecta estaría *M. domesticus* (especie comensal del oeste y sur de Europa y de Asia) como especie separada de *M. musculus* (especie silvestre del norte de Europa). Sin embargo, otros autores distinguen sólo dos especies e incluyen a *M. domesticus* como *M. musculus*, con algunas poblaciones silvestres y otras comensales, aunque esta diferenciación puede ser tan sólo estacional. Existen restos fósiles pleistocénicos en Europa y los primeros registros asociados a medios urbanos datan de 8000 años. Desde entonces, se ha extendido por todo el Mundo como comensal del hombre.

Es más territorial y con poblaciones menos densas en estado silvestre, pero en estado comensal, es mucho más gregario; en todo caso, la territorialidad es relativa y puede desaparecer en condiciones de sobrepoblación. Cuando los jóvenes maduran se ven obligados a dispersarse, sobre todo los machos. La reproducción puede ser muy continua en función de las condiciones. En situaciones ideales la preñez dura en torno a 20 días, con camadas de hasta 12 crías, y las hembras pueden tener un nuevo celo a las 12 a 18 horas del parto. Pueden darse entre 5 y 10 camadas al año. La madurez se alcanza a las 5 o 7 semanas, antes de la cual han sufrido mortalidades del orden del 60-70%.

R. rattus se originó probablemente en el Sureste asiático y parece que se extendió hacia el oeste tras el último período glacial, aunque hay quien emplaza su llegada al continente con las cruzadas. Desde allí se empezó a expandir por todo el Mundo como polizón en barcos.

Es muy arborícola, trepa agilmente y se mueve bien por los árboles, donde suele hacer sus nidos esféricos, aunque en ecosistemas sin arbolado lo hace en madrigueras en el suelo. Las hembras alcanzan la madurez a las seis o siete semanas. La gestación dura tres semanas y la lactancia aproximadamente un mes. Normalmente tienen dos camadas al año, entre febrero y octubre, aunque pueden llegar a cinco con un número de hasta 12 crías por camada. Los machos de *R. rattus* tienen rangos vitales muy superiores a las hembras (1,1 y 0,3 respectivamente en una población en la isla Norte de NZ con 6,2 ratas/ha). En Hawaii, en cambio, los rangos vitales de esta especie en un bosque lluvioso era de 3,6 ha (Lindsey *et al.*, 1999). Las hembras se excluyen de sus territorios, mientras que los rangos de los machos se superponen (Hooker & Innes, 1995).

R. norvegicus parece haberse originado en Asia oriental, concretamente en China, y, como comensal del hombre, ha expandido su distribución hacia el oeste en tiempos recientes llegando a Europa entre los siglos XVI y XVII. Es una especie mucho más terrestre que su congénere. Sus rangos vitales pueden no exceder los 25-150 m de diámetro, si bien se conocen desplazamientos de

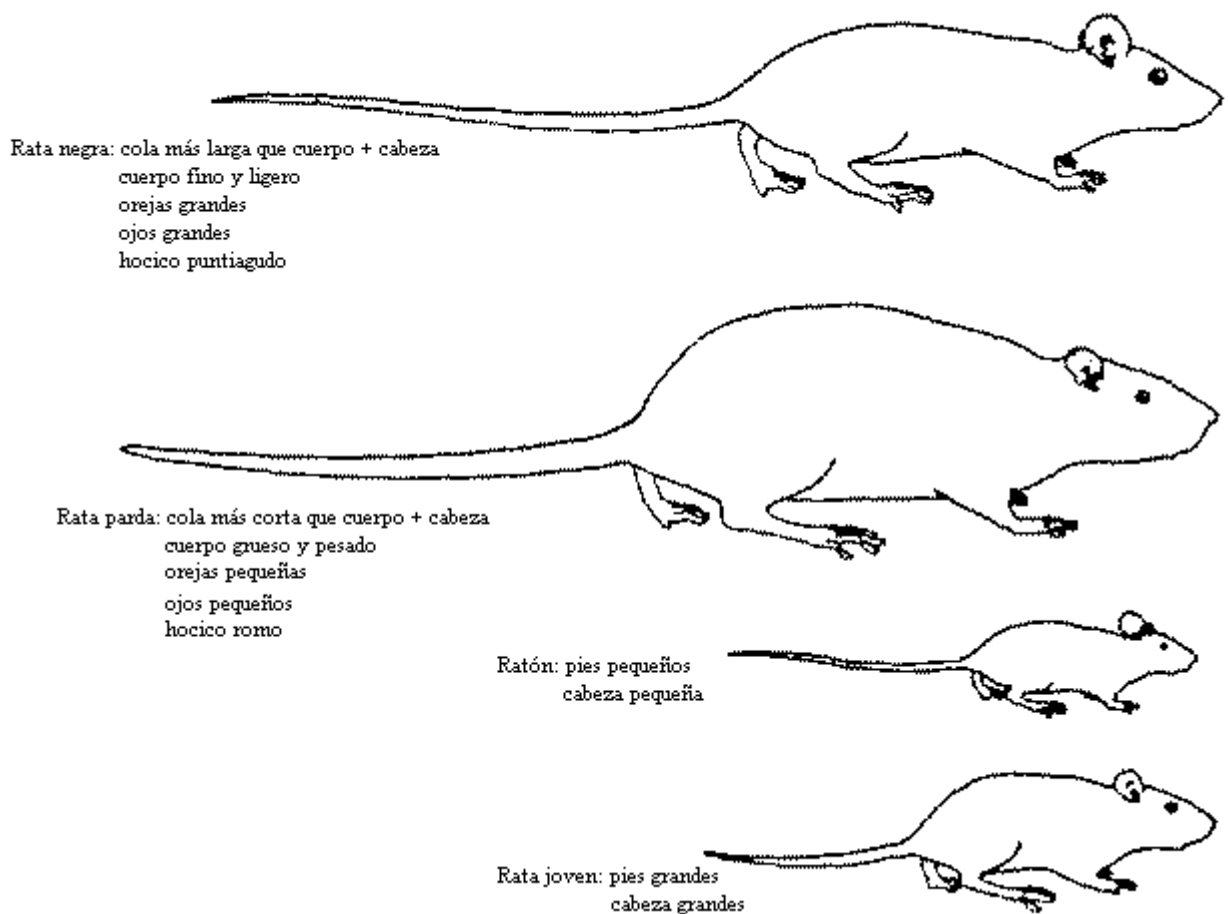
Ratas y Ratones

hasta 3 km con regreso al punto de origen. Entre los sistemas sociales descritos, destaca la existencia de un núcleo dominante, poligino, con machos territoriales, bien organizado y con elevado éxito reproductor. De ese núcleo se excluye a los jóvenes cuando alcanzan la madurez y que se distribuyen periféricamente en grupos mal organizados, promiscuos y con escaso éxito reproductor, lo que contribuye a limitar la población. La gestación dura 21-26 días y en condiciones favorables pueden tener hasta 12 camadas al año, con un número máximo de 22 crías. La madurez se alcanza a los 2 o 3 meses.

R. norvegicus ha desplazado a *R. rattus* como principal roedor comensal en numerosos casos, principalmente en regiones templadas y frías y en medios urbanos. Las especies de rata son mutuamente excluyentes y en islas (de NZ) de menos de 10 ha sólo hay una especie mientras que dos especies aparecen en algunas islas entre 10 y 100 ha (Taylor, 1984).

Todos estos muridos son bastante omnívoros, si bien, *R. norvegicus* tiende a ser más carnívora llegando a pescar y a atacar a animales mucho mayores que ellas. Ambas *Rattus* pueden atacar al hombre para obtener comida, por ejemplo, mordiendo mientras duerme.

La llegada de roedores a las islas está claramente favorecida por varios factores (Atkinson, 1985), principalmente, los asentamientos humanos permanentes, existencia de puertos capaces para barcos grandes, importación de comida, explotación de recursos naturales en las islas o sus aguas, bases militares, proximidad al continente o a rutas comerciales y localización en climas extratropicales.



Ratas y Ratones

Las tres especies que nos ocupan pueden subsistir en islas en los que los recursos terrestres son escasos e impredecibles gracias a los aportes marinos (Stapp & Polis, 2003). Pueden incluso alimentarse de los restos dejados por gaviotas (egagrópilas, heces) (obs. pers.).

2.22.2 Problemática

M. musculus y *R. rattus* están incluidas en la lista de **100 de las peores especies exóticas invasoras del mundo**.

El principal impacto sobre el medio ambiente, particularmente en islas, es la depredación sobre aves y reptiles y sus puestas y crías, y también algunos mamíferos (Moors & Atkinson, 1984; Atkinson, 1985; Atkinson & Moller, 1990; Innes, 1990; Moors, 1990; Moors *et al.*, 1992; Schuster & Vicente-Mazariegos, 2003b). También se han detectado daños sobre la vegetación, como es el caso de *R. rattus* en la laurisilva canaria (Salvande *et al.*, 2003; Gómez & Fernández, 2003).

Además, estos roedores comensales son conocidos por las enfermedades que pueden transmitir al hombre, en particular la peste y el tifus murino, dado que se calcula que las muertes ocasionadas en la historia devidas a todas las enfermedades transmitidas por las ratas y ratones supera con mucho el número de víctimas de todas las guerras y revoluciones. Los daños que producen a la industria agroalimentaria y a otros sectores económicos son muy cuantiosos.

La leptospirosis es una zoonosis transmitida por las ratas cuya importancia es particularmente importante en Azores, donde se considera un problema grave de salud pública (Collares-Rereira *et al.*, 2002).

2.22.3 Métodos de control

2.22.3.1 Trampeo

El trampeo es muy costoso en términos de tiempo y esfuerzo y sólo útil en controles a pequeña escala (Lazarus, 1989), bajo determinadas circunstancias (Murua & Rodríguez, 1989; Moors *et al.* 1992), o como método de evaluación de poblaciones (Rowe & Lazarus, 1974a; Moors, 1985; Orueta *et al.*, 2003b).

No obstante, el trampeo con cepos Victor cebados con manteca de cacahuete y en tubos de sección cuadrada se ha usado con mucha eficacia para el control de ratas en NZ, capturando en los 10 primeros días más de la mitad del total de 4 meses (Burns *et al.* 2000). Sin embargo, se aprecia en este método un elevado riesgo para reptiles, que podrían entrar en el túnel y disparar la trampa sin necesidad de verse atraídos por el cebo.

El trampeo utilizado para evaluar las poblaciones de ratas puede reducir sustancialmente los efectivos (Moors, 1985; Orueta *et al.*, 2003b). Puede ser un buen sistema para alcanzar una reducción inicial de las densidades de roedores y disminuir la cantidad de toxinas que se empleen con posterioridad. El aprendizaje es un importante factor de pérdida de eficacia (Moors, 1985; Orueta *et al.* 2003b), por lo que sólo es efectivo los primeros días.

En este sentido, es muy interesante la experiencia francesa en la erradicación de ratas en islas del Caribe y de Bretaña. Se fundamenta en una campaña intensiva de trampeo en vivo, con cajas trampa cada 30 m. Esta trampa aseguran que no se disparen los cepos accidentalmente o por gaviotas. Pasados unos cinco días, momento en el que la frecuencia de capturas se reduce mucho, se sitúan con la misma separación estaciones de cebado con productos anticoagulantes. De este modo se minimiza la cantidad de tóxico que circula en el territorio (Pascal *et al.*, 1996; Pascal, 1999; Pascal & Lorvelec, 2001; Pascal *et al.* 2003; Pascal & Lorvelec, 2003).

Ratas y Ratones

2.22.3.2 Tóxicos

Los venenos más comúnmente empleados en programas de control de roedores son los anticoagulantes, especialmente los de segunda generación. Para las mayores extensiones, sobre todo en NZ, se emplean aeronaves para dispersar el cebo envenenado con mayor rapidez, en cantidades de unos 10 kg/ha. Por este sistema se han erradicado ratas de islas de hasta 11 300 ha, como es Campbell Island (NZ) (McClelland, 2002b). Mediante el uso de estaciones de cebado, incluso sencillas, que cubren el cebo y reducen el riesgo de consumo accidental por especies no diana se han erradicado ratas de islas de hasta 3100 ha, como es el caso de Langara Island (Canadá) (Thomas & Taylor, 2002).

El uso de cebos sin tóxico sirve para comprobar el daño colateral potencial de una de estas operaciones aéreas, como se ha comprobado en Hawaii ya que la avifauna autóctona no consume el cebo (Dunlevy *et al.*, 2000; Dunlevy & Campbell, 2001).

Entre los anticoagulantes, la difacinona ha sido empleada en Malgrats (8,7 ha, Las Baleares) (Aguilar y Cozar, 1988), el brodifacum y flocumafen en Chafarinas (12 y 20 ha) (Orueta *et al.*, 2003b), Madeira (Zino *et al.*, 1995b), Selvagens (Oliveira, 2003), Frégate (210 ha, Seychelles) (Thorsen & Shorten, 1997), Île aux Aigrettes (25 ha, Mauritius) (Merton, com. pers., 1998), ... Brodifacum y bromadiolona son los tóxicos más empleados contra roedores en NZ (Moors, 1985, 1990; Moors *et al.*, 1992; Alterio *et al.*, 1997), en islas del Pacífico (Robertson *et al.*, 1998), Sudamérica (Murua & Rodríguez, 1989), etc. Coumatetralilo se ha preferido al brodifacum en Galápagos (Coulter *et al.*, 1985; Cruz & Cruz, 1987). En campañas largas, el cambio de tipo de productos y de cebos puede ser beneficioso (Moors, 1985).

El cebado pulsado recomendado por Dubock (1984) tiene por objeto reducir la cantidad de anticoagulante (principalmente brodifacum) en el tubo digestivo de las ratas y, por ende, en el medio. Este autor sugiere que entre 50 y 150 mg de brodifacum/ha serían suficientes para distintas especies y grados de infestación. Mediante el cebado aéreo se distribuyen hasta 12 kg de cebo/ha de brodifacum 20 ppm (McClelland, 2002a), equivalente a 240 mg de anticoagulante/ha. En cebado terrestre al aire libre se han usado hasta 20 kg/ha de brodifacum 20 ppm (Bell, 2002), equivalentes a 400 mg/ha de producto activo. En Rey Francisco (12 ha, Chafarinas) se ha conseguido la erradicación de *R. rattus* en dos ocasiones (mediando una reinvasión) con 1 kg/ha de brodifacum (50 ppm) en 1992 o 0,7 kg/ha de flocumafen (50 ppm) en 1999, equivalentes, respectivamente, a 50 y 35 mg de producto activo/ha; la técnica empleada consiste en la disposición de poca cantidad de veneno que es repuesto tan sólo cuando ha hecho efecto el primer cebado, tras una semana (Orueta *et al.*, 2003b). Algunos autores opinan que las visitas más frecuentes a las estaciones de cebado pueden ocasionar rechazo del cebo por las ratas (Moors *et al.*, 1992). Para otros (Robertson *et al.* 1998) resulta logísticamente más complejo organizar varios pulsos que un cebado de saturación. Un programa de rellenado semanal es posible si existe personal permanente destinado en las islas y la superficie lo permite. En ocasiones se realizan reemplazos muy frecuentes, incluso diarios, como en Breaksea Island, donde se mantuvieron permanentemente durante 22 días 6,5 mg/ha de brodifacum (50 ppm) (Taylor & Thomas, 1993).

En Malgrats (8,7 ha, Las Baleares), se usaron 144 mg/ha de difacinona (50 ppm) (Aguilar & Cózar, 1988). La diferencia de eficacia respecto a los resultados obtenidos en Rey Francisco (Chafarinas) se debe tanto al carácter de la difacinona, que debe de ser consumida durante varios días para producir el efecto deseado, como por la menor densidad de estaciones de cebado

Se han empleado otros productos no anticoagulantes como raticidas en islas. El escilirósido se ha usado en Conills (1 ha, Las Baleares) (Aguilar & Cozar, 1988). El 1080 es peligroso (Murua & Rodríguez, 1989) y poco palatable (Atkinson & Moller, 1990), pero ha sido usado con éxito en combinación y alternancia con otros productos (Moors, 1985). Para más detalles, consultar el apartado correspondiente a tóxicos en la tercera parte de esta obra.

Ratas y Ratones

Con frecuencia, *M. musculus* es más difícil de erradicar que las especies más grandes. En 1996, en Bird Island (101ha) (Merton com. pers., 1998) se empleó brodifacoum (50 ppm) cada 50 m mantenido durante dos meses, consiguiendo erradicar las ratas pero no los ratones. Los ratones también persistieron en Saint-Paul (800 ha) tras la erradicación de *R. rattus* y *O. cuniculus* (Micol & Jouventin, 2002) al igual que ocurrió en Deserta Grande tras la erradicación del conejo (Bell *et al.*, 1998).

Inconvenientes

El uso de tóxicos puede afectar a depredadores y carroñeros potenciales. Esto puede reducirse con el cebado pulsado, que reduce notablemente la cantidad de producto utilizado. En ocasiones, se decide aceptar un cierto grado de envenenamiento secundario (como ocurre por regla general en NZ), para lo que se toman ejemplares de las especies más raras para ser reintroducidos después de las campañas.

2.22.3.3 Cebos

El sulfuro carbónico es un atrayente para *R. norvegicus*, al menos en laboratorio, mientras que la orina de rata o el extracto de glándula prepucial no lo son (Shumake & Hake, 2001). También mejora la eficacia del trapeo y el consumo de cebo envenenado de *R. rattus* tanto en laboratorio como en el campo (Parshad, 2002). Esta sustancia está presente en el aliento de los roedores, pero desde que se describió su potencial en los años 1980s no ha sido incorporado a los cebos comerciales, tal vez por su volatilidad o toxicidad (O'Connor & Eason, 2000). El disulfuro carbónico es, además, un potente explosivo (Gregory, 2003) y uno de los primeros insecticidas utilizados a gran escala históricamente y muy empleado en la actualidad (Bond, 1984).

Los cebos para rata son normalmente piensos (Aranda *et al.*, 1992, Robertson *et al.*, 1998) o bloques de parafina (Moors, 1985; Costa, com. pers., 1991; Moors *et al.*, 1992; Taylor & Thomas, 1993; Thorsen & Shorten, 1997; Robertson *et al.*, 1998). Los bloques de parafina son más resistentes a la humedad y al moho. Los bloques de parafina en ocasiones tienen un agujero en medio para sujetarlos de modo que no puedan sacarse fuera de la estación de cebado, pero suele suceder que los roedores puedan sacar más de la mitad de la pastilla cuando se ha roído el resto (Aranda *et al.*, 1992).

Algunos fabricantes añaden antifúngicos a los bloques de parafina, de modo que llegan a durar cuatro semanas en condiciones de humedad y calor en la que los piensos se enmohecen de un día para otro y los bloques de cereal y parafina se enmohecen en dos semanas y se funden en los días calurosos (Thorsen & Shorten, 1997). En un ambiente similar los piensos se enmohecen y hay que cambiarlos cada semana o quincena, mientras que los bloques de parafina duraban de tres a seis semanas en función del cebo (Robertson *et al.*, 1998).

R. norvegicus en Frégate Island prefería los piensos de cereales (con brodifacoum), en segundo lugar los bloques de cereal y parafina (con brodifacoum) y, en último lugar los bloques de parafina (con difenacoum, brodifacoum y flocumafen) (Thorsen & Shorten, 1997). En Chafarinas, se compararon los cebos con brodifacoum en pienso y en bloque de parafina, siendo claramente preferido el primero (Aranda *et al.* 1992). Sin embargo, también debe de evitarse que el cebo sea atractivo para las especies no diana, lo que deberá tenerse en cuenta a la hora de seleccionar el cebo (ver 3.4.2.13).

El momento ideal para actuar es la época del año de menor disponibilidad de alimento de modo que los cebos resulten más atractivos. Esto coincide con un nivel poblacional bajo de modo que es más fácil acabar con la población. También es conveniente evitar los momentos en que otras especies puedan interferir en las operaciones.

Ratas y Ratones

En Chafarinas se ha evitado siempre las grandes densidades de gaviotas para evitar la disponibilidad de gran cantidad de alimento para las ratas (pollos muertos y huevos rotos), el consumo de cebo por las gaviotas lo que se traduce tanto en una mortalidad accidental como en la pérdida de cebos (Aranda *et al.*, 1992). En Bird Island las operaciones de envenenamiento se tenían que situar entre la partida de las aves nidificantes y el comienzo de la época de lluvias (Merton, com. pers., 1998) y en Campbell island también se esperó a que las especies carroñeras (*Catharacta skua*) no estuvieran presentes (McClelland, 2002b). En Saint-Paul eligen la estación seca por sus condiciones ambientales (Micol & Jouventin., 2002). En las islas subantárticas, el inicio del invierno con días muy cortos y mal tiempo, impide cualquier tipo de trabajo efectivo, por lo que las operaciones de envenenamiento se ven muy limitadas en el tiempo (McClelland, 2002b). En muchos de estos casos, en los que se emplean helicópteros, las condiciones meteorológicas son una cuestión de seguridad, no sólo de eficacia (Micol & Jouventin., 2002; McClelland, 2002b).

Sin embargo, en una estrategia de control, como el que se hacía en Rarotonga para proteger a *Pomarea dimidiata* de la depredación por ratas, se llegó a la conclusión de que el control a lo largo de todo el año no era rentable, así que se hacía inmediatamente antes y en torno a la época de nidificación de la especie amenazada (Robertson *et al.*, 1998).

Para más información sobre tóxicos, estaciones de cebado y cebos y atrayentes, consultar los apartados correspondientes.

2.22.3.4 Control de la reproducción

Los quimioesterilizantes no han sido muy empleados en el campo y parecen poco prometedores. Sólo son útiles para obtener una reducción parcial (Moors *et al.*, 1992), pero se ha sugerido su uso como parte de un control integrado, en combinación con otras técnicas (Lazarus & Rowe, 1982; Lazarus, 1989). Sin embargo, el esfuerzo y los costes son semejantes, por lo que se considera más eficaz el uso de tóxicos (Meehan, 1984).

Para más información sobre técnicas y productos de control de la reproducción, consultar el apartado correspondiente.

2.22.3.5 Intimidación

En el ámbito doméstico o en medios artificiales se han empleado emisores de ultrasonidos para evitar la presencia de roedores sin necesidad de recurrir aun envenenamiento permanente. Sin embargo, estos no son efectivos ya que los roedores se acostumbran a ellos en poco tiempo. Los artefactos electromagnéticos son inútiles (Howard & Marsh, 1985).

2.22.3.6 Control biológico

El empleo de depredadores para combatir a los roedores ha demostrado ser inútil y contraproducente (Meehan, 1984; Moors & Atkinson, 1984), incluso cuando se ha intentado evitar los daños colaterales y la reproducción de los depredadores. En Strynøe Kalv (46 ha, Dinamarca) se soltaron armiños macho para controlar *Arvicola terrestris* hasta una densidad tolerable en 12 meses, pero desaparecieron numerosas aves marinas y los armiños alcanzaron las islas vecinas, aunque no sobrevivieron mucho tras la campaña (Kildemoes, 1985). El uso de las mangostas *Herpestes auropunctatus* en Polinesia y el Caribe ha sido inútil y muy dañino para la fauna nativa (Meehan, 1984). Se ha sugerido favorecer a los depredadores nativos, como medio de controlar el daño por roedores, por ejemplo, mediante la colocación de posaderos para rapaces (Howard *et al.*, 1985; Murua & Rodríguez, 1989). Esta estrategia debe de ser evaluada en función de los posibles efectos sobre la fauna nativa amenazada que podría sufrir más depredación a causa de los depredadores nativos.

Ratas y Ratones

Un patógeno usado contra las ratas ha sido *Salmonella enteritidis*, pero dado que puede también afectar a los humanos su uso es desaconsejable (Meehan, 1984).

La inmunosupresión con drogas puede ser útil como control biológico de las plagas de roedores. La dexametasona reduce fuertemente la respuesta inmune de *Microtus guentheri*. Estos químicos deben usarse en combinación con agentes infecciosos, tanto a través de la inoculación y reintroducción de ejemplares como por la liberación de patógenos en el ambiente (Benjamini, 1985).

2.22.3.7 Manejo del hábitat y cuarentena

Tanto como complemento de una campaña de erradicación como si se pretende tan sólo un control de las poblaciones, deben de aplicarse medidas de manejo del hábitat.

Las embarcaciones no controladas deberían fondear lejos de la costa, salvo si se pueden asegurar medida de exclusión y control en el puerto. Las naves que amarren con frecuencia en la isla deberían estar desratizadas y tener un seguimiento intensivos de la presencia de roedores. El equipo y cargamentos desembarcados se deberían almacenar y supervisar en edificios a prueba de roedores (Bell & Bell, 1997). Tales edificios deben de estar recubiertos de materiales a prueba de roedores, las puertas estarán cerradas si no se están empleando todos los bordes susceptibles de ser roídos deberían estar forrados de metal. Las aberturas innecesarias deberán estar cerradas con cemento y las necesarias para ventilación, bloqueadas con tela metálica de calibre suficiente. El hormigón en el suelo y paredes también impedirá la excavación de los cimientos (TWDMS, 1998j). Evidentemente, todas estas precauciones son muy difíciles de conseguir en los casos que nos ocupan, por lo que se deberá evitar que los barcos que arriben a la isla sean susceptibles de llevar roedores, se evitará el fondeo próximo y se mantendrán medidas de cuarentena y aislamiento en los puntos de atraque. Estos pueden ser vallados con cerramientos a prueba de roedores y todos los materiales importados deberían de estar libres de roedores (Merton *et al.*, 2002).

Más importante y menos costoso es evitar el acceso de las ratas a la comida (TWDMS, 1998j). La sensibilización de los habitantes y visitantes hacia la gestión de las basuras es muy importante. Los visitantes de islas deshabitadas deberían llevarse sus desechos a un lugar donde se puedan gestionar adecuadamente (Oliveira & Heredia, 1995; Zino *et al.*, 1995b) y los vertederos se deberían situar de modo que afecten lo menos posible a las áreas sensibles (Aranda *et al.*, 1992). Si es difícil llevar a cabo el transporte de los residuos, se pueden reducir al mínimo mediante el compostado de los residuos orgánicos en recipientes a prueba de roedores. En el P.N. del Teide existen papeleras a prueba de ratas en los puntos de más atracción de visitantes para favorecer que se puedan desembarazar de la basura los visitantes.

2.22.4 Recomendaciones

Se recomienda la erradicación de las ratas de todos los islotes en los que esto es fácil por métodos poco agresivos. El uso combinado de trampeo y veneno puede ser una alternativa al uso del veneno sólo, pero se tenderá a emplear técnicas de cebado pulsado e nvez de cebado de saturación. Se debería evitar prolongar innecesariamente la presencia de veneno sobre el terreno: es preferible la realización de campañas intensivas en las que se produzca un reducido número de muertes por envenenamiento secundario que tener un goteo constante todos los años en los que se realice un control menos intensivo.

Las basuras se deberán gestionar de modo adecuado para evitar la proliferación de roedores (y otros vertebrados oportunistas) en las proximidades de áreas sensibles.

En las zonas sensibles donde una erradicación no es planteable, se realizarán campañas justo antes de la época en la que se detectan los daños sobre las especies amenazadas.

Ratas y Ratones

Siempre que exista riesgo de consumo por especies no diana, se emplearán los medios que minimicen los daños, en particular en lo que se refiere a las estaciones de cebado. Tanto los cebos como, en su caso, las trampas, se situarán con la mayor densidad posible (entre 15 y 25 m entre estaciones, es decir, entre 16 y 44 estaciones/ha) para facilitar el acceso de las ratas al mismo. La cantidad de veneno en cada punto de cebado será el mínimo indispensable y las trampas serán de tal forma que no dañen a especies no diana (trampas de vivo o ceptos cubiertos).

CENSO DE RATAS

www.shiantisles.net/pdf/files/nh08.pdf (varios métodos de evaluación de población)

www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/99/99_125.pdf

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



2.23 CONEJO

2.23.1 Biología

El conejo *Oryctolagus cuniculus* es una especie de origen ibérico que ha sido introducido a lo largo de los siglos en más de 800 islas de todo el mundo (Flux & Fullagar, 1992). Su introducción en Las Baleares es bastante antigua. Es proverbial una plaga de conejo hacia el año -6, seguramente la primera documentada de la historia, relatada por Plinio para la que se usaron hurones e incluso tropas para combatirla. El motivo de su introducción solía ser proporcionar una fuente de alimento a los barcos que llegaran en el futuro a esas islas, en una época en que la disponibilidad de alimentos frescos en los barcos era reducida. Además, ha sido introducido también como presa de caza.

La mayor parte de las gestaciones ocurren entre febrero y julio y durante este período casi la totalidad de las hembras se encuentran preñadas. La gestación dura entre 28 y 33 días y las camadas alcanzan los nueve gazapos. Potencialmente pueden tener entre 5 y 7 gestaciones al año. La fertilidad de una hembra le permite tener 25 a 30 gazapos por año en Australia (Twigg *et al.* 1998).

Se alimentan de gran variedad de productos vegetales, tanto herbácea como leñosa (Soriguer, 1981; Orueta *et al.*, 1995). En función de la disponibilidad de alimento los conejos sufren habitualmente fuertes oscilaciones demográficas (Lockley 1954; Soriguer 1981; King *et al.*, 1983; King & Wheeler, 1985; Twigg *et al.*, 1998; Palomares 2001; Orueta *et al.*, 2003a) que afectan sobre todo a los más jóvenes (Wheeler & King, 1985). Aunque en cautividad los conejos sufren una reducción en la dieta como adaptación a la falta de agua (Cooke, 1982a), en libertad, se incrementa el consumo de plantas más ricas en agua en detrimento de las más nutritivas (Cooke, 1982b).

2.23.2 Problemática

Incluido entre las **100 de las peores especies exóticas invasoras** definidas por la UICN. Es una especie invasora emblemática, siendo paradigmática su expansión en Australia y los daños que allí produce (Land Protection, 2001a). Los conejos ejercen una fuerte presión sobre la vegetación de las islas, que con frecuencia es insostenible. En Congreso (Chafarinas) la vegetación se encuentra sobreexplotada y abundan las especies no palatables, hasta el límite que la población sufre importantes variaciones anuales cuando superan la capacidad de carga y esta se ve reducida por el estiaje (Orueta *et al.*, 1995; 2003a). En Conills (Cabrera, Las Baleares) ocurre que los conejos escarban en busca de las raíces de los caméfitos (J. Mayol, com. pers., 2003), al igual que en Congreso buscan los bulbos de los geófitos (obs. pers.).

El impacto en la vegetación afecta también a la fauna que depende de ella para su alimentación y cobijo. Así, los conejos introducidos afectan a animales nativos amenazados por competición directa por las fuentes de alimento, por disminución de la cobertura vegetal y por la erosión derivada de su actividad (North *et al.*, 1994; Priddel *et al.*, 2000; Norbury, 2001).

Los conejos sirven de fuente alternativa de alimento para los depredadores alóctonos (Apps, 1984; Nogales & Medina, 1996; Norbury, 2001), lo que se ha interpretado como que la competencia indirecta con la fauna autóctona sería menor, es decir, que la eliminación del conejo perjudicaría a la fauna autóctona. Sin embargo los depredadores introducidos en Australia han sido más fácilmente controlados después de la reducción severa de las poblaciones de conejo y los mamíferos nativos comenzaron a recuperarse (Cooke, 1998), como preveían otras hipótesis (Pech, 1996). En efecto, se

Conejo

ha demostrado que los conejos sirven de recurso trófico permanente, lo que favorece altas densidades de depredadores y se ejerce por ello una mayor presión sobre la fauna local (Johnstone, 1985; Norbury, 2001). Este fenómeno se conoce como hiperpredación (Courchamp *et al.*, 1999b).

2.23.3 Métodos de control

2.23.3.1 Métodos biológicos

El conejo ha sido objeto de los más famosos intentos de control biológico. La mixomatosis se utilizó con un éxito variable y también el calicivirus del conejo (causante de la neumonía hemorrágica). En cambio, la suelta de depredadores ha sido siempre ineficaz y con frecuencia desastrosa.

En Phillip Island, la mixomatosis se introdujo en 1981/83 y se obtuvo una gran reducción. Sin embargo, los conejos empezaron a aumentar tras un período de estabilización y hubo que utilizar otras técnicas (Hermes, 1987). En Tierra del Fuego, los conejos se redujeron drásticamente con la mixomatosis (Jaksic & Yañez, 1983). También se ha usado en Macquarie island (Rounsevell & Brothers, 1984). En Nueva Zelanda los intentos fallaron por la falta de vectores (Gibb & Williams, 1990). La misma razón desaconsejó su uso en Round island (Merton, 1987).

El caso más famoso de mixomatosis fue en Australia en 1950. Aunque la cepa era muy virulenta, la eficacia decayó en dos o tres años (Shigesada & Kawasaki, 1997). La virulencia se redujo probablemente por el papel de los diferentes vectores, en particular *Anopheles annulipes*, que favorece a los virus que mantienen un estado infeccioso por un período mayor, por lo que las cepas de virus de virulencia moderada se vuelven dominantes. Cuando el vector predominante son las pulgas, estas abandonan a los animales moribundos, por lo que seleccionan la letalidad de la cepa (Howell, 1984). Las pulgas (*Spilopsyllus cuniculus*) se introdujeron en Macquarie Island durante el período de diez años previo a la introducción de la mixomatosis y cada verano debían introducirse virus frescos (Johnstone, 1985). En Australia, se usa otra especie de pulga (*Xenopsylla cunicularis*) adaptada a la aridez cuando la pulga europea demuestra su ineficacia (Pech, 1996). En un diseño experimental la eliminación de pulgas mejoró la supervivencia del conejo y la suelta de las mismas devolvió la situación al estado anterior (Trout *et al.*, 1992).

La neumonía hemorrágica vírica del conejo (NHV, RHD o RCD) se introdujo en Australia en octubre de 1995 en medio de una notable controversia (Pech, 1996; Cooke, 1998). La virulencia varía estacionalmente y la mortalidad es mayor en zonas áridas (Cooke, 1998). Se precisan medidas de acompañamiento para controlar los conejos que puedan haber desarrollado resistencia para reducir la expansión de la inmunidad (NSWEPA, 1998). Además de los efectos a corto plazo, los depredadores alóctonos comenzaron a ser más fáciles de controlar y las especies nativas empezaron a recuperarse tras la introducción de la enfermedad (Pech, 1996).

En 1997 la NHV se introdujo en Cabbage Tree Island (Australia) tras una epidemia natural de mixomatosis. Cada una de las epidemias redujo la población a menos de la mitad del contingente previo y la erradicación se obtuvo mediante anticoagulantes (Priddel *et al.*, 2000).

En Australia y Nueva Zelanda se ha creado un programa conjunto para el uso de la NHV contra el conejo (Australia and New Zealand Rabbit Calicivirus Disease Program) (ver CSIRO, 1997).

La liberación de depredadores ha tenido consecuencias nefastas. La comadreja y el armiño se introdujeron en Nueva Zelanda para intentar controlar el conejo (Simberloff & Stiling, 1996). La liberación del zorro *Dusycion griseus* en Tierra del Fuego no sólo no fue capaz de reducir la los

Conejo

efectivos de conejo, sino que la especie autóctona *D. culpeus* resultó más eficiente para mantener la población reducida una vez que la mixomatosis la había diezclado (Jaksic & Yañez, 1983).

En NZ existe un grupo consultivo sobre control biológico del conejo que ofrece más información sobre estas cuestiones en su página web ([Rabbit Biocontrol Advisory Group](#)).

2.23.3.2 Disparo

En Isla Grossa (14 ha, Columbretes), dos guardas emplearon 100 días en eliminar los conejos, en verano, con el mínimo de población. Se usaron lazos, pero también piedras, palos, y arco y flechas, pero tan sólo se mató al 1,8 % de la población en 25 días, mientras que con una carabina se obtuvo mayor eficacia (98,2 % de las capturas en 50 días). El último conejo costó 25 días para eliminarlo; en total se mataron 175 conejos (Jiménez, 1994).

El disparo ha sido usado con más frecuencia para terminar con los últimos ejemplares de una población. En la segunda fase de la erradicación de conejos en Round Island, se localizaron e identificaron por marcas naturales los individuos restantes y se les cazó con escopeta del 12 y con rifle del .22 (Merton, 1987). En Phillip Island, también se empleó contra los individuos restantes (Bell, 1995). Sin embargo la estrategia inversa, esto es comenzar con el disparo como primer paso se ha mostrado infructuoso en Macquarie Island (Johnstone, 1985).

2.23.3.3 Trampas

En Canarias, en las islas de Montaña Clara (133 ha) y en Alegranza (1020 ha) se capturaron conejos con jaulas-trampa comerciales y con otras de fabricación propia, con entrada de tipo trampilla y, por tanto de captura múltiple, obteniendo mucho mejor resultado con estas últimas que con las comerciales, que, además, capturaron muchas más especies no-diana (Martín et al. 2002).

Twigg *et al.* (1996) comparan dos tipos de jaula trampa y llegan a la conclusión de que el disparador es más eficiente si se activa mediante un pedal que una palanca, ya que esta da más capturas falsas.

2.23.3.4 Tóxicos

En Deserta Grande, se dispuso brodifacoum 20 ppm en una malla cada 25 m, o menos si se detectaban densidades importantes y arrojado desde lo alto en acantilados inaccesibles (Bell & Bell, 1997; Oliveira, 2000), verificándose la erradicación (Bell *et al.*, 1998; Oliveira, 2000). En Ilhéu da Praia (12 ha), Graciosa, se envenenó también en tres campañas, con la misma metodología, colocando en total 180 kg. En Selvagem Grande también se empleó este producto (Oliveira, 2003).

En Phillip Island (190 ha, Australia), tras la actuación de la mixomatosis se estableció una campaña de envenenamiento con 1080 tras un precebado. Los últimos conejos fueron gaseados en las madrigueras (Hermes, 1986). En Round Island (151 ha) se usó brodifacoum en una malla de 10x10 m, con unos 52 g/punto. En un primer pulso se usaron 800 kg (4 kg/ha) y 1150 (5,2 kg/ha) en el segundo, dos semanas después; en la segunda aplicación el cebo no fue consumido en algunos sitios y el tercer pulso fue innecesario (Merton, 1987). En Bird Island (Seychelles, 101ha) se usó brodifacoum 20 ppm en dos pulsos separados 10 días (Merton, com. pers., 1998). En île Verte (148 ha, Kerguelen) se envenenó con clorofacinona 50 ppm en trigo esterilizado. En 15 días se estimó un 90 % de mortalidad, aunque se tardó tres años en abatir al último conejo (Chapuis & Barnaud, 1995). En Cabbage Tree Island (26 ha, Australia) se terminó la población de conejo tras sendas epidemias de mixomatosis y NHV mediante brodifacoum 20 ppm.

Conejo

2.23.3.5 Vallado

La utilización de vallas puede ser de utilidad para compartimentalizar el terreno y aumentar la eficacia de la erradicación. Así se hizo en Phillip Island (Hermes, 1986). Las vallas deben diseñarse de modo que impidan el paso de los conejos por excavación. También pueden emplearse para evitar el acceso a áreas de alimentación y aumentar así el atractivo de los cebos. Por ejemplo, Twigg *et al.* (1996) recomiendan utilizar voltajes de 5kV de preferencia a los de 2kV.

2.23.3.6 Cebos

Diversos vegetales se han usado para atraer a los conejos. La zanahoria es proverbialmente atractiva para los conejos, y la aceptan mejor troceada que entera (Twigg *et al.*, 1996). Sin embargo, la manzana puede ser más apetecible y permanece palatable más tiempo, además de que se almacena mejor en ausencia de frío (A. Martín, com. pers., 2002).

2.23.3.7 Esterilización

En Australia se lleva tiempo estudiando la posibilidad de emplear la inmunoanticoncepción como método de control de conejos. En un experimento en el que se impusieron varios niveles de esterilidad quirúrgica, se observó que aumenta la tasa de reclutamiento y la longevidad. Los niveles de esterilidad del 60-80 % de las hembras pueden reducir los picos de abundancia (Twigg *et al.*, 1999; Twigg *et al.*, 2000).

Los métodos de expansión de la esterilidad inmunitaria son básicamente dos: la ingesta de una “vacuna” oral, mediante cebos y la utilización de un vector (normalmente un virus genéticamente modificado) portador de la “vacuna” que, de este modo, se extendería por la población a través del OGM.

Inconvenientes

El uso de cebos para difundir la esterilidad es equivalente en eficacia al empleo de anticonceptivos hormonales o al de cualquier otro cebo. Es fácil que no todos los conejos tengan acceso al producto por lo que la esterilidad total es difícil de alcanzar. De hecho, este estará más inaccesible para algunos sectores de la población que en el caso de cebos envenenados, ya que en estos últimos tras la muerte de los primeros individuos, el resto puede consumir los cebos restantes, lo que puede no ocurrir cuando lo que se promueve es la esterilización.

En el caso de un producto autovacunable, el riesgo es la introducción del vector en una población natural de conejo, en lugares donde su presencia no sea tan problemática o, incluso, donde el conejo sea una pieza clave para la conservación de los ecosistemas.

2.23.4 Recomendaciones

Se recomienda erradicar el conejo de aquellas islas en las que se demuestre un perjuicio para la vegetación.

En el caso de que se considere esta opción, la captura en vivo es una opción deseable cuando sea posible, ya que ello reduce los riesgos para especies no diana.

Es posible que sea necesario complementarla con disparo o con tóxicos.

El uso de vallados a prueba de conejo es útil tanto si se quiere proteger un recurso localizado como si se quiere evaluar el efecto que tendría eventualmente la erradicación.

*Manual práctico para el manejo de vertebrados
invasores en islas de España y Portugal*



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3 TERCERA PARTE: FICHAS DE MÉTODOS

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.1 DESCRIPCIÓN DE LAS FICHAS

3.1.1 Principios generales

En este apartado se dan una serie de nociones generales sobre el método, su origen y modalidades.

3.1.2 Descripción

Se explica cada una de las modalidades del método, con los grupos para los que se utiliza. Se facilitan descripciones detalladas (que habría sido tedioso explicar en cada ficha de la sección anterior) de cada método, incluyendo, en lo posible, diagramas o hipervínculos a documentos que los contengan.

Si bien parte de la información se encuentra ya en las fichas de la segunda parte, aquí se describen las características que afectan de forma general a la aplicación del método. Los hipervínculos permiten desplazarse fácilmente a las fichas de especies.

3.1.3 Referencias

Se citan las referencias de fabricantes, distribuidores o diseños para optimizar el uso del manual.

En algún capítulo se introducen también referencias a manuales de formación editados en la www que amplían información sobre el tema concreto.

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.2 CONTROL BIOLÓGICO

3.2.1 Principios generales

El control biológico implica la utilización de un ser vivo para regular poblaciones de plagas. Así pues, incluimos tanto depredadores como parásitos. Ninguno de los dos pueden eliminar completamente una población de vertebrados introducidos (Bell, 1995) por lo que normalmente se han empleado en combinación con otros métodos.

Probablemente gran parte del éxito de las especies que se comportan como invasoras se debe a la liberación de sus enemigos (enemies release). En su rango natural, las especies han evolucionado con una serie de depredadores, competidores y parásitos. Cuando una especie es introducida en un nuevo ambiente, normalmente deja atrás a una buena parte de sus “enemigos”. Así, se ha comprobado en distintos grupos de animales y vegetales una pérdida de más del 75% de los parásitos al ser introducidos desde Europa a Norte América (Clay, 2003). Es posible que los parásitos propios del nuevo territorio se incorporen a la comunidad de patógenos de la especie invasora, pero no llega a compensar la pérdida de patógenos que se ha producido en el trayecto.

Según estos resultados, parece plausible que la introducción de los enemigos dejados atrás pueda contribuir a frenar la expansión de las especies invasoras, pero existe la posibilidad, hartamente demostrada en algunos casos, de que estos enemigos tengan peores consecuencias para la biodiversidad nativa que la primera introducción sola.

3.2.2 Descripción

3.2.2.1 Depredadores

Los depredadores que se han utilizado para controlar especies invasoras raramente han tenido éxito y, de hecho, se han convertido a su vez en invasoras. Entre los vertebrados empleados con este fin están los sapos, cerdos, varios mustélidos y vivérridos, gatos, zorros, coypus, lechuzas, minas y gorriones (Jaksic & Yáñez, 1983; Moors & Atkinson, 1984; Sick, 1984; King, 1990; Common & Norton, 1992; Hone, 1994; Simberloff & Stiling, 1996; Amori & Lapini, 1997).

En los casos que nos ocupan, sobre todo en la Macaronesia, la introducción de depredadores con la intención de reducir las poblaciones de especies invasoras es una idea desacertada, ya que no haría sino añadir otro factor de degradación en el medio natural.

3.2.2.2 Competidores

Los competidores han sido mucho menos empleados que los depredadores en el control de especies invasoras. Aunque es bien sabido que las especies invasoras del mismo nivel trófico se pueden excluir por competencia, como los roedores y los carnívoros (Taylor, 1984). Sin embargo, esto no es ninguna garantía de que el ecosistema se vea libre de una invasora, sino que probablemente incorpore otra más agresiva. El único caso del que hemos encontrado referencia de utilización de un competidor para eliminar una especie invasora es la introducción de la liebre en varias islas para eliminar el conejo, pero esto se ha llevado a cabo en islas en las que la liebre se encuentra en su área de distribución natural (Flux, 1993).

Control biológico

En los casos que nos ocupan, sobre todo en la Macaronesia, la introducción de nuevas especies con la intención de competir con especies invasoras es una idea descabellada, ya que no haría sino añadir otro factor de degradación en el medio natural.

3.2.2.3 Patógenos

Los organismos patógenos han sido más eficaces que los depredadores para reducir las poblaciones de especies alóctonas. Son relativamente más específicos que los depredadores, aunque se conocen casos dramáticos de cambios de huesped, como es el caso sabido de la transferencia del virus del Myxoma de las especies del género *Sylvilagus* al conejo europeo *Oryctolagus cuniculus*. Varias enfermedades son, sin embargo, comunes a un amplio espectro de especies y géneros, como es el caso de varias enfermedades de los gatos que han sido transmitidas a félidos silvestres (Courchamp, 1996; Coleman *et al.*, 1997) o de la malaria aviar, que ha diezariado las comunidades de aves hawaianas (van Riper *et al.*, 1986).

La mixomatosis y la NHV han sido usadas contra el conejo (Jaksic & Yañez, 1983; Rounsevell & Brothers, 1984; Johnstone, 1985; Trout *et al.*, 1992; Pech, 1996; Cooke, 1998) y la panleucopenia felina contra el gato (van Aarde, 1984; van Rensburg *et al.*, 1987; Huntley, 1996). También se han sugerido el empleo de la sarcocistosis contra las psittácidas (Avery *et al.*, 2002) o de la inmunodeficiencia y la leucemia felinas contra los gatos asilvestrados (Courchamp & Sugihara, 1999).

A pesar de la relativa eficacia, en todos los casos mencionados, las enfermedades empleadas han tenido que ser complementadas con diversas técnicas mecánicas (disparo, trampeo) o químicas (tóxicos) para erradicar las poblaciones introducidas. Además, como dependen en cierta medida del contacto y de las interacciones sociales para su transmisión, las enfermedades sólo son efectivas a densidades elevadas.

Además de los problemas técnicos, el uso de enfermedades como medio de control de poblaciones de especies invasoras tiene varios problemas en una dimensión humana. Estos son, básicamente, de carácter ético, dado que normalmente se inflige un sufrimiento excesivo y prolongado a los individuos afectados, y de carácter económico y social, en los casos en que la especie diana es, además, un animal doméstico (de granja o de compañía). La transmisión a las poblaciones cautivas es factible, aunque sería posible garantizar la vacunación gratuita para todos los animales domésticos censados.

En el estado actual de cosas no es recomendable el empleo de patógenos para el control de las especies tratadas en este manual. Un caso muy diferente podrían ser los vegetales y los invertebrados, que quedan fuera del alcance de esta obra. Sin embargo, este capítulo queda abierto a los resultados de las investigaciones en curso o futuras, que podrían proporcionar ayudas inestimables para el control de los vertebrados introducidos. En estos casos es esencial la investigación intensiva de las consecuencias de la introducción de los patógenos en las poblaciones de especies nativas.



3.3 TRAMPAS

3.3.1 Principios generales

Numerosos tipos de artefactos han sido utilizados tradicionalmente para cazar animales, vivos o muertos, y muchos otros han sido creados para su captura en vivo. Bub (1978) y Bateman (1988) ofrecen dos excelentes síntesis del proceso histórico y el desarrollo moderno del trampeo.

Vamos a distinguir la siguiente clasificación de las trampas en función de su modo de actuación. Por conveniencia, los nombres procuran ser lo más descriptivos posibles, aunque el mecanismo de actuación obligará a separar tipos de trampa

trampas que capturan al animal restringiéndolo en un recinto cerrado, ya sea vallado, jaula o caja	1
trampas que capturan al animal haciendo presa en una extremidad o en el cuello.....	2
trampas que capturan al animal enmallándolo para impedir sus movimientos	3.3.2.5
trampas que capturan al animal que cae en un pozo del tamaño adecuado y del que no puede salir	3.3.2.6
1a la trampa tiene una puerta que se cierra tras entrar el animal e impide su salida	3.3.2.1
1b la trampa tiene una abertura en forma de embudo que permite la entrada pero no la salida del animal capturado	3.3.2.2
2a la captura se realiza entre dos cuadros, normalmente metálicos, activados por un resorte	3.3.2.3
2b la presa se efectúa por un filamento metálico o plástico ya sea por la tensión ejercida por el animal o con la ayuda de un resorte	3.3.2.4

3.3.2 Descripción

3.3.2.1 Cajas y jaulas trampa

En función del tipo de entrada podemos distinguir clases tipos de trampa:

- puerta de trampilla de un solo sentido, que permanece cerrada pero es fácil de abrir empujando.
- puerta de guillotina, que cae al accionarse un disparador
- puerta de trampilla, con goznes en la parte superior que cae al activarse un disparador

Los dos últimos son de captura única, mientras que el primero, si se hace del tamaño adecuado, permite numerosas capturas. Existen diversas variantes.

El sistema más básico se ha empleado, en jaulas de gran tamaño, para los cerdos asilvestrados. En el caso de las trampas múltiples, estas consisten cercados bien firmes, con la malla enterrada y fija al terreno. El sistema de entrada es el habitual en este tipo de trampas colectivas para

Trampas

mamíferos, con una trampilla de un solo sentido que bloquea un pequeño pasillo, se puede cebar con grano o carroña y las primeras capturas actúan como señuelos (TWDMS, 1998m). En Canarias se han empleado trampas de este estilo, con una o con varias entradas, para la erradicación de los conejos de las islas de Montaña Clara y de Alegranza (Martín *et al.*, 2002). Existen trampas para ardillas, comerciales y artesanales, basadas en este principio que sitúan dos trampillas sucesivas en un corredor central o lateral de la jaula trampa. Por último, para [palomas](#) se han empleado jaulones en los que existen, a ras de suelo, unas entradas provistas de una “cortina” de varillas, que sólo se mueven hacia el interior e impiden, por tanto la salida (Williams & Corrigan, 1994; TWDMS, 1998k).

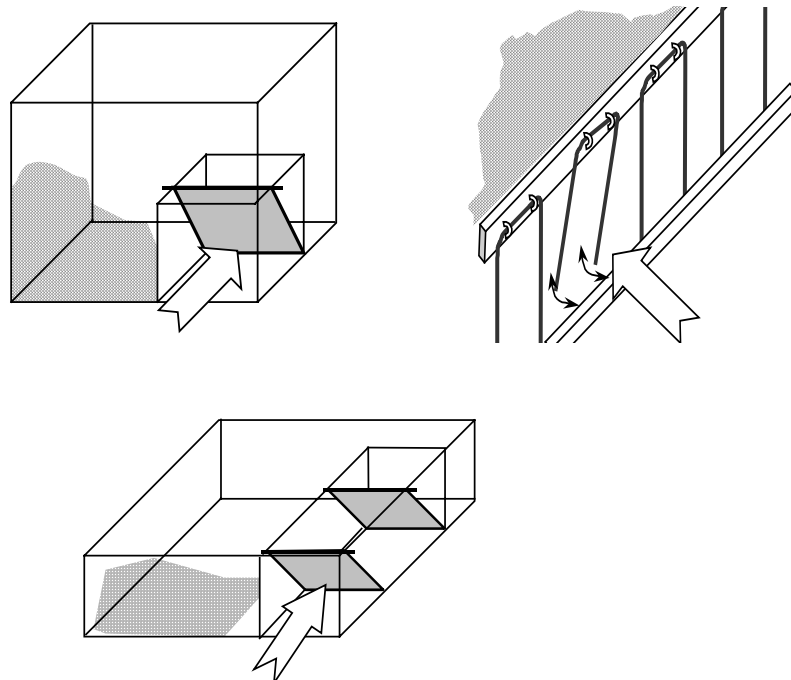


Fig. 3.3.1. Tipos de trampilla de un solo sentido

Para aves se usan numerosas trampas (Chardonneret, Larsen, Potter, ...) en los que se dispone un cebo y/o un señuelo (en una cámara aparte). En la chardonneret (en la figura, a la izquierda) el cierre se produce al activar una palanca que hace caer la puerta, situada en la parte superior y abierta hacia el exterior, con ayuda de un resorte. La Larsen (la figura del centro) es muy semejante pero la puerta abre hacia el interior sujeta con un palo donde percha el ave que entra atraída por el señuelo o el cebo, vence con su peso la percha y permite que el resorte cierre la puerta. La Potter (en la figura, a la derecha) tiene una puerta de guillotina en el frontal de la trampa que cae cuando el ave apoya sobre la palanca que la mantiene abierta; se puede emplear para todo tipo de aves, dependiendo del tamaño y del cebo, desde paseriformes (con semillas o invertebrados como cebo) a rapaces (con un ratón vivo como cebo en cámara aparte) o aves marinas y limícolas (en nido). En varios de estos tipos se puede realizar versiones de captura múltiple con varias cámaras (desde dos hasta ocho en algunos casos), como las usadas para la captura de minas.

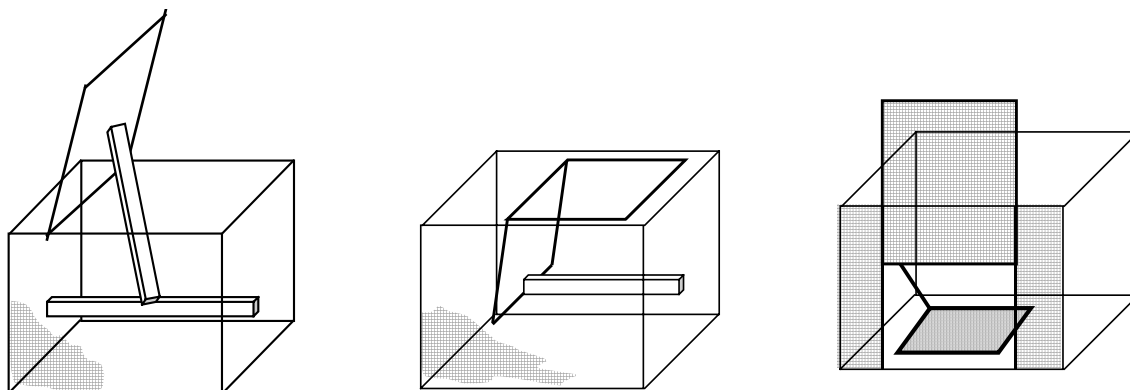


Fig. 3.3.2. Trampas Chardonneret, Larsen y Potter

Trampas

Para micromamíferos se usan diversos tipos de trampas de vivo: [Sherman](#) (plegables y no plegables; ver el [despiece](#)), [Longworth](#), [trip-traps](#) (casi cinco veces más económicas que las Longworth), [Ugglan](#) (más sencillas, limpias y hasta ocho veces más económicas que las Longworth y permiten capturas múltiples), etc. Por lo general, se considera que las trampas más largas (30,5 cm en el caso de las Sherman, frente a las de 22,9 cm) son más eficaces porque la puerta no se bloquea tan fácilmente con los cuartos traseros de la presa y, además, la mortalidad es menor (Slade *et al.*, 1993). Con frecuencia se usan trampas Sherman y Longworth alternadas (Manson *et al.*, 1999; Sax, 2002) o en combinación en la misma estación de trampeo (Burch, 2002; Kalcounis-Rüppell & Millar, 2002). Las jaulas-trampa fabricadas ex profeso por O'Farrell *et al.* (1994) resultaron más económicas y efectivas que las Sherman comerciales, ya que capturan más especies y en mayor número. Otras trampas que pueden fabricarse con los propios medios son la “rusa”, la “polaca” y la “checa”. Los precios aproximados de un mismo proveedor ([Alana Ecology](#), RU) para tres de las trampas más frecuentes, son: Longworth: 66€, Sherman: 20-33€ (según tamaño), Trip-trap: 14€.

Las jaulas o cajas trampa son especialmente útiles para algunos grupos de especies. Así, las musarañas son más fáciles de capturar en trampas de vivo que en cepos (Lee, 1997).

Muchos proyectos que precisan de la captura de mamíferos de distinta talla diseñan y construyen sus propias trampas; existen modelos en la web tanto de madera con puerta de guillotina como la [Sanders](#) o metálicas con puerta de bisagras como la [FABCOPS](#). Con distintos tipos de disparador, se fabrican trampas artesanales como la usada en Chafarinas con un disparador sujeto

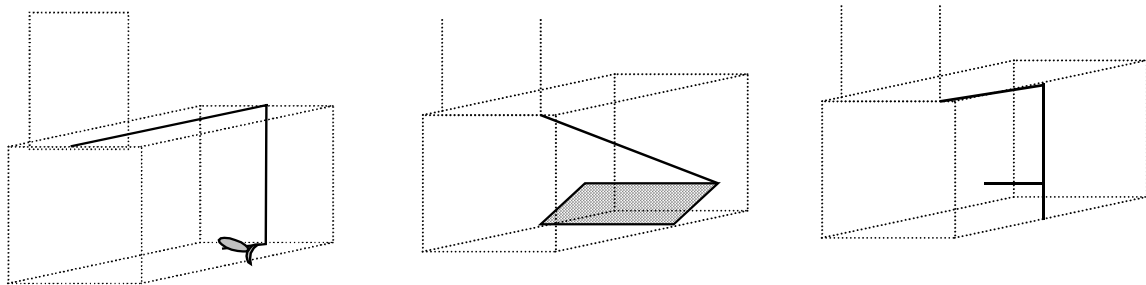


Fig. 3.3.3. Tipos de disparadores, con sedal unido al cebo, pedal y palanca

por un sedal al cebo (la figura de la izquierda) o las que usa la DGCN española (F. García com. pers., 2003) en múltiples localidades con un disparador de pedal (en el centro de la figura), análogo al de las trampas Potter. En España peninsular se ha empleado mucho una jaula trampa de gran tamaño (2 m de longitud) diseñada por el gobierno de Aragón (Fernández-Arias & Folch, 1995) especialmente para cánidos, con puerta de guillotina y disparador de cable unido al cebo.

El disparador de una puerta de guillotina puede tener varios diseños. Los disparadores por pedal son los más frecuentes y en principio más fiables que los que consisten en un juego de palancas (en la figura, a la derecha) (Twigg *et al.*, 1996).

Existen muchas jaulas-trampa de fabricación industrial como [Tru-Catch](#), [Gempler's](#), [Havahart](#), [Trap-man](#) y [Tomahawk](#). Un fabricante español (JAUTEKO) fabrica jaulas-trampa con disparador de pedal con todo el mecanismo de transmisión desde el pedal hasta la puerta por el exterior.

Las cajas trampas de tamaño adecuado son muy efectivas para capturar cerdos asilvestrados. Como en otras especies, estas pueden ser de captura individual o múltiple (ya descritas más arriba). En el primera caso, las jaulas tienen que ser de gran resistencia y existen modelos fijos y portátiles

Trampas

(Barret & Birmingham, 1994). Otros tipos de trampas de vivo para ungulados son cercados con cebo o con vallas de intercepción, a los que se encaminan los rebaños mediante batidas, bien con personas, con ayuda de perros, con vehículos o con aeronaves. La entrada se cierra manual o automáticamente cuando los animales están dentro y luego se les puede abatir, anestesiarse o conducir a cajas de transporte mediante vallas de intercepción. También se les puede capturar con redes acosándolos contra ellas. Estos métodos no suelen funcionar con los animales más esquivos.

3.3.2.2 Trampas de embudo

Jaulas

Estas trampas, consisten en jaulas u otro tipo de recinto de tamaño variable con la facultad de ser de captura múltiple en las especies gregarias. Son especialmente adecuadas para las aves que se desplazan frecuentemente por el suelo.

En sus diferentes variantes han sido usadas para gallináceas (Fan & Sun, 1997; Smith *et al.*, 2001; Zhengwang & Quanhui, 2001), palomas (Bateman, 1988; Williams & Corrigan, 1994), paseriformes (Friedl & Klump, 1999; Bourne, 2001a, b) y psitácidas (Morgan & McNee, 2000). En Australia se han obtenido gran efectividad con trampas de este tipo para capturar [cotorras](#).

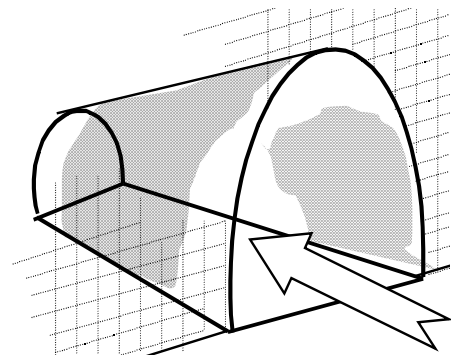


Fig. 3.3.4. Entrada en embudo

Nasas

Agrupamos diversas artes empleadas para la captura de animales acuáticos, pero también utilizadas para vertebrados terrestres. Estas [trampas](#) para pescar reciben diversos nombres (nasas, garlitos, buitrones,...) según la [forma](#) y la disposición. Pueden atrapar cualquier animal del tamaño adecuado, por lo que no es recomendable emplearlas sumergidas si existen reptiles o mamíferos acuáticos, que pueden quedar atrapados y ahogarse. En todo caso se pueden disponer con una parte emergida.

Resultan particularmente interesantes las trampas para peces consistentes en recipientes de vidrio con una o varias entradas en embudo. En inglés reciben uno de los nombres que se da a las nasas ([minnow-traps](#)). Artilugios semejantes o, simplemente botellas de vidrio, sumergidas son trampas utilizadas para capturar pececillos en aguas tranquilas de la Península Ibérica.

Mushet *et al.* (1997) diseñan una trampa de embudo para capturar salamandras, pero que pueden servir para cualquier animal acuático. Es suficientemente alargada como para abarcar toda la columna de agua y está equipada con bandas o alas laterales para conducir a las presas hacia la entrada de la trampa, que queda suficientemente emergida para que las capturas puedan salir a respirar.

Para galápagos se pueden mencionar dos tipos de nasas, una de [malla metálica](#) en la que el embudo de entrada tiene el lado interior cortado oblicuamente (Fowler & Avery, 1994) y otra hecha de [listones](#) (Davis, 1994).

Entre los reptiles terrestres, las trampas de tipo nasa son mucho más eficaces para serpientes que para otros grupos (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999).

Trampas

Trampa MAFF

Diseñadas originalmente por el ministerio de agricultura británico para córvidos, pueden ser útiles para diversos passeriformes gregarios (tal vez también minás). Consisten en jaulas de tamaño variable con un techo a dos aguas invertido, en forma de “V”; en el vértice hay una abertura longitudinal con travesaños más o menos espaciados, en función de las especies diana. El principio de funcionamiento es el mismo que el embudo: las aves pueden entrar dejándose caer, pero no pueden salir revoloteando. Se usan con señuelo y las aves capturadas siguen atrayendo a otras. En Norteamérica se han usado con [chingolos](#) (Clark & Hygnstrom, 1994), [gorriones](#) (Fitzwater, 1994), [urracas](#) (Hall, 1994), [estorninos](#) (Johnson & Glahn, 1994; Bourne, 2001c), [cuervos](#) (Johnson, 1994), [vaqueros cabecicafés](#) (Summers *et al.* 2000; TPW, sin fecha),... Debe suministrarse agua, comida y perchas para las aves capturadas.

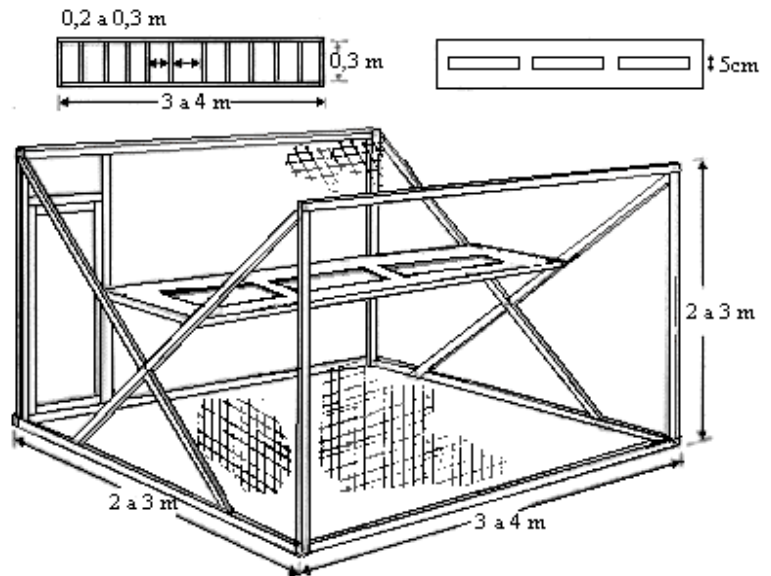


Fig. 3.3.5. Trampa MAFF para aves con dos tipos diferentes de

Una versión simplificada tiene sencillamente en un jaulón recto en el que una parte del techo tiene malla con una luz mayor (con huecos de 5x10 cm) que tienen el mismo efecto de impedir la salida; se ha usado para [varias especies](#) de pájaros gregarios y puede llegar a atrapar hasta 300 aves en un día (Dolbeer, 1994).

Trampa de balancín

Existe una trampa cuyos planos pueden adquirirse por correo o comercio electrónico (www.purplemartin.org/shop/Traps1.html) con un sistema que vuelve a armar la trampa una vez que se ha producido una captura. Estas se van transfiriendo a un agujero posterior que las conduce por un tubo vertical a una jaula colectora. C. Abare ha diseñado una caja trampa análoga con un sistema de balancín responsable de que la trampa vuelva a montarse para otra captura (webpages.charter.net/yankee11/spartrap.htm). La eficacia de esta trampa para otros animales en busca de cavidades no es conocida. Este tipo de artefactos pueden ser de utilidad para controles puntuales.

3.3.2.3 Cepos**Rateras o ballestas**

Pequeños cepos que atrapan al animal por el cuello o el cuerpo, rompiendo normalmente la espina dorsal. Son artefactos fáciles de adquirir en ferreterías o en tiendas de jardinería, pero suelen ser más bien para

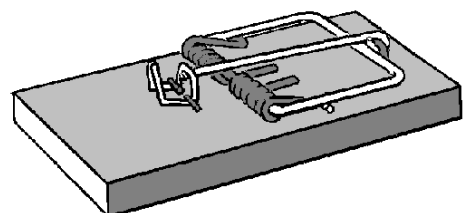


Fig. 3.3.6. Ratera

Trampas

los micromamíferos de menor tamaño. Empresas como [Victor](#) produce cepos de diverso tamaño, utilizables con estos fines, además de otras trampas de resorte de uso más bien doméstico.

Cepos de pata

Cepos que atrapan al animal por una extremidad, sin darle muerte. Para impedir o reducir las heridas infligidas, pueden estar almohadillados o tener las mandíbulas más anchas, aunque este último sistema es más dañoso (Onderka *et al.*, 1990; Phillips *et al.*, 1996). La eficacia relativa de los ceptos almohadillados respecto a los convencionales ha sido diferente según los estudios, siendo significativamente menor en algunos (Liscombe & Wright, 1988) o igual en otros (Skinner & Todd, 1990). Los ceptos suelen permitir que los animales de mayor tamaño que el de la presa pretendida puedan sacar la pata sin problemas (Skinner & Todd, 1990).

Estos ceptos se usan como ceptos de muerte con los conejos, ya que los atrapan, normalmente por la mitad del cuerpo.

Cepos de cuello

Las trampas [Timms](#) son cajas con un agujero y un mecanismo de resorte que atrapa y mata al animal por el cuello cuando mete la cabeza atraído por el cebo. Se usan en Australia para oposumes y pueden usarse con gatos. Ocasionan una muerte rápida, pero deben evitarse en caso de presencia de especies no diana.

Ciertas rateras tradicionales también atrapan al animal por el cuello cuando meten la cabeza en un agujero. Bateman (1988) muestra ilustraciones de varias de ellas.

La trampa Conibear (Fig.3.3.7) consiste en dos rectángulos de metal articulados por la mitad con dos resortes que los accionan como unas tijeras; también actúan propinando un fuerte golpe en el cuello del animal, pero tienen el inconveniente de que pueden atrapar el cuerpo y no ocasionar la muerte pero sí sufrimiento. Son habitualmente utilizadas en Norteamérica por tramperos.

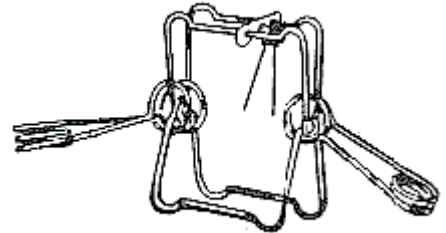


Fig 3.3.7 Trampa conibear

3.3.2.4 Lazos y lazos-cepo

Lazos

Normalmente, los lazos de cuello son trampas letales; de hecho, la eficacia de un lazo suele ir ligada a la rapidez con la que mata a la captura (Phillips, 1996). Sin embargo, la adición de un tope y diversas precauciones hacen de ellos un instrumento de captura en vivo (Herranz *et al.*, 1999). Para ungulados se usan con cierta frecuencia lazos que atrapan una pata; por general estos están unidos a un elástico que favorece que el animal no sufra heridas.

Los lazos destinados a carnívoros deben siempre ir equipados de un tope que evite que el lazo corra más de lo estrictamente necesario. Esto permite que los animales atrapados accidentalmente por una pata puedan sacarla (Phillips, 1996), y, en función del tamaño de la presa, se pueden regular para evitar la muerte o daños graves. Los lazos no deben de ser autoblocantes, es decir, que cuando el animal capturado no está tirando, la compresión del lazo debe relajarse. Por ello, no deberán llevar resortes que actúen cerrando el lazo ([Ohio Snaring Guide](#)).

Para usarlos con ungulados, normalmente se sitúan en pasos estrechos, aunque no necesariamente. En Tenerife se han empleado para atrapar muflones; están unidos a un poste alto

Trampas

que mantiene el lazo de cuerda separado del suelo y que se libera cuando el animal mete la pata y tira (M.V. Marrero com. pers., 2003). En Raoul Island, se instalaron en las cornisas de los acantilados para capturar cabras (Parkes, 1984). Bateman (1988) revisa varios tipos de lazos para ungulados empleados tradicionalmente; algunos se han adaptado a la captura en vivo, mediante la sujeción del lazo a una rama a cierta altura mediante una banda elástica de modo que al disparar el lazo, la pata del animal queda levantada. También se han empleado para capturar cerdos salvajes (y jabalíes) colocados en las gateras que ellos mismos hacen bajo los vallados metálicos, en cuyo caso, un cable de extensión asegura el lazo a un poste firme del vallado (TWDMS, 1998m).

También se emplean con aves lazos de nailon destinados a apresar las patas. Los lazos se disponen en forma de tapiz (por ejemplo en un nido), en posaderos, en torno a lugares atractivos (alimento, agua, presas),... (Thorstrom, 1996; Cleary & Dolbeer, 1999). Lo mismo puede hacerse con reptiles (Krysko *et al.*, 2003).

Como otras técnicas descritas, su uso es ilegal para la caza y si se emplean para la captura en vivo, debe realizarse con muchas precauciones. Entre otras, deben evitarse situaciones que puedan derivar en el estrangulamiento. Esto ocurre fácilmente si la captura es capaz de trepar por el soporte donde está sujeto el lazo y este se engancha en un punto más alto. Estas situaciones se evitan fácilmente si se sitúan los lazos en postes o árboles que carezcan de ramas, alambres o salientes donde el lazo pueda engancharse ([Ohio Snaring Guide](#)). El empleo de quitavueeltas evita que el lazo se retuerza y permite algo de movilidad al animal y reduce su sufrimiento. La adición de un resorte entre dos puntos del cable de anclaje hace que los tirones que pegue la captura sean menos violentos (Herranz *et al.*, 1999).

Lazos-cepo

Estos artilugios comparten características de los lazos y los cepos. Cuando el animal pisa el disparador, un resorte cierra el lazo alrededor de la pata. La eficacia en comparación con los cepos ha sido inferior en algunos estudios, a pesar de que los mismos autores (Skinner & Todd, 1990) analizan otros estudios en los que no existe tal desigualdad; estos autores atribuyen las diferencias a la pericia del trampero. Algunos modelos de cepos-lazo causan lesiones comparables a las de los cepos convencionales, pero otros no, en función, aparentemente, del calibre del cable (Berchielli & Tullar, 1980; Onderka *et al.*, 1990).

3.3.2.5 Redes y artilugios análogos

Redes de pesca

Cabe destacar las siguientes artes como posibles para la captura de especies exóticas en aguas continentales: las [redes de izada](#) como el mediomundo, los [esparaveles, atarrayas o redes de caída](#), y los [trasmallos y otras redes de enmalle y enredo](#). Lloris (1996) revisa los métodos empleados tanto en la pesca como en el muestreo científico de animales marinos, pero que en buena parte son aplicables a aguas continentales (www.icm.csic.es/rec/gim/tecnic.htm).

Las redes pueden emplearse, además de para peces, para renacuajos (RIC, 1998b).

Redes japonesas

La red japonesa es seguramente el método más habitual para capturar aves adultas de pequeño tamaño o murciélagos con fines científicos. Se trata de un método prohibido para la caza o para la captura de aves con otros fines. Aunque normalmente las redes japonesas se emplean para

Trampas

capturar paseriformes o limícolas, también se han usado para capturar faisánidas (Kaiser, 1998). La adquisición de redes japonesas y su empleo están regulados y reservados a anilladores autorizados.

Trampas de harpa

El principio es el mismo que de una red japonesa, pero en este caso diseñadas especialmente para capturar murciélagos (ver figura en [Taylor](#) p.5 o en www.batmanagement.com). Basadas en la misma idea son las trampas [megaharp](#) utilizadas en Australia para capturar megaquirópteros.

En ambos casos, en un marco de tamaño variable se tienden dos series verticales de hilos de nylon o de acero muy fino y recubiertos de nylon (de ahí el nombre, por su parecido con un harpa) de modo que los murciélagos interceptados se deslicen por ellos hasta una bolsa o cajón en la base de la trampa, de donde son retirados. Este método permite capturar varios cientos de animales en una sesión.

3.3.2.6 Trampas de pocillo

Las pitfall son trampas bastante eficaces para la captura de musarañas (Schmidt, 1994; RIC, 1998a; Laakkonen *et al.*, 2003; B.E. Coblentz, *in litt.* 2003; F.W. Schueler, *in litt.* 2003) y anfibios (Moller, 1994; RIC, 1998b; Parris, 1999; Howell, 2002; Mazerolle, 2003) aunque también pueden capturar otros pequeños mamíferos (Hice & Schmidly, 2002) y reptiles (Corn & Bury, 1990; Crosswhite *et al.*, 1999; Fisher *et al.*, 2002), en particular lagartos. Consisten simplemente en una vasija del tamaño adecuado enterrada a ras de suelo, en ocasiones proporcionando una cubierta separada unos cm del suelo, que sirva de sombra y de cubierta para la lluvia. Puede reducirse el riesgo de escape si se coloca una tapa con un orificio, e incluso un tubo encajado en dicho agujero (RIC, 1999b).

Una valla que dirija a los animales hacia el pocillo aumenta el número de capturas. Con este sistema de valla de intercepción, las trampas de pocillo resultan la más eficaces para capturar pequeños mamíferos en el campo (Duplantier *et al.*, 2001).

El set más básico consiste en una valla de intercepción formando un diedro abierto hacia la zona de procedencia de los anfibios (por ejemplo una charca) con una trampa en el ángulo interior y otra en cada uno de los extremos (Hannon *et al.*, 2002).

Una variante de este consiste en tres vallas colocadas en forma de “Y” con un pocillo en cada rincón de la “Y”, además de uno a cada lado de los extremos de cada brazo (Mazerolle *et al.*, 2001; Mazerolle, 2003).

Una charca puede rodearse totalmente de una valla con trampas cada 5 a 10 m a ambos lados, de modo que tanto los animales que lleguen como los que salgan sean interceptados (Gibbons & Bennet, 1974; Johnson, 2002).

Las trampas se pueden disponer a lo largo de una valla que las cruza de modo que queda la mitad de la trampa a cada lado de la valla (Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002); estos autores recomiendan poner once trampas equidistantes 5 m a lo largo de 50 m de valla.

La valla de intercepción puede ser una tela metálica (Gibbons & Bennet, 1974; Johnson, 2002), una lámina metálica (Crosswhite *et al.*, 1999; Mazerolle, 2003) o una banda de plástico (de

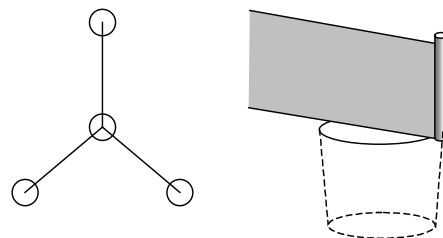


Fig. 3.3.8. Disposición de trampas de pocillo con valla de intercepción en “Y” y detalle

Trampas

preferencia transparente o negra) (Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002). Varios autores entierran de 8 a 20 cm y la parte aérea varía entre los 35 a 40 cm.

Dentro de una batería de este tipo, también se pueden disponer otro tipo de trampas, como de embudo con doble entrada en un set en “Y” como el descrito anteriormente, lo que permite la captura de mayor cantidad de reptiles de mayor tamaño (Crosswhite *et al.*, 1999).

Para impedir que las capturas escapen, puede dejarse un reborde, que puede ser un cono truncado invertido hecho de plástico o la misma tapa del envase utilizado a la que se practique un agujero suficientemente grande (Mazerolle, 2003).

El tamaño puede variar, dependiendo de la especie diana, aunque normalmente se usan recipientes de 11 a 20 l (Crosswhite *et al.*, 1999; Mazerolle *et al.*, 2001; Hice & Schmidly, 2002; Howell, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003), aunque también se usan más pequeños, de 4,5 l (Schmidt, 1994; Hannon *et al.*, 2002) y mayores, de hasta 40 l (Gibbons & Bennet, 1974).

Es habitual la colocación de algún material esponjoso en el fondo para reducir el impacto de la caída (Schmidt, 1994; Hannon *et al.*, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003). La realización de agujeros en el fondo para evitar la acumulación de agua debe de ser cuidadosamente considerada, ya que puede actuar al contrario, permitiendo la entrada de la misma (Hice & Schmidly, 2002). Cuando se trapean anfibios, es normal disponer una pequeña cantidad de agua en el fondo además de material esponjoso (esponja, turba o material vegetal) (Hannon *et al.*, 2002; Johnson, 2002; Mazerolle, 2003). Si se quiere permitir la fuga de pequeños mamíferos, ya que se estén capturando anfibios, se pueden disponer bastoncillos (Hannon *et al.*, 2002). Si se sospecha que los pocillos puedan inundarse y ahogar las capturas, se puede poner algún elemento de alta flotabilidad, como poliestireno expandido (RIC, 1998a).

Las trampas de pocillo son mucho más eficaces para las presas más pequeñas que otras trampas de vivo que necesitan ser activadas por peso (Sherman, Tomahawk). Con trampas de pocillo se han capturado hasta presas de 2g (Hice & Schmidly, 2002). Excepto para squamata (lacértidos y ofidios), las pitfall son mucho más eficaces que las trampas de embudo para anfibios y reptiles (Greenberg *et al.*, 1994; Crosswhite *et al.*, 1999).

A la larga, la vegetación puede verse potenciada por el movimiento de tierra y la instalación de las vallas de intercepción, lo que puede reducir la eficacia del trapeo (Crosswhite *et al.*, 1999).

Manuales de técnicas

Taylor, J.M. Fauna of Australia. 63- Collection and preservation of mammals. Australian Biological Resources Study. Australian Government. www.ea.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/abif/fauna/foa/pubs/volume1b/63-ind.pdf

ODNR. Trapper education manual. Ohio Department of Natural Resources. Division of Wildlife. www.dnr.state.oh.us/wildlife/hunting/SmallGameAndTrapping/Trapping/trapedman.htm

RIC. (varios años). Standards for components of British Columbia's biodiversity. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/index.htm

Ohio Snaring Guide: www.sullivansline.com/tline/Education/OSG1p1-6.pdf,
www.sullivansline.com/tline/Education/OSG2p7-11.pdf,
www.sullivansline.com/tline/Education/OSG3p12-15.pdf,
www.sullivansline.com/tline/Education/OSG4p16-18.pdf,
www.sullivansline.com/tline/Education/OSG5p19-24.pdf

Trampas

3.3.3 Contactos

3.3.3.1 Diseños

campus.pc.edu/faculty/jwhittak/RussianTrap/RussianTrapa.html (musarañas)

members.tripod.com/allan_searle/snake/trap.gif (BTS)

members.tripod.com/allan_searle/snake/trap.jpg (BTS)

members.vienna.at/shrew/trapping.html (musarañas)

sres.anu.edu.au/associated/batatlas/batalbum/diagpic1.htm (megaquirópteros)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-3.html (urraca)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-3.pdf (urraca)

www.animal-traps.com/instruct.htm (instrucciones, pero con fotos muy claras)

www.backwoodshome.com/articles/sanders64.html (mamíferos diversos)

www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/HarpTrap.exe (murciélagos)

www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/g4trapmanual.pdf (murciélagos)

www.cnn.com/TECH/science/9807/07/snakes/link.captured.snake.jpg (BTS)

www.conservation.state.mo.us/documents/nathis/woodwork/ww11.pdf (conejo)

www.gsu.edu/~biojdsx/fowl/fabcops.htm (zorros y otros carnívoros)

www.havahart.com/nuisance/Instructions/10781079/procage.html (instrucciones, pero con diagramas muy claros)

www.havahart.com/nuisance/Instructions/2door/1045%201050.PDF (instrucciones, pero con diagramas muy claros)

www.noble.org/Ag/Wildlife/FeralHogs/12-Trapping.htm (cerdo salvaje)

www.tpwd.state.tx.us/conserves/pdf/cowbirds.pdf (vaquero cabecicafé, válido para otras aves gregarias)

En las siguientes publicaciones generales, aparecen diseños de trampas

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-5.html (mofeta)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-5.pdf (mofeta)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-8.html (gorrión)

www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/685-8.pdf (gorrión)

3.3.3.2 Fabricantes

www.animal-traps.com/

www.batmanagement.com/Ordering/harp%20traps/harp2.html (murciélagos)

www.gemplers.com/a/shop/list.asp?UID=2003030305330958&GEN2=&GEN3=&GEN9=0&SKW=1P3LVE&c=catpest

www.havahart.com/

Trampas

www.murrayslures.com

www.snakeguard.com (serpientes: caja de cartón con cola)

www.solwayfeeders.com/ProductsResultsList1.asp?Cat=15 (empresa británica)

www.tapirback.com/ugglan/grahnab-ugglan.html (pequeños mamíferos)

www.trap-man.com/ (empresa británica)

www.traps.freeuk.com/trap-man-traps-built-better-by-us.htm (empresa británica)

www.victorpest.com/

Algunos fabricantes de jaulas trampa en la Península ibérica

Se mencionan algunos fabricantes, sin que su mención signifique ninguna preferencia del autor. La mayor parte basan sus productos en diseños ya descritos en el texto.

JAUTECO
tel: 34 964 60 23 59

Gestora de espacios agrocinegéticos
Ronda Industria Nave 3
Polígono Monzú
22006 Huesca, España
tel. 34 974 23 85 50
fax. 34 974 23 85 51
cazaragon@cazaragon.com
www.cazaragon.com/

Caza y tradición ibéricas
Apartado 139
13700 TOMELLOSO (C. Real), España
tel: 34 926.51.49.61
acti@actiber.com
www.actiber.com/caza2_es.htm

CALGRI
C/ Josep Campreciós, 11
08950 Esplugues. Barcelona, España
tel: 34 93 371 13 30
www.perdizroja.com
admin@perdizroja.com

3.3.3.3 Distribuidores

www.alanaecology.com/acatalog/Traps.html (Reino Unido)

wildliferehabber.com/store/nuisance.htm (todo tipo de artefactos y productos)

www.adirondackoutdoor.com/trapping.htm (cajas trampa havahart, cebos, lazos, cepos, ...)

www.animal-care.com/ (venden la caja Tru-Catch y numerosos artilugios, redes, sistemas anestésicos)

www.bugspray.com/ (todo tipo de artefactos y productos, artículos, etc.)

Trampas

www.cantoncageworks.com/traps.htm

midwestcapture.com (todo tipo de trampas)

www.cooperseeds.com/traps.php3 (venden Tomahawk, pero también fabrican algunas trampas)

www.doyourownpestcontrol.com/ (todo tipo de artefactos y productos)

www.gemplers.com/a/shop/catpest.asp (pinchar en [Wildlife](#))

www.nwtrappers.com/catalog/ (todo tipo de artefactos y productos)

www.pestproducts.com/humane_live_traps.htm (distribuyen las trampas Safeguard)

www.predatorscent.com/

www.redhillgeneralstore.com/traps.htm

www.rpoutdoors.com/

www.sullivanline.com/sline/slhome.htm

www.thomastrapping.com/index.htm

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.4 TÓXICOS

3.4.1 Principios generales

El uso de tóxicos debe limitarse en extremo al control de especies para las que sea absolutamente imposible el uso de otras técnicas. En otros contextos biológicos, geográficos o sociales se han empleado tóxicos con criterios que, desde nuestro punto de vista, pueden parecer arriesgados. Las diferencias entre aquellos contextos y los de las islas españolas y portuguesas hace impensable su aplicación. Si se describen, es únicamente para ilustrar el tipo de control que se efectúa en otros lugares.

La disponibilidad de fuentes alternativas de comida es siempre un inconveniente (Choquenot *et al.*, 1990). Por ello se debe elegir la época en que esta sea más reducida.

En aras de evitar los envenenamientos secundarios se recomienda fuertemente el uso de técnicas que reduzcan la cantidad de tóxico empleado. Se intentará elegir también la época en que la presencia de depredadores y necrófagos sea más reducida, si ello es posible.

Para evitar la ingesta accidental por especies no diana, se procurará el uso de estaciones de cebado o de productos poco atractivos para estas especies; sin embargo, en determinadas circunstancias de accesibilidad reducida, se puede contemplar la dispersión de tóxicos al aire libre, pero esta situación se reducirá a un mínimo absolutamente imprescindible. En los casos en que se prevea que el riesgo para las especies no diana continúa siendo importante y se considera que la erradicación del exótico compensa la mortalidad infligida, se capturará un stock de las especies más sensibles para proceder a su suelta tras la campaña de erradicación.

3.4.2 Descripción

3.4.2.1 1080- Monofluoracetato sódico

El monofluoroacetato sódico (1080) es altamente tóxico para los mamíferos. La mayor parte de las aves necesitan dosis al menos 10 veces mayores que los mamíferos y los anfibios, hasta 300 veces más (Meehan, 1984). El 1080 es un producto que se encuentra naturalmente en varias decenas de plantas australianas, por lo que muchos animales autóctonos del continente-isla cuentan con una resistencia natural hacia esta sustancia (O'Brien & Korn, 1991). Es uno de los productos más empleados en Australia y NZ: en la primera los mamíferos tienen un cierto grado de resistencia y en NZ no existen mamíferos autóctonos (Douglas, 1967; Greaves *et al.*, 1977; Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Parkes, 1989a; McIlroy, 1990; Parkes, 1983; Bell, 1995; NSW EPA, 1998; DoC, 2001; Land Protection, 2002b, c; Parkes, 2002).

Además de contra los oposumes en NZ, se ha empleado en diversos lugares contra ratas, conejos, perros, gatos y cabras (Hermes, 1986; Moors, 1985; Tomkins, 1985; Veitch, 1985; Parkes, 1983; Algar *et al.*, 2002; Mitchell *et al.*, 2002; Nogales *et al.*, en prensa). La intoxicación de aves se reduce también mediante el uso de cebos teñidos o enterrados (O'Brien & Korn, 1991; Hansford, 2002; Land Protection, 2002b). El 1080 tiene efectos subletales en aves en los tejidos musculares

Tóxicos

(Ataria *et al.*, 2000). Algunos autores lo consideran poco seguro (Murua & Rodríguez, 1989) y poco palatable para las ratas (Atkinson & Moller, 1990).

Entre los roedores, el 1080 es mucho más tóxico para *R. rattus* que para las otras especies. Los carnívoros son igualmente sensibles que la rata negra (Timm, 1994).

La fluoroacetamida (1081) es menos tóxico para ratas y conejos que el 1080 y parece más peligroso para las aves (Meehan, 1984).

3.4.2.2 Alcaloides

La cafeína es un alcaloide del grupo de la purina, fácil y barato de sintetizar a partir del ácido úrico extraído del guano (Moreau, 1973). Se ha ensayado contra las ranas en Hawaii disuelta al 2 % en agua (Campbell *et al.*, 2001; Raloff, 2003). En mayores concentraciones es tóxica también para las plantas (Raloff, 2003) o para otra fauna, además de los operarios.

La estricnina ha sido empleada contra numerosas especies de mamíferos (Stone, 1989; McIlroy, 1990; Savarie & Bruggers, 1999; TWDMS, 1998c; Brown & Jenkins, 1999), pero debido a la violencia de sus efectos y al daño que supone para otras especies, ha sido prohibida en numerosos países, en particular en España y en Portugal. La propia violencia con la que actúa hace que sea rechazado por los animales que los ven, por lo que además es poco útil. Su presencia en los cadáveres hace que sus efectos se multipliquen en la cadena trófica. Su uso es absolutamente descartable.

La nicotina ha sido ensayada con éxito como tóxico de contacto para *B. irregularis* (Brooks *et al.*, 1998b).

3.4.2.3 Glucósidos

El escilirósido es un glucósido cardíaco que puede causar convulsiones en roedores. Parece eficaz con *R. norvegicus* pero *R. rattus* y *M. domesticus* no lo aceptan bien (Meehan, 1984). Tiene propiedades fuertemente eméticas para otras especies por lo que el riesgo es más reducido (Meehan, 1984; Jackson, 1985; Lazarus, 1989; Timm, 1994; EXTNET, 1998). Podría ser útil para una reducción rápida de poblaciones de *R. norvegicus* previa al uso de anticoagulantes.

El ácido cianhídrico es muy conocido por sus efectos letales. Los cianuros cálcico y magnésico en polvo liberan ácido cianhídrico en contacto con el suelo húmedo en las madrigueras de roedores y serpientes y también se puede emplear para fumigar contenedores herméticos (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984; Savarie & Brugges, 1999).

3.4.2.4 Rotenoides

La rotenona es relativamente selectiva como piscicida ya que mata todos los peces a dosis que son relativamente no tóxicas para los organismos que sirven de alimento a los peces, y se degrada rápidamente. Los indígenas amazónicos emplean tradicionalmente extractos vegetales con rotenona para pescar.

También ha demostrado ser tóxica para la serpiente arborícola café (*Boiga irregularis*) aplicada tanto oralmente como por contacto en dosis muy inferiores a otros productos (Brooks *et al.*, 1998a; b). Además, es el producto que menor riesgo de envenenamiento secundario plantea para las aves carroñeras (Johnston *et al.*, 2001b).

Tóxicos

3.4.2.5 Piretroides

La piretrina y los productos análogos han sido empleados desde hace tiempo como insecticidas. Se ha ensayado para el control de *B. irregularis* en contenedores, como tóxico de contacto (Brooks *et al.*, 1998a; c; Savarie & Brugges, 1999). Su uso en condiciones menos controladas no está exento de riesgos de intoxicación secundaria (Johnston *et al.*, 2001b).

3.4.2.6 Organohalogenados

Aunque los compuestos organohalogenados no son recomendables por sus efectos a largo plazo, se describen algunos que han sido empleados contra vertebrados en distintas partes del mundo.

El fentión es un organofosforado empleado como avicida de contacto, aplicado sobre posaderos, de uso legal en algunos países, pero ilegal en la UE. Se ha empleado, por ejemplo, contra *Q. quelea* en África (Timm, 1994). Se ha empleado ilegalmente en el control de depredadores al igual que otros organofosforados como el malatión ([programa antídoto](#)).

El lindano es >99 % γ HCH (hexaclorociclohexano), un insecticida organoclorado. Se ha usado como polvo de contacto. Las dosis subletales parecen causar inmunosupresión en ratas y conejos, desórdenes reproductivos en ratas, efectos teratogénicos en anfibios y adelgazamiento de la cáscara del huevo de aves (EXTOXNET, 1998).

Algunos insecticidas organoclorados, como el endrín, se han empleado contra aves, como el caso de *Myiopsitta monachus* en Sudamérica (Bruggers *et al.* 1998). Gophacide, es un compuesto organofosforado análogo a varios insecticidas pero de acción más lenta, que se ha usado contra gran número de roedores (Meehan, 1984). Otros organoclorados como el dieldrín se han empleado ilegalmente en el control de depredadores ([programa antídoto](#)).

3.4.2.7 Carbamatos

El propoxur (metilcarbamato de 2-isopropoxifenilo) se ha ensayado con éxito como veneno de contacto para fumigar contenedores contra *B. irregularis* (Brooks *et al.*, 1998 a; b). El carbofurano y otros carbamatos de uso insecticida se han empleado ilegalmente para el envenenamiento de depredadores ([programa antídoto](#)).

3.4.2.8 Narcóticos

La **alfacloralosa** es un agente tranquilizante que retarda los procesos metabólicos. Así, se emplea contra ratones y otros animales homeotermos pequeños que mueren de hipotermia, aunque la eficacia depende de la temperatura ambiente. Puede aparecer tolerancia si se ofrece continuamente; además, al no ser muy palatable, su eficacia depende de que se ingiera una dosis suficiente de una sola vez (Meehan, 1984). Para animales mayores, da la oportunidad de revivir a los individuos de especies no diana. Se ha empleado con mucha frecuencia contra gaviotas (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992; Aguilar *et al.* ca.1993) y otras aves aunque con éxito reducido (Lucking, com. pers., 1998).

Diversos barbitúricos, que se emplean normalmente para el sacrificio de mascotas y de animales de experimentación, se han usado para el control de especies invasoras. El dexeutanol, ácido fenil-etil-barbitúrico, se ha empleado oralmente en combinación con un producto a base de fósforo, para controlar gatos asilvestrados en el islote de Lobos (Canarias) (Ardura & Calabuig, 1993).

Tóxicos

El secobarbital, empleado en varias terapias humanas, también se usa en sobredosis para la eutanasia de mascotas y de animales de experimentación. Se emplea, mezclado con la alfacloralosa en las campañas de descaste de gaviotas pariamarillas.

Para recolectar fauna acuática con fines científicos se han empleado opiáceos, como la benzocaina o el metano sulfonato de triclaína (MS-222), otros anestésicos como el etomidato, el metomidato y la quinaldina, o conservantes como la formalina y el fenoxetol de propileno (Lloris, 1996).

Sobre el uso de los anestésicos para la eutanasia de animales capturados vivos, consultar las líneas de la DGXI de la UE sobre el tema (Close *et al.*, 1996).

3.4.2.9 Otros fármacos

Diversos fármacos de uso humano han sido ensayados para controlar especies invasoras.

El paracetamol o acetaminofeno es muy tóxico para los gatos que no son capaces de eliminarlo del organismo, pero produce la muerte dolorosa y lenta. También ha demostrado su toxicidad para la serpiente arborícola café (*Boiga irregularis*) (Savarie *et al.*, 2001).

El ácido acetilsalicílico puede ser tóxico los gatos, que lo metabolizan muy lentamente. Resulta tóxica para la serpiente arborícola café, pero a dosis muy elevadas (Brooks *et al.*, 1998a).

3.4.2.10 Anticoagulantes

Las cumarinas, primeros anticoagulantes empleados como rodenticidas, derivan de compuestos vegetales que se transforman en dicumarol por acción de los hongos.

Los anticoagulantes se caracterizan por alterar el proceso normal de coagulación de la sangre. Este efecto se produce en los animales homeotermos, dado que los otros grupos tienen otro sistema de coagulación sanguínea (ver, sin embargo, el apartado de envenenamiento secundario y colateral). Existen dos grupos de productos no relacionados en su estructura pero que actúan de modo semejante. Se trata de las hidroxycumarinas y de las indanodionas (Meehan, 1984).

La vitamina K₁ es el antídoto adecuado para las intoxicaciones accidentales por estos productos (Meehan, 1984; ICI-ZELTIA, undated).

Entre los primeros anticoagulantes registrados como rodenticidas están el dicumarol, la warfarina y el cumacloro todos antes de 1955. Otros se comenzaron a desarrollar poco después. Cuando los anticoagulantes comenzaron a ser los rodenticidas más ampliamente empleados en el mundo, comenzaron a aparecer casos de resistencia desde los años 1960s en Europa y 1970s en Norteamérica (Meehan, 1984; Jackson *et al.*, 1985). A mediados de los 1970s se describieron una serie de nuevos productos eficaces contra los roedores resistentes. Al difenacum, brodifacum, bromadiolona y todos los compuestos desarrollados desde entonces se los denominó anticoagulantes de “segunda generación” (Hadler & Shadbolt, 1975; Meehan, 1984; Lund, 1985; Lazarus, 1989).

En 1985 se tenía constancia de poblaciones resistentes a warfarina, cumaclor, clorofacinona, cumatetralilo, cumafurilo, difacinona, pindona, valona e incluso se conocían ya casos de resistencia a difenacum, bromadiolona y brodifacum (Meehan, 1984; Greaves, 1985; Gill *et al.*, 1992).

Anticoagulantes de primera generación

La **warfarina** es efectiva contra roedores sólo si la consumen por un período largo de tiempo. Puede ser efectivo a concentraciones muy bajas siempre que lo consuman durante suficiente

Tóxicos

tiempo. Las concentraciones de 50 ppm reducen la palatabilidad para las ratas, si bien los ratones lo consumen mejor (Meehan, 1984).

La eficacia de otras hidroxycumarinas como el **cumafurilo** o fumarina es semejante a la de la warfarina. La toxicidad del **cumatetralilo** también es semejante, pero es menos palatable aunque es más eficaz que la warfarina contra los ratones resistentes. El **cumacloro** es menos palatable que la warfarina. Todos estos productos necesitan ser consumidos durante varios días para ser efectivos (Meehan, 1984).

Entre las indanodionas, la **pindona** parece tener una toxicidad semejante a la de la warfarina pero es menos palatable. La toxicidad de la **difacinona** y la **clorofacinona** según algunos autores era semejantes a la de la warfarina, si bien otros las consideran mucho más tóxicas, lo que permitió la reducción de las concentraciones de producto activo (Meehan, 1984; Timm, 1994). Estas indanodionas, al igual que las hidroxycumarinas citadas anteriormente, necesitan ser consumidos durante varios días (Meehan, 1984).

Anticoagulantes de segunda generación

La adición de un grupo halogenado incrementó la toxicidad de los primeros anticoagulantes cumarínicos, que resultaron eficaces contra los roedores que habían desarrollado resistencia. Varios de estos productos necesitan ser consumidos sólo una vez para alcanzar la dosis letal.

El **difenacum** es tóxico contra las ratas resistentes, pero en algunos casos la dosis debe de ser varias veces superior para ser efectiva y se necesitan varias dosis para alcanzar la dosis letal para la mayor parte de las especies (Meehan, 1984).

El **brodifacum** es mucho más tóxico y la dosis letal se ingiere normalmente con una sola dosis. La **bromadiolona** es ligeramente menos tóxica que el brodifacum pero mucho más palatable (Meehan, 1984). En este grupo de anticoagulantes de “dosis única” se encuentran también la **difetialona** y el **flocumafen**.

La toxicidad relativa de varios productos anticoagulantes en laboratorio, para *R. norvegicus* es: brodifacum – flocumafen – cumatetralilo – difetialona – bromadiolona – clorofacinona – difenacum – difacinona – warfarina. Las diferencias más grandes en toxicidad se dan entre los dos primeros y el resto, pero en especial, con la difacinona y sobre todo la warfarina. Los productos de segunda generación y dosis única son los más eficaces, seguidos por las indanodionas (RRAC, 2003).

Para *M. domesticus*, el orden se altera ligeramente: brodifacum – flocumafen – difenacum – difetialona – bromadiolona. El último producto es marcadamente menos tóxico que el anterior para esta especie y destaca el difenacum, que es mucho más tóxico para ratones que para ratas (RRAC, 2003).

La aceptación parece depender no sólo del cebo sino también del producto activo. En una prueba de apetencia de *R. norvegicus* entre brodifacum, flocumafen y difenacum sobre un cebo semejante, este último fue el preferido, seguido por el brodifacum, mientras el flocumafen fue ignorado (Thorsen & Shorten, 1997). Sin embargo, suele ser complejo conseguir la misma formulación de cebo para estos experimentos. En las pruebas de apetencia entre brodifacum y flocumafen realizada en Chafarinas (Orueta *et al.*, 2003) ambos cebos eran consumidos pero el cebo era claramente más atractivo para el segundo de los productos.

Se recomienda realizar pruebas de aceptación con los productos disponibles para planificar una campaña de envenenamiento. Si los cebos del mismo tipo pero sin veneno existen, es recomendable su uso para poder discriminar entre el rechazo al cebo y al producto.

Tóxicos

3.4.2.11 Brometalina

La brometalina actúa sobre el SNC tras unas 36h de un único consumo, aunque también se han mencionado efectos más rápidos, tras unas 18h. Es aceptada rápidamente y no se ha detectado envenenamiento secundario. La dosis letal es más baja para *R. norvegicus* que para *R. rattus* o *M. domesticus*. Entre las ventajas señaladas para este producto está el que su efecto sobre el sistema nervioso hace que se reduzca la actividad y el apetito, por lo que los animales que han consumido la dosis letal, no vuelven a consumir alimento durante el tiempo que tarda en producirse la muerte. Por ello, además, se reduce la cantidad de producto necesario (Jakson, 1985; Spaulding *et al.*, 1985; Timm, 1994).

3.4.2.12 Calciferol

El calciferol (ergocalciferol), o vitamina D₂, es esencial para los vertebrados, pero la sobredosis provoca la deposición de calcio en varios órganos y la muerte por fallo renal lo que en los roedores ocurre al cabo de tres a seis días (Meehan, 1984). Un producto comercial análogo (Frantz, 1997), el colecalciferol (vitamina D₃) tiene una actividad semejante (Meehan, 1984), aunque su palatabilidad es baja (Thorsen, com. pers., 1998). Al igual que la brometalina, la ingestión de la dosis letal hace que se reduzca la ingesta de alimento y, por lo tanto, de cebo (Timm, 1994).

3.4.2.13 Fosfina

La fosfina, PH₃, es un gas muy venenoso que se libera a partir de diversos productos, que son los que se adquieren como rodenticidas.

El fosfuro de zinc es muy empleado como rodenticida, pese a que su toxicidad para otros mamíferos y para las aves es semejante a la de los roedores (Meehan, 1984). Cuando el fosfuro de zinc entra en contacto con los ácidos del estómago, libera PH₃ (Timm, 1994). Se utiliza en dosis del 2,5% o menos contra muchas especies de roedores (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984; Richmond, 1997; TWDMS, 1998c; Land Protection, 2002a). Al parecer, el intenso olor a ajo que desprende el fósforo resulta atractivo para las ratas, mientras que repele a otros mamíferos (Timm, 1994).

El fosfuro de aluminio o de magnesio al contacto con la humedad, por ejemplo de una madriguera) liberan fosfina, que es también tóxica e inflamable (Greaves *et al.*, 1977; Meehan, 1984). Es potencialmente útil para fumigar contenedores (Savarie & Brugges, 1999). Este gas es más seguro que el ácido cianhídrico (Meehan, 1984). Otros productos que liberan fosfina al contacto con la humedad son los fosfuros de sodio y de potasio.

3.4.2.14 Otros pesticidas inorgánicos

El arsénico se ha empleado contra varios mamíferos en diversos compuestos, pero su manipulación es peligrosa (Gibb & Williams, 1990; McIlroy, 1990).

El sulfato de talio es un buen rodenticida, semejante al fosfuro de zinc, pero es muy tóxico para las personas (Meehan, 1984).

3.4.2.15 Aerosoles y fumigantes

Otros productos ya mencionados más arriba han sido testados como fumigantes de contenedores para impedir el transporte accidental de ofidios. Así, las piretrinas son potencialmente adecuadas (Savarie & Brugges, 1999), pero en ensayos con ejemplares semiprotegidos la eficacia es muy baja (Brooks *et al.*, 1998c).

Tóxicos

La rotenona es muy tóxica para algunos ofidios y también se ha considerado para fumigaciones (Brooks *et al.*, 1998a; b; Johnston *et al.*, 2001b).

El dióxido de carbono no es un gas tóxico pero produce asfixia al desplazar al oxígeno. Es seguro para el operario pero no muy eficiente debido a la necesidad e estanqueidad y altas concentraciones de gas. Se puede emplear para la eutanasia de animales que puedan introducirse (mejor con trampa y todo) en un recipiente hermético (una bolsa de plástico) en el que se pueda aplicar un cartucho de CO₂. El monóxido de carbono es muy tóxico, por lo que sólo se usa al aire libre. Una fuente habitual de este gas es un motor de explosión de gasolina sin catalizador (Meehan, 1984).

El disulfuro de carbono es útil para fumigar recintos herméticos susceptibles de alojar roedores y serpientes (Meehan, 1984; Savarie & Brugges, 1999), pero es muy peligrosos por sus propiedades explosivas (Meehan, 1984). Otros productos empleados para la fumigación de contenedores, en concreto contra serpientes, son el formaldehído, el bromuro de metilo el tetracloroetano o el fluoruro de sulfurilo (Savarie *et al.*, 1991; Savarie & Brugges, 1999). El bromuro de metilo es especialmente peligroso en su manipulación si se emplean guantes o ropa ajustada, ya que si de ordinario se evapora y no entra en contacto con la piel sino unos instantes, si empapa la ropa, el calzado o los guantes, el contacto es más prolongado y produce quemaduras; además, es tóxico por inhalación (Timm, 1994).

3.4.2.16 Otros productos

El DRC-1339 es un avicida que se metaboliza antes de producir la muerte, por lo que los carroñeros están más a salvo de intoxicación secundaria. Además, es menos tóxico para la mayor parte de los mamíferos y para las rapaces diurnas, además de algunas paseriformes (Timm, 1994; Seamans & Belant, 1999; Eisemann *et al.*, 2001). Las especies más sensibles son paseriformes medianos y grandes como los córvidos, estúrnidos, icteridos y túrdidos, galliformes y columbiformes, así como al menos alguna rapaz nocturna, como la lechuza; las especies menos sensibles son las pequeñas paseriformes granívoras y las falconiformes, mientras que las anátidas se encuentran en un término medio (Timm, 1994; Eisemann *et al.*, 2001). Resulta menos efectivo que la alfacloralosa con gaviotas (Seamans & Belant, 1999).

ANTU (alfa-naftiltiourea) sólo se emplea contra *R. norvegicus* aunque su eficacia no es muy grande ni siquiera con ratas jóvenes (Meehan, 1984; EXTTOXNET, 1998).

La crimidina es muy tóxica para los roedores, pero se conocen casos de ingestión de dosis suletales. Los animales intoxicados sufren convulsiones, incluso apenas 15 minutos tras la ingestión. Por ello no es recomendable, a pesar de que las aves parecen menos sensibles (Meehan, 1984).

La norbormida es un producto muy específico contra las especies de *Rattus*, en particular para *R. norvegicus*. El problema es que es muy poco palatable (Meehan, 1984; Lazarus, 1989).

La reserpina es sólo útil contra los ratones, y tiene un marcado efecto acumulativo. Los perros también son muy sensibles a este producto (Meehan, 1984).

3.4.3 Envenenamiento secundario y colateral

Los efectos sobre las especies no diana deben ser tenidos en cuenta. Se distinguen los efectos colaterales, derivados del consumo o inhalación accidentales de los productos tóxicos por especies no diana del envenenamiento secundario, que se produce cuando un depredador o carroñero consume un animal intoxicado.

Tóxicos

Las aves pueden ser más o menos susceptibles que los mamíferos a los anticoagulantes, según el producto (Meehan, 1984). Aunque muchas presentaciones se hacen para reducir el atractivo de los cebos para las aves, el envenenamiento secundario puede ocurrir cuando los insectos que hayan consumido cebo sean depredados por aves insectívoras. Esto es lo que se piensa que ocurrió con un *Copsychus sechellarum* en Seychelles que se encontró agonizante por hemorragia interna (Thorsen & Shorten, 1997). Sin embargo, en Galápagos, varios pinzones (*Geospiza* spp. y *Camarrhynchus* spp.) consumiendo sin limitaciones cebo con coumatetralilo no sufrieron mortalidad ni dieron muestras de malestar (Cruz & Cruz, 1987). Los *Petroica petroica australis* en NZ sufrieron una mortalidad próxima al 50% cuando el anticoagulante (brodifacum) se distribuyó abiertamente, pero el decremento no fue significativo cuando se emplearon comedores especialmente diseñados (Brown, 1997).

La warfarina no parece plantear un problema significativo de envenenamiento secundario, pero los anticoagulantes más potentes tienen más (Kaukeinen, 1982). Los mustélidos, o al menos las comadrejas parecen ser más susceptibles que otras especies, como las rapaces nocturnas (Townsend *et al.*, 1984).

Los anticoagulantes de segunda generación son más persistentes en los tejidos animales, lo que hace que el riesgo sea mayor. El brodifacum ha causado envenenamiento secundario en varias especies de carnívoros (Alterio *et al.*, 1997) y rapaces (Mendenhall & Pank, 1980; Dubock, 1985). Otros productos como la bromadiolona, la clorofacinona y la difacinona también producen envenenamiento secundario en rapaces nocturnas, aunque con diferencias entre especies y el difenacum producía hemorragias subletales (Mendenhall & Pank, 1980). Aunque cuando existen presas alternativas, no envenenadas, la mortalidad puede ser muy baja o inexistente (Kaukeinen, 1982; Merson *et al.*, 1984), la amenaza persiste en poblaciones insulares, que pueden depender tan sólo de los animales diana (Bell & Bell, 1997). La única forma de reducir los riesgos es limitar la cantidad de veneno empleada (Merson *et al.*, 1984). Una aproximación para reducir la muerte accidental de depredadores y carroñeros es el cebado pulsado, aunque el efecto real del decremento del envenenamiento secundario en el terreno no ha sido evaluado (Dubock, 1985). En todo caso, si no se trata de una especie amenazada de distribución restringida, incluso la mortalidad de toda la población local puede ser admisible ya que en poco tiempo se reemplazará por inmigración (Bell & Bell, 1997).

El brodifacum ha sido causante de la muerte de ejemplares de numerosas especies en NZ (Eason & Spurr, 1995), donde es general el sistema de siembra de cebos desde el aire en grandes densidades. Los artrópodos parece que no se ven afectados por el brodifacum y que lo metabolizan en pocos días; algunos moluscos podrían verse afectados y, en todo caso, los invertebrados pueden ser una fuente potencial de este tóxico para especies insectívoras durante los primeros días (Booth *et al.*, 2001). Los peces marinos tampoco parecen sufrir por la ingestión accidental de brodifacum (Empson & Miskelly, 1999). El uso de cebos placebo puede permitir evaluar el riesgo potencial de las campañas de erradicación (Dunlevy *et al.*, 2000; Dunlevy & Campbell, 2001), pero ello no siempre es posible por disponibilidad del cebo adecuado. El uso de colorantes en estos cebos placebo permite saber, gracias a las heces tintadas, qué proporción de ratas consumen el producto, para así evaluar la eficacia potencial de la campaña de envenenamiento (McClelland, 2002b).

La administración de brodifacum no afecta al tamaño o uso de los rangos vitales de *R. rattus* en los 3 a 5 días que tarda en actuar (Hooker & Innes, 1995).

La intoxicación secundaria se ha empleado para controlar pequeños carnívoros introducidos (Alterio *et al.*, 1997; Bell & Bell, 1997; Murphy, 1997; Brown *et al.*, 1998; Robertson *et al.*, 1998). Debido al riesgo de intoxicación de especies no diana, no se recomienda esta técnica, sino que deben de evitarse las concentraciones tan elevadas de tóxico que lleven al envenenamiento secundario.

Aunque se registran mortalidades en especies no diana, tras una campaña con siembra aérea de brodifacum, los parámetros reproductores parecen no verse afectados y las poblaciones se

Tóxicos

recuperan rápidamente por reclutamiento, en especial en las condiciones favorables creadas tras la erradicación (Empson & Miskelly, 1999).

Los cerdos se encuentran entre las especies animales más susceptibles a los anticoagulantes, especialmente a la warfarina (Meehan, 1984), aunque la experiencia para intentar controlar las poblaciones asilvestradas de esta especie no han sido muy fructíferas por diversas causas, entre otras que era necesario un consumo prolongado varios días (Choquenot *et al.*, 1990).

La difacinona parece ser menos tóxica para las rapaces nocturnas que el brodifacum y el difenacum, aunque todos ellos han causado muertes en al menos alguna especie (Mendelhall & Pank, 1980).

Las pruebas llevadas a cabo para probar la brometalina en el campo no produjeron envenenamientos colaterales ni secundarios (Spaulding *et al.*, 1985) y perros alimentados con ratas envenenadas con este producto no mostraron síntomas de envenenamiento o malestar (Jackson, 1985).

El fosfuro de zinc, además de no resultar atractivo para muchas especies debido a su intenso olor a ajo, se descompone al contacto con la humedad y, sobre todo, con los ácidos del tubo digestivo. Así, pierde sus propiedades en pocos días y no se acumula en los tejidos. Por ambas razones es improbable que produzca envenenamiento secundario (Timm, 1994).

Algunos productos son relativamente específicos o actúan de tal forma que les hace relativamente seguros. El escilirósido es emético para los mamíferos salvo los roedores (que son incapaces de vomitar), pero también la dosis tóxica suele ser inferior para otras especies que para la rata (Meehan, 1984; Jackson, 1985; Timm, 1994). Como la alfacloralosa es un narcótico que retarda el metabolismo, los animales de pequeño tamaño mueren por hipotermia, por lo que en teoría podría reanimarse a los ejemplares no diana mediante por calentamiento. Así, es relativamente seguro para los mamíferos de mayor tamaño que los ratones, pero es muy peligroso para las aves (Meehan, 1984). La alfaclorhidrina es un agente esterilizante muy específico para ciertos roedores, pero, a dosis altas, es venenoso, aunque para otros animales la dosis letal es considerablemente mayor (Jackson, 1985; Lazarus, 1989). El monofluoacetato sódico (1080) es mucho más tóxico para los mamíferos que para las aves (la dosis letal para buitres es 150 veces mayor que para el perro y unas 30 veces más que para el ganado doméstico) y que para los anfibios (hasta 3000 veces mayor para la rana que para el perro) (Meehan, 1984). La norbormida es muy específica para el género *Rattus*, pero es muy poco palatable (Meehan, 1984; Lazarus, 1989).

La tolerancia de los reptiles y anfibios a los anticoagulantes no ha sido muy estudiada, si bien se ha considerado tradicionalmente que, como los herpetos tienen una química de coagulación de la sangre diferente a la de los mamíferos, no deberían verse afectados por los anticoagulantes. Sin embargo, se han comprobado los efectos letales de la warfarina y el difenacum en *B. irregularis*, por consumo directo, si bien no produjeron hemorragias (Brooks *et al.*, 1998a). En Round Island, tras la liberación de grandes cantidades de brodifacum al medio (hasta 500 mg/ha), se observó a varios escíncidos comiendo el pienso ablandado por la lluvia y algunos ejemplares fueron encontrados muertos con niveles altos de brodifacum, aunque casi ninguno presentaba hemorragias internas; parece más bien que los animales de algún modo se vieron impedidos de termoregular adecuadamente y murieron de hipertermia por sobreexposición al sol (Merton, 1987). Entre los anfibios, se ha encontrado al menos en una ocasión a un cecílido (*Gymnophiona*) moribundo sangrando por la boca cerca de una estación de cebado (Thorsen & Shorten, 1997). Sin embargo, en otras operaciones intensivas no se encontró evidencia de mortalidad en reptiles por brodifacum, tras un seguimiento meticuloso (Empson & Miskelly, 1999). Se ha podido observar que *Podarcis lilfordi*, que tiene una dieta generalista que consumen alimentos desconocidos sin presentar neofobia, se muestran indiferentes ante cebos de parafina con cereales y 50 ppm de difenacum (observación personal).

Tóxicos

Por su parte, García *et al.* (2002) demuestran que los cebos de bromadiolona (50 ppm) en parafina no atraen a los geckos endémicos de isla Mona (*Sphaerodactylus monensis*), en Puerto Rico. Sin embargo, en un experimento anterior (Gaa, 1986, citado en García *et al.*, 2002) se obtuvieron mortalidades del 15 % tras la exposición de su congénere *S. macrolepis* a pienso con brodifacum (50 ppm). Ambas presentaciones llevaban el repelente Bitrex®, por lo que podría ser el sustrato (pienso o parafina) o el compuesto (brodifacum o bromadiolona) el que marca la diferencia entre los dos casos.

La retirada frecuente de cadáveres, contribuye a reducir el riesgo de envenenamiento secundario (Yom-Tov, 1980).

Es conveniente realizar pruebas de apetencia con las especies no diana que puedan verse atraídas por los cebos. Como con frecuencia se trata de especies amenazadas por acción de los depredadores, se pueden emplear especies próximas no amenazadas. Así, para evaluar el riesgo potencial de los anticoagulantes sobre *Sphaerodactylus micropithecus* de la isla Monito se efectuaron pruebas sobre dos congéneres *S. macrolepis* y *S. monensis* (García *et al.*, 2002).

Finalmente, además de elegir un cebo adecuado y una dosificación acorde con la especie diana, se debe de elegir la época más adecuada para las especies no diana para evitar muertes inaceptables. Por ejemplo, la época de hibernación o de menor actividad de los reptiles o la de ausencia de las aves marinas de las áreas de cría puede ser la mejor para efectuar actuaciones de este tipo. Además, el diseño de las estaciones de cebado puede ser definitivo para evitar el acceso de las especies no diana.

3.4.4 Contactos

3.4.4.1 Marcas comerciales y distribuidores

A título de ejemplo, a continuación se indican algunas casas productoras y distribuidoras de cebos para roedores. Están ordenados alfabéticamente por sustancia activa y nombre del producto

Producto	Sustancia activa	Concentración	Presentación	peso	Fabricante	Distribuidor
Klerat ®	Brodifacum	50 ppm	Bloques de parafina con agujero central	20 g	Syngenta	
Superklerat ® Superratak ®	Brodifacum	50 ppm	Pienso granulado		Syngenta	
Talon ®	Brodifacum	50 ppm (y 20 ppm)	bloques de parafina con agujero central	20 g	Sorex	Killgerm Sanitrade
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	bloques de parafina con anilla para fijación	250 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	bloques de parafina en bolsa	30 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm	bloques de parafina con agujero central	15 g	Quimunsa	Quimunsa
Muribrom ®	Bromadiolona	50 ppm y 100 ppm	cebo granulado en bolsas	25 y 50 g	Quimunsa	Quimunsa
Ratonex ®	Bromadiolona		bloques cilíndricos de parafina con cereal	15 gr	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex ®	Bromadiolona		Bloques de parafina con cereal	50 g	Will Kill	Will Kill Killgerm

Tóxicos

Ratonex H ®	Bromadiolona		Bloques de parafina con cereal con agujero	100 g	Will Kill	Will Kill
Spyant ®	Bromadiolona		bloques de parafina con agujero	50 g	Vectem	Vectem
Spyant ®	Bromadiolona		cebo de sémola en bolsas y a granel		Vectem	Vectem
Ssuper spyant ®	Bromadiolona		cebo de cereal en bolsas y a granel		Vectem	Vectem
Racumin ®	Coumatetralilo	375 ppm	Bolsas con pasta	10 g	Bayer	
Neosorex ®	Difenacum	50 ppm	bloques de parafina y cereal	24 g	Sorex	Killgerm
Ratonex ®	Difenacum		bloques estrellados de parafina con cereal	15 gr	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex ®	Difenacum		Bloques de parafina con cereal	50 gr	Will Kill	Will Kill Killgerm
Ratonex H ®	Difenacum		Bloques de parafina con cereal con agujero	100 g	Will Kill	Will Kill
Sorex ®	Difenacum+ calciferol		bloques de parafina y cereal	24 g	Sorex	Killgerm
Rodentozul ®	Difetialona		bloques de parafina con agujero	50 g	Vectem	Vectem
Rodentozul ®	Difetialona		cebo de sémola o cereal en bolsas y a granel		Vectem	Vectem
Rodilón ®	Difetialona	25 ppm	bolsas con cebo	10 g	Bayer	
Storm ®	Flocumafen	50 ppm	bloques de parafina y cereal	15 g	Basf/Sorex	

Salvo error de transcripción, las características expresadas proceden de prospectos y publicidad de las casas comerciales, por lo que no nos hacemos responsables de errores en dicha información. Existen otras presentaciones de los mismos productos pero que no se comercializan en España y/o Portugal. En todo caso contactar con las casas para más información.

Algunas casas pueden ofrecer productos fabricados por otras, como es el Talon ®, comercializado en Portugal por Syngenta y otros productos de esta empresa comercializados en Europa por Sorex. Diversas fusiones y escisiones empresariales han conducido a que haya cambiado el nombre del fabricante. Así, Syngenta es el sucesor de las secciones agrarias de ICI, Zeltia y Zeneca y Basf se ocupa de la rama sanitaria de Cyanamid.

Killgerm, S.A.
 Carrer de l'Enginy, 9
 08840 Viladecans, Barcelona, España
 tel 34 93 638 04 60
 fax 34 93 638 04 92
killgerm.iberia@killgerm.com
 SaniTrade
 Avda. Pirineos, 9 Nave 6
 Polígono industrial Sur
 28709 San Sebastián de los Reyes, Madrid, España.
 tel. 34 91 659 02 52
 fax. 34 91 659 02 54
snitrade@sanitrade.es
 Will-Kill, S.A.
 4 de noviembre, 6
 07011 Palma de Mallorca, Baleares, España

Tóxicos

tel. 34 971 20 30 13
fax. 34 971 75 94 34
jl.labadie@willkill.com
QUIMUNSA, Química de Munguía, S.A.
Zabalondo, 44
48100 Munguía – Vizcaya
España
Tel: 34 94 674 10 85
Fax: 34 94 674 48 29
info@quimunsa.com
VECTEM, S.A.
Wagner, 22
08191 RUBÍ
Barcelona (España)
Tel.: 34 936 997 258
Fax: 34 936 971 192
vectem@vectem.com
Zelnova, S.A.
Apartado 7 - 36400 Porriño (Pontevedra) España
Tel: 34 986 344 051
Fax: 34 986 337 951
zelnova@zelnova.com

Bayer

España www.bayer.es

Portugal www.agro.bayer.com.pt

Syngenta

España www.syngentaagro.es

Portugal www.syngenta.pt

3.4.4.2 Bases de datos sobre toxicología

www.alanwood.net/pesticides/class_pesticides.html (base de datos de pesticidas, con las fórmulas químicas)

www.hclrss.demon.co.uk

ace.orst.edu/info/extoxnet/pips/ghindex.html

Tóxicos

www.pesticideinfo.org/Index.html (contiene referencias sobre los efectos de los pesticidas sobre diferentes organismos)

www.mapya.es/productosfitos/MenuConsultas.htm (registro de productos fitosanitarios)

www.juntadeandalucia.es/agriculturaypesca/sanidadVegetal/productos/c_materia.jsp
(registro de productos toxicológicos de Andalucía)

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.5 CEBOS, SEÑUELOS Y ATRAYENTES

3.5.1 Principios generales

Diversos estudios han analizado la eficacia de distintos métodos de atracción para vertebrados. A pesar de que ciertas líneas generales pueden ser más o menos claras para algunas especies, hay que tener en cuenta que la capacidad de atracción de un cebo tiene una componente individual muy importante y que también se han detectado diferencias radicales en el atractivo de un cebo en una población o en otra. Esto depende, seguramente, de múltiples factores, hereditarios y adquiridos. Entre los primeros, se puede mencionar la diferente apetencia que sienten distintas poblaciones de gatos por extractos vegetales (ver 3.5.2.5).

3.5.2 Descripción

3.5.2.1 Presas vivas y otros alimentos

En el caso de emplear presas vivas, éstas deben de mantenerse en condiciones que aseguren su supervivencia, proporcionando sombra, agua y alimento en caso necesario.

Entre los alimentos utilizados para atraer depredadores están:

- **carroñas**, junto a las que se pueden instalar trampas o situarse un tirador en un escondite.
- **pescado**, fresco o en lata, o aceite de pescado. El aceite de hígado de bacalao suele ser demasiado refinado. Si se puede encontrar algún aceite más basto, suele ser más oloroso. Estos aceites pueden servir para “refrescar” un cebo que haya perdido su olor. En Chafarinas, durante el trapeo de ratas para la estima poblacional, se mezclaba el aceite de pescado con un poco de harina y azúcar para hacerlo más consistente; también se han añadido pescado en aceite (de preferencia sardinas o caballa) machacado mezclado con aceite de girasol cuando no se ha podido obtener aceite de pescado suficientemente oloroso. Las sardinas en lata y su aceite se ha empleado para trapear gatos en Canarias (Illera, 1999; Rando & López, 2001) y forman parte del cebo empleado en Baleares para la administración de alfacloralosa (J. Mayol, com. pers. 2003).
- **comida para mascotas**, empleada con frecuencia las de olor a pescado
- **fiambres**, como chorizo que tiene una mayor persistencia que la carne fresca (empleado para cazar gatos en Madeira), o salchichas frescas, como las usadas en un cebo específico para gatos en Australia (Algar *et al.*, 2002). Este último es un producto patentado con potenciadores de sabor especialmente atractivos para los gatos.
- **pan** (empleado, por ejemplo, para precebar tanto estaciones de trapeo como de cebado o para comprobar el rechazo del cebo en Chafarinas, con rata). Untado con margarina se ha empleado para suministrar narcóticos a gaviotas patiamarillas (Álvarez, 1992).
- **queso**, ...
- diversas mezclas basadas en **harinas y aceites**, con frecuencia rancios. La denominada “mecha polaca” es pedazo de mecha de farol empapado en aceite rancio de freír pescado.

Cebos, Señuelos y Atrayentes

Andelt & Woolley (1996) usan harina de maíz refrita, con cierto atractivo para las ardillas. La manteca de cacahuete es también muy atractiva para roedores (Kessler, 2002)

- **forrajes** como el maíz, la alfalfa, coles, zanahorias, manzanas, ... pueden ser atractivos cuando hay escasez de alimentos alternativos
- **sal**, que resulta muy atractiva para los rumiantes
- **agua**, en los lugares y estaciones donde esta es un factor limitante y según las especies
- diversos aromas incrementan el atractivo de los cebos como el anís, la vainillina o la canela.

Algunos animales son muy fieles a sus fuentes de agua, por lo que el vallado de las mismas puede facilitar su captura (Parkes *et al.*, 1996). También se pueden aprovechar los bebederos para realizar aguardos, nocturnos o diurnos, en el caso de emplear el disparo.

3.5.2.2 Olores sociales

Con este nombre denominamos a las sustancias que ejercen una atracción específica sobre una especie debido a su parecido con los olores de reconocimiento conespecífico. El ejemplo más claro son la feromonas, hormonas de atracción sexual. Estas sustancias se depositan con frecuencia junto a las deposiciones o la orina de los animales territoriales.

Las feromonas se usan tanto para atraer a los carnívoros como para repeler a sus presas. Los productos varían desde extractos de glándulas, a orina o heces. Normalmente se trata de feromonas de carnívoros, pero también se usa almizcle procedente de ungulados.

Pueden adquirirse por comercio electrónico o pueden aprovecharse la producción de animales locales; por ejemplo, pueden recolectarse heces u orina de gatos o perros domésticos como atrayente para los animales cimarrones.

Algunos proveedores de cebos basados en orina, heces o glándulas son los siguientes:

Murray's Lures & Trapping Supplies - RR 1

Box 18A, Elizabeth, WV 26143

www.murrayslures.com/catalog.htm

Jeff Robinson and sons- P.O. Box 603

Monroeville, OH 44847

www.jrandsons.com/specialty_products.htm

Adirondack Outdoor Company - P.O. Box 86,

Elizabethtown, NY 12932

www.adirondackoutdoor.com/animalurine.htm

Sullivan Promotions - 429 Upper Twin - Blue

Creek OH 45616

www.sullivansline.com/sline/lure/lurehome.htm

Wildlife Control Supplies - P.O. Box 653

Simsbury, CT 06070

www.collarum.com/parts.htm#bait

Además de los olores de reconocimiento sexual, ciertos olores indicativos de la actividad de miembros de la misma especie actúan como atrayentes. El disulfuro carbónico es una sustancia presente en el aliento de los roedores. Se ha probado su eficacia tanto para *R. rattus* como para *R.*

Cebos, Señuelos y Atrayentes

norvegicus aunque su volatilidad es una limitación para su empleo (O'Connor & Eason, 2000; Shumake & Hake, 2001; Parshad, 2002).

3.5.2.3 Olores de presas

En lugar de emplear directamente presas que duran poco como cebo (por muerte si están vivas o por pudrición si están muertas) se han comenzado a desarrollar cebos basados en olores de presas para mustélidos (Byrom, 2001; DoC, 2002b). También se han efectuado experimentos exitosos con saliva de roedores (Chyszar *et al.*, 1997) y con gallinazo (Fritts *et al.*, 1989) para atraer ofidios.

3.5.2.4 FAS

Una mezcla de varios ácidos grasos presentes en el huevo podrido (Fatty Acid Scent, FAS) fue descrito por Roughton (1982). Es muy utilizado para atraer diversas especies de carnívoros (Sargeant *et al.*, 1998), pero especialmente de cánidos.

Se presenta en un disco de escayola empapado en el producto (Roughton & Sweeny, 1982).

La composición (en volumen) del FAS es la siguiente:

Acido	%
Acético	1.48
Propionico	4.42
Isobutírico	1.60
Butírico	26.70
Isovalérico (3-metil-butanoico)	1.79
Valérico	8.14
Isocaproico (4- metil -valérico)	2.12
Caproico (hexanoico)	30.27
Heptanoico	12.71
Caprílico (octanoico)	10.80

3.5.2.5 Extractos vegetales

Varias especies de carnívoros se sienten atraídas por olores de origen vegetal. Esta atracción no está ligada a la alimentación, sino que parece resultar agradable en sí. Se trata de un fenómeno determinado genéticamente, por lo que algunos ejemplares o poblaciones pueden ser más sensibles que otros a estos olores o incluso resultarles indiferentes.

La valeriana (*Valeriana officinalis*) ha mostrado su eficacia sobre gatos en Escocia pero no en Seychelles. La nébeda (*Nepeta cataria*) es más efectiva y específica que la valeriana, pero también existen casos de ausencia de atracción. El olor de las raíces de los arbustos del género *Actinidia* es uno de los más atractivos para los gatos (Veitch, 1985; Fitzgerald, 1990; Clapperton *et al.*, 1994). La valeriana también es atractiva para otras especies, en particular para los cánidos (Bateman, 1988).

Cebos, Señuelos y Atrayentes

3.5.2.6 Reclamos sonoros

Se han emplado reclamos electrónicos para atraer gatos a estaciones de trapeo (Algar *et al.*, 2002). También se usan reclamos sonoros para estimular la respuesta de batracios y localizarlos (DoC, 2002a). Un método habitual para atraer aves para su observación o estudio es la reproducción de registros grabados con el canto de dicha especie (Gaunt & Oring, 1997). Se ha usado para controlar invasoras, concretamente para atraer al vaquero cabecicafé *Molothrus ater* a un lugar donde se encuentra un tirador que dispara sobre ellos (Summers *et al.*, 2000).

3.5.2.7 Señuelos

Los señuelos o cimbeles han sido frecuentemente utilizados para la caza de aves.

Se pueden emplear señuelos vivos o modelos (aves disecadas, por ejemplo) para atraer aves invasoras. Cuando se emplean trampas comunales, como la trampa MAFF, las primeras capturas actúan como señuelos para atraer a otras aves bien debido a un carácter gregario o por defensa del territorio. Lo mismo sucede en las trampas comunales de varias especies de ungulados, ya que al tratarse de animales gregarios entran más fácilmente en el cercado o la jaula si ya existe un animal en el interior, siempre que éste no se encuentre alarmado.

3.5.3 Contactos

3.5.3.1 Distribuidores

Orina

www.murrayslures.com/predurn.htm

www.gemplers.com/a/shop/list.asp?UID=2003030305330958&GEN2=&GEN3=&GEN9=0&SKW=1P3PRE&c=catpest

www.adirondackoutdoor.com/animalurine.htm

www.sullivanline.com/sline/lure/lurehome.htm

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.6 ESTACIONES DE CEBADO

3.6.1 Principios generales

Las estaciones de cebado son recomendables cuando es probable el consumo del cebo por especies no diana o cuando es necesario protegerlo de los elementos.

El diseño de la estación puede potenciar el consumo del cebo si mejora su accesibilidad. Así, se probaron dos tipos de estación (bidones de plástico y cajas de madera) con dos tipos de cebo (pienso y bloques de parafina) y mientras que el cebo preferido se consumía en los dos tipos de estación sin diferencias, los bloques de parafina eran más consumidos en la caja que los hacía más accesibles al mantenerlos colgados (Aranda *et al.*, 1992).

En el caso de algunos depredadores, como el gato o el erizo, las estaciones de cebado no parecen muy útiles para la presentación de cebos envenenados (Maloney & Murray, 2000). Sin embargo, sí lo son para los roedores.

3.6.2 Descripción

En otras ocasiones se han empleado bidones de plástico (Aguilar & Cozar, 1988; Aranda *et al.*, 1992). Algunos autores mencionan que existe un cierto rechazo por parte de *R. rattus* hacia los bidones de plástico (McFadden, 1984) aunque en comparaciones con otro tipo de estaciones no se han notado diferencias (Aranda *et al.*, 1992).

La estación de cebado puede ser simplemente un medio de mantener el cebo a cierta altura, para evitar el consumo por especies no diana. En Lobos (Canarias) se colocaron cebos envenenados para gatos en platillos elevados con una varilla (Ardura & Calabuig, 1993). Para impedir a los cangrejos tomar el cebo destinado a gatos, se usaron vasos de plástico invertidos y llenos de arena en las Antillas Británicas (Mitchell *et al.*, 2002).

El modelo más frecuente es un tubo de plástico horizontal con el cebo en el interior (Coulter *et al.*, 1985; Moors *et al.*, 1992; Robertson *et al.*, 1998). Normalmente se emplea tubo de PVC de en torno a 10 cm de diámetro y una longitud de 24 (García *et al.*, 2002). Los tubos de plástico no son demasiado interesantes si se emplea cebo a granel (Aranda *et al.*, 1992). En el islote de Es Pantaleu (Mallorca) se han empleado con un cebo parafinado sujeto en el centro del tubo con alambre (obs.pers., 2003).

En Madeira, se han usado cajas de madera conteniendo bloques de parafina en un alambre (Costa *in litt.*, 1991). En estas cajas, el área donde se localiza el alambre con el cebo se separa del corredor de entrada por un tabique bajo, de modo que el cebo no sea accesible desde el exterior. Estas cajas son muy ventajosas en lugares inaccesibles en las que el cebado debe de hacerse esporádicamente (Zino *et al.*, 1995b). Se ha comprobado su eficacia en Chafarinas, incluso las ratas las encontraban más confortables que otro tipo de estaciones, a juzgar por los signos de actividad, lo que se consideró una desventaja ya que las ratas instaladas en las cajas impedirían el acceso a otras que pudieran consumir el cebo (Aranda *et al.*, 1992). La ventaja de estas estaciones es que son muy durables, pero resultan muy pesadas si hay que desplazarse con un gran número de ellas (Aranda *et al.*, 1992).

Estaciones de cebado

McFadden (1984) ensaya con éxito unos cebaderos en forma de tolva cubiertos por un cubo invertido en el que se habían realizado varias entradas. Este tipo de cebadero en tolva ha sido probado en Chafarinas, pero se consideró que era demasiado engorroso de manejar (Aranda *et al.*, 1992).

Una estación de cebado empleada en NZ consistía en un tubo de plástico resistente fijados a un árbol. El acceso estaba en la base que permitía a las ratas y ratones acceder al cebo. Estas estaciones fueron muy eficaces para excluir a las especies no diana y no se perdió eficacia en el tratamiento (Brown, 1997; Brown *et al.*, 1998).

Se ha diseñado una estación de cebado relativamente compleja para impedir el acceso de las especies no diana, concretamente de roedores en Barrow Island. Esta consiste en un cubo con una tapa a la que se han realizado agujeros de 38mm y hasta la que se trepa por rampas. El cubo se encuentra semirrelleno de arena sobre la que se coloca el cebo. La salida del cubo se facilita por rampas interiores (Morris, 2002).

En las Baleares, para reducir el acceso de lagartijas endémicas, se han empleado cubos de plástico con tapa con una capacidad de 10 a 20 l. Se realizaba un orificio de 5,8 cm de diámetro para el acceso de los roedores a 14 cm de altura. El cebo, en bloques parafinados con agujero, se disponían sujetos con un alambre para impedir su extracción por las ratas. Se ha visto que es conveniente lastrar con un buen número de piedras en el interior, para evitar que vuelquen y que las lagartijas que lleguen a entrar por accidente tengan fácil la salida, ya que en algunos casos se verificó la muerte por hipotermia (los bidones acumulaban una pequeña cantidad de agua) y se ha comprobado el canibalismo cuando varias lagartijas se encontraban en la misma estación (GENA, 2003). Puede ser conveniente la realización de un pequeño agujero de drenaje en la base para impedir que, en caso de lluvia intensa o de deterioro de la tapa o del cubo, este se inunde, estropeando el cebo o poniendo en riesgo de ahogamiento a las capturas accidentales.

Recientemente se han desarrollado estaciones de cebado más o menos específicas para un tipo determinado de cebos. En general, tienen una entrada a ras de suelo y un compartimento para el cebo. Este suele tener la posibilidad de disponer una varilla para sujetar los bloques con agujero y compartimentos para los bloques sin agujero y los piensos. Algunos modelos cuentan con una cerradura que mejora la seguridad y evita la manipulación por curiosos. También existe la posibilidad de instalación en el interior de algunas versiones de un cepo en lugar de cebos tóxicos. Las empresas que comercializan este material son las mismas que distribuyen los cebos tóxicos (ver 3.4.4.1).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.7 DISPARO

3.7.1 Principios generales

El disparo es uno de los métodos más específicos para controlar vertebrados terrestres. Ha sido empleado con gran número de especies introducidas, desde aves de todo tamaño, desde passeriformes a anátidas, a mamíferos como las cabras, los gatos o los conejos, incluso las ardillas o los reptiles, como los ofidios.

A continuación se describen varios métodos que no están autorizados como modalidades de caza y, por lo tanto, están prohibidos con carácter general. Dado que en el control de especies introducidas se considera de extremada importancia la precisión y la eliminación de riesgos colaterales, está plenamente justificado el uso de tales técnicas no cinegéticas para el control de los vertebrados invasores. En todo caso, sea cual sea el método empleado, se deberán solicitar y obtener los permisos administrativos pertinentes e informar a las autoridades competentes sobre las actividades que se realizan por estos métodos.

3.7.2 Descripción

3.7.2.1 Armamento y munición

Se han empleado tres tipos de armas: armas de fuego de ánima rayada, escopetas y armas de aire comprimido.

Rifles y carabinas

El calibre más empleado es el .22 para abatir animales de media talla, como gatos (Huntley, 1996), conejo (Merton, 1987) o patos (Rose & Jackson, 1995; Garrido *et al.*, 2003), pero también grandes, como la cabra (Parkes, 1984; Bell, 1995; Kessler, 2002). Se trata de un calibre empleado en tiro de competición pero ilegal en España y en Portugal para la caza. Sin embargo, es muy útil en el control de especies invasoras. Se trata de armas pequeñas y ligeras, muy portátiles, lo que facilita su uso cuando hay que hacer desplazamientos a pie. Al ser un calibre pequeño, el proyectil es muy penetrante, por lo que es fácil que produzca heridas de gravedad pero que no ocasione la muerte. Por ello se recomienda el uso de munición expansiva, que es mucho más eficaz en ocasionar una muerte humana y evitar que queden animales heridos. Eso se hace, por ejemplo, para el control de malvasía canela, *Oxyura jamaicensis* en la Península Ibérica en distancias menores a los 100 m (Garrido *et al.*, 2003). Para asegurar una muerte rápida, los animales de mayor tamaño, como la cabra, deberían ser abatidos con calibre .222 con punta blanda (expansiva) y cargas de 50 Gr. (Parkes *et al.*, 1996). Ese calibre se recomienda, por ejemplo, para el zorro (Land Protection, 2001b). El calibre .223 se han empleado contra cabras y cerdos (Kessler, 2002).

El calibre 243 se ha empleado para controlar malvasía canela en distancias mayores de 100 m (Garrido *et al.*, 2003).

Disparo

Escopetas

El calibre más utilizado es el 12 cargado con perdigón. Para el control de malvasía canela en España se emplea cuando no existe riesgo de alcanzar a otras especies, especialmente la malvasía cabeciblanca con la que la especie alóctona forma bandos mixtos; no se recomienda por encima de los 50 o 60 m de distancia (Garrido *et al.*, 2003). También se ha empleado contra otros animales de tamaño medio, como los conejos y los gatos (Merton, 1987; Huntley, 1996).

Para controlar gaviotas en aeropuertos, concretamente en el JFK, se han usado perdigones de acero #4 (Dolbeer, 1998) lo mismo que en las Baleares.

Armas de aire comprimido

Las armas de aire comprimido tienen la ventaja de ser más silenciosas y más ligeras que carabinas o escopetas. Su uso está prohibido con fines cinegéticos en España y en Portugal.

Tanto las pistolas como las carabinas de aire comprimido se han usado en el control de la mina y las cotorras argentinas (Lucking, com. pers., 1998; J. Mayol, com. pers., 2003). En las Baleares, se han empleado con éxito carabinas de aire comprimido para disparar a gaviotas en vertederos. Las aves están habituadas a las máquinas de trabajo desde donde se pueden efectuar disparos a muy corta distancia (J. Mayol, com. pers., 2003).

3.7.2.2 Método

Se han usado ojeos y batidas para diferentes especies. La malvasía se ha cazado con ojeadores conectados por radio que van dirigiendo al bando hacia el lugar más conveniente para ejecutar el tiro, con carabina.

Para la malvasía canela también se ha empleado la persecución de un bando desde embarcación a motor, tirando luego con escopeta.

También se ha usado el rececho desde un escondite flotante para aproximarse a los animales a abatir con la *O. jamaicensis* (Garrido *et al.*, 2003).

Otra técnica es el ojeo por tiradores, en los que el personal armado se mueve en paralelo batiendo un cierto área y disparando contra los animales cuando se levantan. Sería equiparable con el método de caza en mano empleado en España con la caza menor. Es muy útil en bosque denso contra cabras (Kessler, 2002).

El tiro de precisión desde helicóptero sólo es útil al principio y en áreas abiertas, o en riscos difíciles de alcanzar a pie. Se ha empleado mucho con cabra (Kessler, 2002)

3.7.2.3 Accesorios

Miras telescópicas

Kessler (2002) recomienda el empleo de miras telescópicas de especificaciones militares para que aguanten las duras condiciones a las que las someten.

Focos

Son útiles para poder disparar contra gran variedad de especies, desde gatos a ungulados (Warturton & Sadleir, 1990a; Huntley, 1996; TWDMS, 1998g, m; Kessler, 2002). Pueden usarse tanto en aguardos como si se buscan animales por la noche desde vehículo. Los aguardos pueden

Disparo

realizarse en áreas de especial querencia (puntos de agua, por ejemplo) o en sitios cebados ex profeso.

Existen linternas de gran potencia especialmente diseñadas para acoplar a armas largas.

Artefactos de visión nocturna

Por lo general se trata de dos tipos de aparatos: intensificadores de luz y visores de rayos infrarrojos. Los primeros multiplican la cantidad de luz que llega a un objeto desde la luna o las estrellas. Los visores de infrarrojos registran la radiación invisible IR que puede tener dos orígenes: bien una lámpara de rayos IR, bien la propia temperatura de los cuerpos que se encuentran en el campo del visor.

Silenciadores

Los silenciadores no son legales para la caza deportiva, pero son muy útiles cuando se trata de controlar especies invasivas. Se requerirían las autorizaciones administrativas pertinentes.

Apoyos

Se recomienda el uso sistemático de apoyos para mejorar la precisión siempre que el tiro no sea contra blancos en movimiento. Los trípodes y bípodes son especialmente recomendables, pero se podrán emplear los vehículos o diferentes apoyos disponibles in situ.

3.7.2.4 Personal implicado

El empleo de tiradores profesionales o de cazadores se ha tratado con amplitud en el apartado 1.5.10. Es conveniente que se haga el mayor esfuerzo posible desde el principio, ya que ello incrementa la efectividad y reduce los gastos (Parkes, 1989a; 1990a, b).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.8 JUDAS

3.8.1 Principios generales

La cabra Judas es, en inicio, una res mansa que conduce a sus congéneres de los corrales al matadero. En nuestro contexto, se dice de un animal de la misma especie que, equipado de un emisor de radio (en origen era un cencerro), lleva a los cazadores hasta sus semejantes.

Según avanza un programa de erradicación basado en la localización de animales (concretamente por disparo) sea más difícil dar con los supervivientes, tanto por su menor densidad como por la evasión hacia el cazador (Thomas, 2002a). El comportamiento evasivo varía notablemente según el método de caza (Aranda *et al.* 1996). Además, si la vegetación empieza a recuperarse, la localización se hace aún más difícil (Parkes, 1990).

En Tenerife, se ha utilizado para *Ovis gmelini* en el PN del Teide (Durbán, 2003) y en Deserta Grande (Madeira).

Se han utilizado en Nueva Zelanda (Thomas, 2002a), Australia (NPWS, 2003), Galápagos (Campbell, 2002), en Seychelles (Rainbolt & Coblenz, 1999), en las islas Channel de California (Keegan *et al.*, 1994), etc. Las especies diana han sido cabras en origen, pero también thars, cerdos, ciervos, caballos o burros (Johnson, 1999; Hondelink, 2002; Nugent, 2002; NPWS, 2003). También se intentó esta técnica en España para intentar localizar los últimos bucardos (*Capra pyrenaica pyrenaica*) en el valle de Ordesa con individuos estériles de otra subespecie. En Alaska se ha usado también para eliminar manadas conflictivas de lobos y se ha recomendado su uso con perros (Green & Gipson, 1994).

3.8.2 Descripción

El uso de judas no es naturalmente una solución aislada, si bien resulta de gran ayuda si se han eliminado primero tantos animales asilvestrados como sea posible (Thomas, 2002a). También es útil para asegurarse de la erradicación ha sido efectiva (Campbell, 2002). La eficacia en el control de cabras usando Judas puede ser el doble que sin ellas (Rainbolt & Coblenz, 1999).

Thomas (2002b) diferencia la “cabra Judas”, que serviría para localizar a las cabras asilvestradas para abatirlas de la “cabra monitor”, que permite conocer la distribución de rebaños y cabras en una región y de la “cabra centinela”, que permite detectar a ejemplares que escapan de un área tratada.

El origen y las características de los individuos que se empleen con este fin es trascendente. Así, el uso de cabras domésticas liberadas no es muy exitoso (Barron, 2002; Cross, 2002) y los machos castrados son inútiles (Campbell, 2002). Los juveniles son más rápidamente aceptados socialmente, dado que forma parte de su comportamiento natural en buscar nuevos rebaños y que los animales mayores son menos sociables (Campbell, 2002; Cross, 2002). Si las hembras están preñadas, durante cierto período no resultan útiles, ya que se apartan para tener las crías (Barron, 2002). Las hembras en celo entran enseguida en contacto con los machos y si no los encuentran, se unen a grupos de hembras. Por ello lo ideal es esterilizar a las hembras por ligaduras de trompas e inducirles celos mediante implantes de hormonas; el procesado total cuesta unos 17 \$ (Campbell, 2002). Es también conveniente que los Judas se liberen en zonas análogas a las de procedencia (Cross, 2002).

Judas

La captura inicial de los Judas puede realizarse con ayuda de perros (Cross, 2002), con redes cañón desde helicóptero (Hondelink, 2002) u otro método habitual para la captura en vivo de ungulados salvajes.

Se puede encontrar más información sobre las técnicas de Judas en el taller que sobre esta cuestión se desarrolló en NZ en 2002 (www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Judas-Workshop-2002/).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.9 CONTROL DE LA REPRODUCCIÓN

3.9.1 Principios generales

El control de la reproducción es una vía incruenta de controlar el crecimiento de una población. Para aproximarse al mismo resultado que eliminando a un adulto, se debe impedir su reproducción de por vida o eliminar a toda la descendencia que sea capaz de engendrar. En teoría, la esterilización, o la eliminación de toda la descendencia equivale a una “eliminación virtual” del adulto en la población. Esto no es así por dos razones. En primer lugar, la supervivencia del individuo hace que siga existiendo un problema de consumo de recursos (depredación, herbivoría), por lo que sólo parece razonable si se obtiene un beneficio a cambio. En segundo lugar, el aumento de la esperanza de vida de las crías nacidas de otros individuos compensa rápidamente el descenso de la natalidad.

Desde el punto de vista de administración de los recursos, los costes de esterilización, quirúrgica o química, o de la eliminación de huevos son superiores a los de la eliminación física del adulto.

Por ello, la elección de métodos de control de la reproducción se justifica en los siguientes casos:

- En los casos en que la población de adultos sea menos accesible que sus huevos (caso de los anfibios), la recolección de puestas debería ser una actividad complementaria a la eliminación de adultos.
- En los casos de especies autóctonas invasoras en las que se pretenda frenar el incremento en determinadas áreas, el control de la reproducción puede contribuir a alcanzar dicho objetivo.

En ningún caso se debería optar por el control de la reproducción como método único de manejo de una población invasora cuando la mera presencia de dicha población cause algún tipo de daño ambiental.

3.9.2 Descripción

3.9.2.1 Aceitado de huevos

Varias sustancias pueden utilizarse para ocluir los poros de la cáscara del huevo. De ese modo se interrumpe el normal intercambio de gases y se mata al embrión (Smith *et al.*, 1999). La inmersión de huevos en parafina líquida impide la eclosión hasta en un 100 % de los casos. Se ha empleado en control experimental de nidos de malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) en el Reino Unido (Hughes, 1996). La parafina penetra rápidamente la cáscara y mata al embrión en poco tiempo (Smith *et al.*, 1999).

Con este objeto, también se ha utilizado aceite de maíz (Mazzocchi, 1999; Johnson *et al.*, 2001), que, de hecho, es el único que se autoriza en los Estados Unidos con este fin (Smith *et al.*, 1999).

Control de la reproducción

Los huevos también pueden rociarse con una emulsión oleosa con la misma finalidad (Thomas, 1972). Esta fumigación se puede hacer con un fumigador de mochila sólo en la parte expuesta de los huevos a un coste muy bajo y con una eficacia elevada (Bédard *et al.*, 1999; Mazzocchi, 1999; Johnson *et al.*, 2001). Se pueden hacer varias campañas para asegurar que todos los huevos son rociados al menos dos veces (Mazzocchi, 1999; Johnson *et al.*, 2001). Cummings *et al.* (1997) encuentran un fracaso de eclosión en el 100 % de los huevos de *Bernicla canadensis* rociados una sola vez. Christen *et al.* (1995) también obtienen el mismo resultado con esa especie, independientemente de si el tratamiento es temprano o tardío. Sin embargo, Christens & Blokpoel (1991), con gaviota, encuentran una esterilización casi total sólo tras tres rociadas que se iniciarían de modo tardío y separadas 12 días.

Las apreciaciones de costes varían de 3 \$/nido para aceitar colonias de aves marinas (Bédard *et al.*, 1999) pero aumentan mucho por ejemplo, en barnaclas, que no son gregarias en la reproducción. Encontrar un huevo lleva unos 35' de trabajo, por lo que el coste por huevo alcanza los 6,38 \$ (Cooper & keefe, 1997).

La ausencia de descendencia también parece reducir las necesidades de alimento, por lo que los daños, tanto económicos como ecológicos, se reducen a una pequeña fracción de las pérdidas en ausencia de tratamiento (Johnson *et al.* 2001).

3.9.2.2 Malogro de huevos

La perforación de la cáscara interrumpe la asepsia en el interior (Smith *et al.*, 1999). El pinchado de huevos se ha propuesto para controlar barnaclas (Baines, 1995; Smith, 1997; Decler, *in litt.* 1998) y gaviotas (Thomas, 1972; Mejías, 1989; Álvarez, 1992).

La inyección con formol también mata al embrión (Thomas, 1972). El agitado enérgico de los huevos también mata al embrión en desarrollo, lo que se ha hecho con cisnes en Florida (McCann *et al.*, 1996) y con barnaclas (Smith *et al.*, 1999).

3.9.2.3 Anticonceptivos

La nicarbacina es un producto anti-coccidiosis usado en avicultura, que tiene un efecto anticonceptivo en aves (Johnston *et al.* 2001; Primus *et al.* 2001; Vercauteren, 2001; Stahl *et al.*, 2003). En la actualidad se continúa investigando para su uso en el control de gansos y otras aves.

El diazacoesterol (diazacon) es un inhibidor de la producción de colesterol por lo que afecta a varios parámetros reproductivos. Se usa como anticonceptivo en aves y también en mamíferos, en los que impide la espermatogénesis (Johnston *et al.*, 2001a; Singh & Chakravarty, 2003). En la actualidad se investiga su uso con poblaciones silvestres (Nash & Miller, 2000).

Sudan Black B, es un tinte histológico que se ha usado en gaviotas adultas a las que produce una esterilidad que dura temporalmente (Thomas, 1972).

En el control de roedores, los quimioesterilizantes no han sido muy empleados sobre el terreno y no parecen ser suficientemente efectivos. Sólo son útiles para obtener una reducción parcial (Moors *et al.*, 1992), por lo que han sido propuestos como complemento de los tóxicos en campañas de control integrado (Lazarus & Rowe, 1982; Lazarus, 1989). Los gastos y esfuerzos son semejantes a emplear tóxicos, por lo que estos son preferibles (Meehan, 1984).

La alfaclorhidrina esteriliza a los machos en dosis reducidas pero resulta tóxico en dosis mayores. En algunos mamíferos esta substancia produce una esterilidad reversible y se metaboliza o hidroliza rápidamente, reduciendo riesgos para los depredadores (Jackson, 1985). Dado que actúa sobre la motilidad de los espermatozoides, se produce un efecto de esterilidad a partir de cierta dosis, pero no modifica el tamaño de la camada, ya que este depende de que al menos una proporción de

Control de la reproducción

los espermatozoides superen una velocidad crítica (Slott *et al.*, 1997). En *R. norvegicus* interfiere con la gestación en hembras preñadas (Rahmaniah & Sutasurya, 1999).

En varias pruebas de campo tratando poblaciones de *R. norvegicus* con BDH 10131 se redujeron tanto la presencia de individuos fértiles como de subadultos durante varios meses (Rowe & Lazarus, 1974a; Lazarus & Rowe, 1982). Este producto se tendría que aplicar anualmente para mantener bajos los niveles de población (Lazarus & Rowe, 1982). El precebado es esencial porque esta substancia produce anorexia y es poco palatable (Rowe & Lazarus, 1974b; Meehan, 1984).

Otras experiencia con roedores muestra el poder abortivo del dietilstilbestrol (también empleado en el engorde del ganado) por contacto y la esterilidad de las crías hembras y parte de los machos si se administra durante la lactancia (German, 1985).

Para conocer los efectos de la esterilización de una parte de la población, se han efectuado con frecuencia ensayos con esterilización quirúrgica, que por regla general demuestra que la proporción de individuos estériles de una población debe de ser muy grande para que se noten los efectos en los parámetros poblacionales.

3.9.2.4 Esterilidad quirúrgica

Las intervenciones quirúrgicas destinadas a evitar la reproducción pueden consistir en esterilización (vasectomía o ligadura de trompas) o castración (estirpación de testículos o de ovarios). En el primer caso, el comportamiento social se mantiene, no así en el segundo.

La esterilización quirúrgica de la mayor parte de los machos de una colonia de roedores no afecta a los parámetros poblacionales (Meehan, 1984). Así mismo, es necesario un elevado nivel de esterilidad entre las hembras, superior al 60% tan sólo para impedir los picos de abundancia (Twigg *et al.*, 2000).

3.9.2.5 Esterilidad genética

La introducción de machos estériles en una población de roedores ha demostrado ciertas ventajas en laboratorio, dado que los machos estériles producen una pseudopreñez en las hembras, de la misma duración que una gestación normal; además, los machos estériles resultaron dominantes sobre los fértiles, lo que mantenía a las hembras en un estado permanente de pseudogestación.. Dado que un solo macho fértil es suficiente para cubrir a un gran número de hembras, en condiciones naturales se deberían liberar un número enorme de machos estériles (Meehan, 1984).

3.9.2.6 Inmunoanticoncepción

La inmunoanticoncepción consiste en “vacunar” al organismo de la especie en cuestión con el ADN responsable de codificar anticuerpos contra los propios gametos o las hormonas relacionadas con la fecundidad, con objeto de evitar la preñez. Los antígenos pueden ser específicos de la zona pelúcida del óvulo o del esperma, de modo que el organismo de la hembra los reconoce como extraños y reacciona inmunitariamente contra ellos. La especificidad puede ser muy grande, ya que el reconocimiento antígeno-anticuerpo es muy preciso, pero debe identificarse el antígeno adecuado. En Australia y NZ es una línea prioritaria de investigación para diversos grupos de especies: mustélidos (Hinds *et al.*, 2000); zorros (Bradley *et al.*, 1997; Saunders *et al.*, 2002); conejos (Twigg *et al.*, 1999); oposumes (Ji *et al.*, 2000); etc. En RU también se ha considerado para el control de *Sciurus carolinensis* (Lurz *et al.*, 1998).

Los métodos de expansión de la esterilidad inmunitaria son básicamente dos: la ingesta de una “vacuna” oral, mediante cebos o la utilización de un vector (normalmente un OGM, normalmente un virus transgénico) portador de la “vacuna” que, de este modo, se extendería por la

Control de la reproducción

población (Barlow, 2000). En el caso de emplear este tipo de vectores, la especificidad adquiere un nivel más, el del reconocimiento huesped-parásito. Si, además se emplea un patógeno de transmisión sexual, como los herpes y clamidias, se alcanza un nivel mayor de seguridad residente en el apareamiento intraespecífico (Clout & Sarre, 1995). Los patógenos más benignos son más eficientes a la hora de transmitir la esterilidad, ya que no causan mortalidad y mejoran la transmisibilidad (Hood *et al.*, 2000).

Las ventajas de un sistema de autovacunación como el mencionado son muy llamativas: si los vectores y los antígenos han sido seleccionados adecuadamente, unos pocos individuos infectados pueden transmitir la esterilidad a toda una población. De hecho, los modelos matemáticos muestran la posibilidad de controlar y erradicar con este método poblaciones aisladas (Courchamp & Cornell, 2000). Al menos en algunas especies, la presencia de hembras estériles pero con un estro dilatado, atrae a otros machos y contribuye con ello a la expansión del vector (Ji *et al.*, 2000). Se trata de una técnica fácilmente aceptable por los públicos más críticos con otros métodos de control (Courchamp & Cornell, 2000; Barr *et al.*, 2002).

Sin embargo los riesgos son de primer orden. Si el vector recombinante alcanza una población nativa de la especie diana (los conejos de la Península Ibérica, por ejemplo) las secuelas ecológicas serían inimaginables. Del mismo modo, muchas de las especies diana son animales domésticos, por lo que la llegada del agente tendría graves efectos económicos. Lo mismo ocurre si por alguna razón los vectores o los antígenos rompen la barrera específica, ya que las consecuencias para especies próximas pueden ser catastrófica. Por ejemplo *Sylvilagus* es la especie huesped habitual del virus de la mixomatosis y podría verse afectado por un hipotético control de conejo europeo mediante este método. Además, se sabe poco sobre la posible aparición de resistencia a los vectores recombinantes (Magiafoglou *et al.*, 2003).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.10 INTIMIDACIÓN

3.10.1 Principios generales

El uso de métodos incruentos suelen ser más aceptados por el público en general que los métodos letales. Sin embargo sólo se recomienda su uso para evitar el impacto puntual en lugares conflictivos, tanto si la especie en cuestión no plantea otro tipo de problemas o si se hace en un cuadro de control por diferentes técnicas.

3.10.2 Descripción

3.10.2.1 Puntero láser

Se ha utilizado un puntero láser para ahuyentar sin daño a cormoranes que se habían instalado en nidos de ibis eremita, en el Parque Nacional de Souss-Massa. El puntero se adquirió a bajo precio y se utilizó un telescopio para precisar el punto de actuación. El método fue suficientemente efectivo para que los cormoranes se ausentaran de la plataforma durante el resto de la temporada con unas pocas horas de actuación, apuntando a los pies de los cormoranes (Orueta & Bowden, datos propios).

Esta técnica se ha empleado con frecuencia en piscicultura y moluscicultura para ahuyentar a los depredadores. La efectividad puede ser variable en función de la luminosidad y de las especies, pero el uso del láser crea un efecto que perdura, al menos, durante varios días (Ross & Furness, 2000)

Una empresa francesa ([Desman](#)) comercializa aparatos más sofisticados con este fin. Se pueden también alquilar por meses, lo que puede resultar suficiente para controles concretos. Con este método se podría evitar, por ejemplo, que gaviotas patiamarillas se instalasen en colonias de gaviota de Audouin.

3.10.2.2 Chorros de agua

Empleados en aeropuertos para ahuyentar a las aves que se posan en las inmediaciones de las pistas en los aeropuertos o en piscifactorías. Algunos individuos llegan a acostumbrarse, lo que se evita en parte haciendo funcionar los aspersores discontinuamente, ya que se añade el factor sorpresa (Booth, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994).

3.10.2.3 Dispositivos sonoros

Incluyen cohetes y varios artefactos explosivos, además de grabaciones de llamadas de alarma (Booth, 1994; Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; TWDMS, 1998; Temby, 2002). Si bien pueden servir para ahuyentar a las aves en colonias o en posaderos, no son útiles para reducir el número de animales.

Las grabaciones con llamadas de alarma pueden ser útiles para ahuyentar aves de un sitio concreto (Booth, 1994; Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; Temby, 2002). Los dispositivos sonoros, que producen detonaciones, son de varios tipos: pueden ser tracas, disparos, cohetes,

Intimidación

bengalas (shellcrackers). La combinación de detonaciones y llamadas de alarma es mucho más efectiva.

Los emisores de ultrasonidos empleados para gatos y roedores puede que sean útiles en el entorno doméstico, pero no sobre el terreno. Muchas especies se habitúan rápidamente a ellos (Meehan, 1984).

3.10.2.4 Dispositivos visuales

Existen espantapájaros de diversos tipos, como las clásicas figuras humanas, luces, objetos brillantes o globos estáticos con dibujos de ojos, figuras de rapaces, cometas en forma de rapaz, etc. (Godin, 1994; Gorenzel *et al.*, 1994; TWDMS, 1998; Ross & Furness, 2000). Si bien pueden servir para impedir el acceso a puntos concretos y a corto plazo, no son muy útiles en nuestro contexto. En todo caso, su utilidad parece bastante pasajera y su uso debe de ser combinado con otras técnicas y tan infrecuente como sea posible para mantener el factor sorpresa.

3.10.2.5 Presencia de depredadores

La presencia de halcones en el área es una estrategia muy empleada en los aeropuertos para evitar colisiones. Los ataques y la mera presencia de los halcones ahuyenta a otras aves de la zona. Los halcones pueden realizar vuelos sobre un señuelo o atacar a las aves, incluso a unas especies preferentemente. El éxito de estas técnicas parece variable, en función de las características de los aeropuertos, las condiciones meteorológicas, etc. (Dolbeer *et al.* 1993; Chamorro & Clavero, 1994; Dolbeer, 1998; Becker, 2000; Transport Canada, 2002).

La introducción de zorros se ha empleado, ilegalmente, en varios islotes de Francia para controlar a las gaviotas, con el efecto secundario indeseable de dispersar las colonias lo que se dificulta su gestión (Yésou, 2003). En el Delta del Ebro se está experimentando con la reintroducción de zorros marcados con radiocollares para determinar su efecto sobre el control de la gaviota patiamarilla (proyecto LIFE02NAT/E/8612 www.gencat.es/mediamb/fauna/lifep002.htm).

En aeropuertos se emplean perros para ahuyentar aves (Cleary & Dolbeer, 1999).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.11 CERRAMIENTOS

3.11.1 Principios generales

Se han desarrollado diferentes modelos de vallas capaces de excluir, virtualmente, todo tipo de vertebrados. Sin embargo, para vertebrados voladores, no es factible en la práctica realizar cerramientos si no es para proteger áreas muy concretas o para confinar un grupo de animales. En el contexto del manejo de especies invasoras el uso de vallas tiene sentido en diversas circunstancias.

- reducir el acceso de las especies invasoras a determinados recursos. Este puede ser el caso tanto de la protección de recursos de uso humano que puedan ser consumido o deteriorado (ganado, aves de corral, huertos, cultivos, depósitos de agua) como para reducir los recursos empleados por la especie diana y facilitar, por tanto, su control (basureros, pero también animales domésticos o cultivos) (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b).
- impedir la expansión o el acceso a determinadas áreas (Ahlstrand, 1980; Coulter *et al.*, 1985; Parkes, 1989a; Loope & Medeiros, 1995),
- dividir el área de trabajo en sectores de modo que se pueda proceder a una erradicación gradual (Johnstone, 1985)
- prevenir la reinvasión (Parkes, 1990a). Esto es especialmente interesante en penínsulas, dado que el istmo puede ser cerrado fácilmente y proteger más superficie que la misma longitud de cerramiento en un área continental (Robley *et al.* 2003).
- servir de recintos de captura para mamíferos grandes y medianos. Tienen el mismo fundamento que las jaulas trampa, pero a mayor escala (*cf.* 3.3.2.1).
- conducir a las especies diana hacia trampas. Este tipo de vallas se han mencionado en el texto como “vallas de intercepción”.

Cuando la erradicación no es posible y se debe asumir la realización de un control permanente, un vallado efectivo permite crear reservas libres de la especie invasora (Perry *et al.*, 1998; Clapperton & Day, 2001).

Uno de los casos más llamativos de uso de cerramientos contra las especies invasoras son los vallados para conejo y perros en Australia, que han llegado a medir miles de km, y algunos tramos de los cuales siguen operativos (Land Protection, 2002d).

3.11.2 Descripción

3.11.2.1 Vallados mecánicos

Descripción

La base de la malla debe enterrarse en el suelo, especialmente si existen especies excavadoras (tanto si es la especie diana como si no). Si se entierra en ángulo hacia el exterior, se puede mejorar la eficacia ya que un animal que intente excavar encontrará antes el obstáculo (Day

Cerramientos

& MacGibbon, 2002). El voladizo hacia el exterior, con una inclinación de unos 45° dificulta el salto y la escalada (Robley *et al.*, 2003)

Los vallados puede llegar a ser muy eficaces para cualquier especie, si el diseño se hace adecuadamente. Algunos modelos comerciales incluyen láminas metálicas con rebordes plegados y voladizos de malla y postes flexibles (Day & MacGibbon, 2002). Estas estructuras impiden que los animales puedan sobrepasar la valla al no proporcionar ningún punto de apoyo firme.

Las esquinas del cerramiento deben de presentar ángulos superiores a los 120°, ya que muchas especies pueden apoyarse en un paño y engancharse en la parte superior del lienzo contiguo (Day & MacGibbon, 2002).

Para serpientes arborícolas, se han ensayado cierto número de vallados, en ocasiones asociados a trampas que las capturan cuando trepan por ellas. En el caso de la serpiente arborícola café *Boiga irregularis* se diseñan trampas que favorecen la captura de las serpientes cuando trepan por ellas. Para ello, la vegetación de los alrededores debe eliminarse (Engeman *et al.* 1997). Se han usado vallas de 1-1,5 m de alto con una luz inferior a 8 mm para crear parcelas donde se eliminan las serpientes (Rodda & Fritts, 1991).

El método más efectivo para controlar el habu en Japón han sido vallas nylon de 9 mm de luz de 70 cm de alto e inclinado 60° (Nishimura, 1999). Se han realizado vallados semejantes para otras especies, consistentes en malla de 90-100 cm de alto con un voladizo de 30 cm y una luz de 6 mm, enterrada 15 cm e inclinada 60° hacia el lado de exclusión (Byford, 1994; Howard, 1994; TWDMS, 1998h). Estos métodos no valdrían para *B. irregularis* que trepa muy bien (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999).

Para impedir la entrada de ratas desde un recinto portuario en Frégate Island, se diseña una valla de 110 cm de alto, con cimientado de hormigón, malla metálica de 8x43 mm de luz, una chapa de 30 cm en la parte superior, para dificultar la escalada y, como remate, un tubo de 11cm de diametro abierto longitudinalmente e insertado en la parte superior (Merton *et al.*, 2002).

Para excluir a vertebrados voladores se usan tanto redes como filamentos de nailon o de alambre. Estos se sitúan tanto en sobre recursos que se pretende proteger (frutales, por ejemplo) como sobre sitios apetecidos por las especies diana como posadero, fuente de alimento o agua, de modo que se impide la presencia de las invasoras o se reducen los recursos disponibles para ella.

Las redes se usan para excluir a todo tipo de aves y de murciélagos (Wong, 2000; Waples, 2001; Austrop, 2002b; Temby, 2002; Transport Canada, 2002). Los alambres o sedales de nailon deben de ser lo menos visible que se pueda. Se tienden en líneas paralelas separadas hasta 12 y 25 m a una altura máxima de 1m sobre la superficie (Amling, 1980; Solman, 1994; Temby, 2002; Transport Canada, 2002).

[Xcluder](http://www.xcluder.co.nz)™ fabrica y comercializa vallados mecánicos que han demostrado ser impermeables con todas las especies con las que se ha probado, con un coste semejante al de un vallado electrificado y con mayor efectividad (Clapperton & Day, 2001). En su página web (www.xcluder.co.nz) pueden verse los diseños de sus vallados, lo que puede aportar también ideas para mejorar vallados ya existentes.

3.11.2.2 Vallados eléctricos

Descripción

Potencialmente se pueden construir vallas eléctricas para todo tipo de vertebrado no volador, incluso roedores (Savory, 1991). Sin embargo, algunos animales pueden trepar por una valla

Cerramientos

electrificada entre dos pulsos de corriente o soportar la descarga aun sin estar fuertemente motivados (Day & MacGibbon, 2002).

Las vallas y alambres electrificados pueden ser útiles por sí mismos o en combinación con vallas convencionales (Acorn, 1993; 1997). La adición de un hilo electrificado cerca del borde superior de una valla convencional excluye eficazmente a los gatos (Land Protection, 2002e).

Los alambres de un vallado pueden estar todos electrificados o alternar los que llevan corriente con los conectados a tierra. Un vallado eléctrico funciona como un circuito abierto por el que se envían pulsos eléctricos de frecuencia diferente. Para que la corriente fluya debe cerrarse el circuito, o sea que al menos uno de los cables debe hacer tierra. El máximo chock se produce si un animal toca simultáneamente un alambre cargado y otro de tierra. Cuanto más cerca de una toma de tierra esté el animal, más intenso será el choque, por lo que se recomienda conectar a tierra con la mayor frecuencia posible. Si el animal sólo toca un cable cargado mientras permanece en contacto con el suelo el choque es más pequeño debido a que la conductividad del suelo, aunque variable, es, en todo caso, menor que la del cable. El contacto de otros objetos puede cerrar total o parcialmente el circuito, lo que reduce el voltaje y la efectividad del choque (deCalesta, 1983; Acorn, 1993; 1997).

Las puertas pueden hacerse con alambres conductores (Acorn, 1993) o con puertas rígidas que permiten la continuidad del circuito eléctrico aunque se abra la puerta, ya que este tiene una conexión subterránea (deCalesta, 1983).

Para excluir serpientes arborícolas, se ha empleado una banda metálica de 5cm electrificada, para mejorar la probabilidad de contacto (Perry *et al.*, 1998). También se usan series de 5 cables con 3,7 a 5kV de corriente acoplados a vallas, aunque se debe prestar atención a que las descargas no sean letales, ya que las serpientes muertas harían cortocircuito (Campbell, 1999; Campbell *et al.*, 1999; Rodda *et al.*, 1999a).

Los vallados eléctricos letales son mucho más eficaces para excluir a los roedores que los vallados no letales. También, aunque la diferencia era menor, era más eficaz que el envenenamiento, si bien este era menos costoso (Ahmed & Fiedler, 2002).

Existen vallas electrificadas en las que la corriente circula por paneles de malla en lugar de por alambres; el animal hace cortocircuito cuando toca dos de esos paneles cargados con distinto signo. [TransGard](#) comercializa un sistema de módulos para cercar pequeñas superficies, pero no es adecuado para el tipo de cerramientos que pueden ser de utilidad en nuestros casos.

Ventajas

La electrificación de una valla supone un ahorro en refuerzos de otro tipo, dependiendo de la especie diana.

Inconvenientes

Se exige un mantenimiento para impedir cortocircuitos y bajadas de tensión debidos a la vegetación o a objetos extraños. Algunos vallados mecánicos pueden ser más eficaces para determinadas especies (Clapperton & Day, 2001).

3.11.2.3 Puertas

Existen dispositivos que permiten el tránsito de animales de un lado al otro de un cerramiento y que pueden servir tanto para que las especies diana accedan al interior de cercados de captura como para que puedan salir de cerramientos de exclusión.

Cerramientos

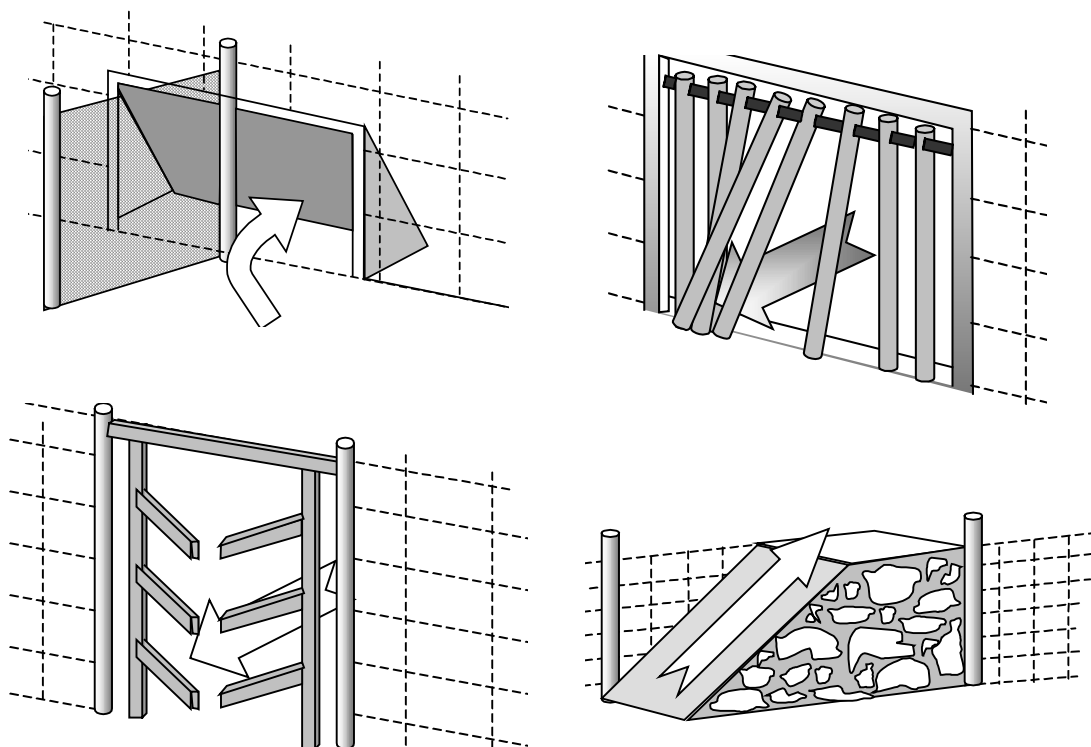


Fig. 3.11.1. Tipos de salidas de un solo sentido para cerramientos

Muchas de estas medidas se han desarrollado para facilitar la salida de animales de vías de comunicación (ver por ejemplo, Velasco *et al.*, 1995; Rosell & Velasco, 1999).

Una vez construido el vallado, gracias a estas estructuras se pueden expulsar a los animales en el interior, de forma complementaria a diversos sistemas de captura o de eliminación. Así, una puerta de sentido único, permite que los animales salgan al exterior espontáneamente o huyendo de una batida. Varias de estas puertas han sido descritas como entradas en trampas de captura múltiple pero se describen aquí también.

- Trampillas de un solo sentido, que vuelve a cerrarse por gravedad (arriba a la izquierda).
- Cortinas de varillas que basculan sólo hacia un lado y vuelven a su posición original por gravedad (arriba a la derecha).
- Puertas con barras oblicuas hacia uno de los lados que ceden al empuje, pero vuelven a su posición original (mediante resorte o por elasticidad) (abajo a la izquierda) (ver también www.tc.gc.ca/AviationCivile/Aerodrome/ControleFaune/Cerfs/6c.htm o www.tc.gc.ca/CivilAviation/Aerodrome/WildlifeControl/Deer/6c.htm)
- Rampas inclinadas hacia un lado y cortadas hacia el otro (abajo a la derecha).

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.12 REPELENTES

3.12.1 Principios generales

El empleo de repelentes tienen más probabilidades de ser aceptado por el público en general que los métodos letales (Liss, 1995). Sin embargo sólo son recomendables para evitar impactos puntuales en lugares conflictivos, tanto si la especie en cuestión no plantea otro tipo de problemas o si se hace en un cuadro de control por diferentes técnicas.

Avery (1995) recomienda el uso de estímulos sensoriales diferentes como repelentes, en particular aquellas señales que potencian la detección, discriminación y memorización de los estímulos negativos, lo cual se consigue, entre otros, a través de estímulos nuevos, contrastados y capaces de potenciar la acción de otro repelente.

Los repelentes químicos se han usado contra aves (Bourne, 2001a; c), roedores (Martell, 1985, Lazarus, 1989; Timm, 1994), insectívoros (Morgan & Stone, 1989) y ungulados (Timm, 1994). Sólo son útiles para obtener resultados locales y deberían complementarse con otras medidas.

3.12.2 Descripción

3.12.2.1 4-Aminopiridina

4-Aminopiridina (Fampridina-SR) se usa en humanos para mejorar la transmisión nerviosa en nervios dañados. En nuestro caso, Avitrol® es un repelente de aves cuyo consumo produce vocalizaciones y actitudes de alarma que ahuyentan a otras aves (Bourne, 2001a, c). Se trata de un producto registrado de uso restringido en EEUU (Jacobs, 1994). Aunque su utilidad inmediata es como repelente, es frecuente que ocurra cierta mortandad.

El riesgo de intoxicación secundaria parece ser inexistente tanto para aves como para mamíferos (Schaffer *et al.*, sin fecha).

Un problema del avitrol es que las llamadas de alarma no son específicas y ahuyentan a otras aves incluso alejadas filogenéticamente (B. Peirce, *in litt.* 2003).

Podría utilizarse contra invasoras en lugares donde se las pretenda excluir. Por ejemplo: en basureros, para impedir el acceso de gaviotas al alimento; en hospitales, escuelas, zonas residenciales, para impedir molestias. Deberían de ir acompañado de medidas de reducción de las poblaciones par impedir que se transfiera el problema.

3.12.2.2 Atrayentes de depredadores

Los olores de depredadores suelen ser repelentes para sus presas (Swihart *et al.* 1995; Tobin *et al.*, 1995). Las pruebas de laboratorio pueden resultar negativas mientras que las de campo pueden ser positivas, tal vez por un factor de familiaridad (Tobin *et al.*, 1995).

Determinados olores atractivos para los depredadores como los ácidos grasos y el huevo podrido, resultan repelentes para ungulados y roedores (Timm, 1994).

Repelentes

3.12.2.3 Otros repelentes

La cinamamida es un repelente para mamíferos y aves que causa aversión tanto al ingerirlo como después, por lo que los animales aprenden a evitarlo (Gill *et al.*, 1995).

El antranilato de metilo es un aroma artificial con sabor a uva, inocuo para los mamíferos, que ha sido utilizado como repelente de aves en particular de anátidas en cultivos herbáceos y praderas (Cleary, 1994; Cummings *et al.*, 1998; Cleary & Dolbeer, 1999; French & Parkhurst, 2001). En cambio, en algunos cultivos afectados por paseriformes no resultaba efectivo (Umeda & Sullivan, 2001).

La antraquinona es un repelente para aves tanto en tratamiento de semillas como de pastos. Las aves que lo consumen sienten después aversión por el producto (Avery *et al.*, 1998; Dolbeer *et al.*, 1998; Blackwell *et al.*, 1999; Cleary & Dolbeer, 1999). Se comercializa como producto fitosanitario, formulado por ejemplo, por Bayer en polvo al 25 %. El antranilato de metilo también es eficaz como repelente, al menos para algunas aves (Belant *et al.*, 1995; 1996; 1997)

La capsaicina es un producto irritante presente en las guindillas que resulta repelente para numerosos mamíferos, principalmente roedores, ungulados, lagomorfos y carnívoros (Timm, 1994).

Varios productos desarrollados inicialmente como fungicidas han resultado buenos repelentes contra ungulados, roedores y lagomorfos. Entre estos se encuentran el thiram y el ziram (Timm, 1994).

www.avitrol.com/

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



3.13 OTROS MEDIOS AUXILIARES

3.13.1 Principios generales

En esta ficha se describen diversas técnicas que permiten mejorar la efectividad de los métodos explicados anteriormente. Se tratan en un apartado diferente dado que pueden ser empleadas en combinación con varios de los métodos, en ocasiones con diferentes fines.

3.13.2 Descripción

3.13.2.1 Perros

Gracias a su olfato, los perros resultan de utilidad en diversas tareas. Normalmente se utilizan para localizar a las presas, para acosarlas o incluso para darlas caza. En efecto se han usado para localizar erizos en medios difíciles, para cazar musarañas, para localizar y acosar cabras asilvestradas y otros ungulados, o para localizar ardillas terrestres. Incluso pueden emplearse para ahuyentar a las gaviotas patiamarillas para que no se instalen en las colonias de cría o para que no frecuenten las áreas de alimentación. De hecho, se emplean para ahuyentar aves de los aeropuertos (Cleary & Dolbeer, 1999).

El uso de perros, incluso no entrenados, puede ser de utilidad para la recuperación de cadáveres. Los perros detectan eficazmente los cadáveres, incluso de pequeño tamaño (Homan *et al.* 2001). Esto es muy conveniente a la hora de recuperar los cuerpos de animales envenenados, para impedir su consumo accidental por necrófagos.

3.13.2.2 Aeronaves

Se pueden emplear tanto para localizar animales, como para batirlos hacia cercados, como para abatirlos a disparos desde ellos. También se utilizan para sembrar cebos envenenados. Normalmente se usan helicópteros, pero en determinados casos pueden emplearse ultraligeros, que tienen las ventajas de poder ser silenciosos en planeo pero muy ruidosos en marcha y de resultar mucho más económicos.

3.13.2.3 Batidas

La batida es un método tradicional de caza en muchos lugares. Puede efectuarse con la ayuda de perros o de vehículos, pero con frecuencia puede efectuarse tan sólo por personas (ojeadores), a pie o montadas. Pueden emplearse tanto para conducir a los animales (normalmente ungulados) hacia una línea de tiradores o hacia un cerramiento al que se les encauza con vallas de interceptación.

Hay que considerar el diferente comportamiento de las especies frente a los batidores. Por ejemplo, Kessler (2002) menciona que las cabras asilvestradas tienden a rodear a los ojeadores mientras que los cerdos salvajes intentan atravesar la línea de ojeo.

Otros medios auxiliares

3.13.2.4 Mecanismos de sujeción

Para sujetar a los animales una vez están acorralados o capturados en una trampa y poderlos manejar, con frecuencia se deben emplear herramientas para evitar daños al animal y riesgos al operario. Entre estos, son especialmente útiles los lazos manejados con una pértiga. En Mallorca se capturan tradicionalmente las cabras con perro y lazo. También se usan para controlar perros u otros animales peligrosos. El sistema más elaborado consiste en una pértiga hueca por la que corre un cable con un cabo sujeto a un extremo del tubo y se tira del otro para cerrar el lazo. Este es un sistema habitual para capturar lagartos y otros reptiles que se dejan aproximar hasta una distancia de seguridad relativamente corta (Franz *et al.*, 1993; Boone, en prep.).

También se usan pinzas operadas a distancia tanto para mamíferos medianos o para serpientes. Para estas últimas puede ser de utilidad ganchos al extremo de una pértiga para sacarlas de escondites o del agua. Engeman (1998) recomienda el uso de una horquilla con brazos de 10 a 15 cm de largo al extremo de una pértiga de 1 a 1,5 m para atrapar serpientes arborícolas como se enrollan los espaguetis al tenedor.

En este apartado también se pueden incluir los salabres o sacaderas. Estos son redes cónicas de pequeño tamaño al extremo de una pértiga que permiten sacar los peces, anfibios o culebras del agua. También se pueden emplear para capturar animales pequeños o medianos dentro de una jaula o un cercado.

Varias empresas, por ejemplo Tomahawk, comercializan tanto [lazos](#) como [pinzas](#) y [ganchos](#). Los salabres también se venden en comercios dedicados a la pesca. Sin embargo, los salabres y los lazos con pértiga o los ganchos se pueden fabricar para cada caso concreto con las medidas que se necesiten y con materiales y medios fáciles de adquirir.

3.13.2.5 Focos

Los focos ya han sido descritos como método de mejorar las oportunidades de disparo sobre especies nocturnas.

También se pueden emplear para la captura manual de anfibios (RIC, 1998b; DoC, 2002a).y de peces (Cooper, 1995). En Uist (Escocia) se emplean en la captura de erizos (Uist Wader Project, 2002c). Un foco con una pantalla que atraiga insectos es un buen cebo para capturar sapos en unas trampas de pocillo instaladas debajo (Moller, 1994).

*Manual práctico para el manejo de vertebrados
invasores en islas de España y Portugal*



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



4 REFERENCIAS

Manual práctico para el manejo de vertebrados invasores en islas de España y Portugal



Proyecto LIFE2002NAT/CP/E/000014



A

ABC. (Sin fecha). Keeping cats indoors isn't just for the birds! www.abcbirds.org/cats/brochure/brochure.htm

ABC. 1997. Resolution on free-roaming cats. www.abcbirds.org/cats/resolution.pdf

ACA, 2003a. Understanding cats and predation. www.alleycat.org/pdf/understanding.pdf

ACA. 2003b. Feral Colony Management and Control: Facts and Myths about Feral Cats and Wildlife Predation. www.alleycat.org/ic_fs_myths.html

Acorn, R.C. 1993. Using electric fences to protect stored hay from elk and deer. *Agrifacts, Agdex 684-17*. 5 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. www.agric.gov.ab.ca/agdex/600/684-17.pdf

Acorn, R.C. 1997. Protecting livestock from predation with electric fences. *Agrifacts, Agdex 684-7*. 4 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex888/\\$file/684-7.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex888/$file/684-7.pdf)

Adams, M.J., C.A. Pearl & R.B. Bury. 2003 Indirect facilitation of an anuran invasion by non-native fishes. *Ecology Letters*, **6** (4): 343

Aguilar, J.S., G.A. Fernández-Alcázar & J. Mayol. ca.1993. *Dinámica de la población de Larus cachinnans michaellis en las islas Baleares y medidas de control*. Inédito.

Ahlstrand, G.M. 1980. The status of Barbary sheep in National Parks. Pp. 19 in: C.D. Simpson (Ed.), *Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep*. Lubbock, Texas.

Ahmed, M.S. & L.A. Fiedler. 2002. A comparison of four rodent control methods in Philippine experimental rice fields. *International Biodeterioration & Biodegradation* **49**: 125-132. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/02pubs/ahme021.pdf

Alcover, J.A. 2002. *Atelerix algirus* (Lereboullet, 1842). In L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) *Atlas de los Mamíferos terrestres de España*. DGCN-SECEM-SECEMU: 58-61.

Alcover, J.A. & P. Bover. 2002. Paleontología, espeleología y ciencias del karst en Baleares. *Boletín SEDECK*, **3**: 92-105.

Alford, R.A. & S.J. Richards. 1999. Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **30**:133-165.

Algar, D.A., A.A. Burbidge & G.J. Angus. 2002. Cat eradication on Hermite Island, Montebello Islands, Western Australia. Pp. 14-18 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) *Turning the tide: the eradication of invasives species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Allen, M. (directora) 2003. *Evaluation of the effectiveness and efficiency of the wild dog control program in Western Australia*. Wild Dog Evaluation Panel / Agriculture Protection Board of Western Australia www.agric.wa.gov.au/agency/pubns/wdcp/wdcp_final.pdf

Alterio, N., K. Brown & H. Moller 1997. Secondary poisoning of mustelids in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Journal of Zoology, London*, **243**: 863-869.

Referencias

- Álvarez, G. 1992. Conservation programme for Audouin's gull in the Chafarinas Islands. Avocetta, **16**: 63-66.
- Álvarez-Castañeda, S.T. & A. Ortega-Rubio. 2003. Current status of rodents on islands in the Gulf of California. Biological Conservation, **109** (2): 157-163
- Amling, W. 1980. Exclusion of gulls from reservoirs in Orange County, California. Pp. 9-30 in J. P. Clark (Ed.), Proceedings Ninth Vertebrate Pest Conference. March 4-6, 1980, Fresno, California.
- Amori, G. & L. Lapini. 1997. Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXVII: 249-267.
- Andelt, W. F. 1993. Trapping depredating coyotes. Cooperative Extension Bulletin, Colorado State University, Fort Collins. 4pp.
- Andelt, W.F. & T.P. Woolley. 1996. Responses of urban mammals to odor attractants and a bait-dispersing device. Wildlife Society Bulletin, **24** (1): 111-118.
- Andreotti, A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi & V. Guberti. 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quaderni di Conservazione della Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Anónimo. 1999. Ku-ring-gai Flying-fox reserve management plan. www.sydneybats.org.au/PDF/FlyfoxResManPlan.pdf
- Anónimo. 2000. Llista vermella dels peixos de les Balears. Conselleria de Medi Ambient i Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern de les Illes Balears. Palma.
- Anónimo. 2001. Recent Freshwater Fish Eradications. Mosquito Fish reported in Alice Springs www.nt.gov.au/dbird/dpif/fisheries/environment/pestman/apm_recent.shtml#fresh
- Applegate, V.C., J.H. Howell, J.W. Moffett, B.G.H. Johnson M.A. Smith. 1961. Use of 3-trifluormethyl-4-nitrophenol as a selective sea lamprey larvicide. Technical Report 1. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 35 pp. www.glfrc.org/pubs/TechReports/Tr01.pdf
- Apps, P. 1984. Cats on Dassen Island. Acta Zool. Fennica, 172: 115-116.
- Aranda, Y., J. Criado, J.F. Orueta, G.G. Tapia & T. Gómez. 1992. Estudio y control de dos poblaciones de especies alóctonas, rata (*Rattus rattus*) y conejo (*Oryctolagus cuniculus*) en las Islas Chafarinas. Caracterización de la vegetación y seguimiento. ICONA. Inédito.
- Aranda, Y. & J.F. Orueta. 1995. Incidencia de una población de ciervos (*Cervus elaphus*, L.) en la regeneración de especies leñosas en un ecosistema mediterráneo. II Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos, Soria. Resúmenes: 5.
- Aranda, Y., J.F. Orueta & P. Fandos. 1995. Análisis de la selección de escodaderos por parte del Ciervo (*Cervus elaphus*) en ambiente mediterráneo. Ecología, **9**: 395-401.
- Aranda, Y., J.F. Orueta & P. Fandos. 1996. Influencia de la caza sobre la estima de la densidad, mediante el transecto lineal, en una población mediterránea de ciervo (*Cervus elaphus*). Gibier Faune Sauvage-Game and Wildlife, **13**: 231-246.
- Ardura, E. & P. Calabuig. 1993. Depredación de pequeños procelariformes y control de gatos asilvestrados en el islote de Lobos. Gobierno de Canarias. Informe inédito.
- Areces, J.J. 2003. Directrices internacionales sobre exóticos invasoras. Desarrollo del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. 17.

Referencias

Armstrong, W.E. 1998. White-tailed deer competition with goats, sheep, cattle and exotic wildlife. Wildlife management handbook. Publications of the Texas Agricultural Extension Service.

Askham, L.R. 1994. Franklin, Richardson, Columbian, Washington, and Townsend Ground Squirrels. Pp. B159-164. in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b159.pdf

Ataria, J.M., M. Wickstrom, D. Arthur & C.T. Eason 2000. Biochemical and histopathological changes induced by sodium monofluoroacetate (1080) in mallard ducks. New Zealand Plant Protection, **53**: 293-298
www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_293.pdf

Atkinson, I. A. E., 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. En: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3: 35-81.

Atkinson, I. A. E. & T.J. Atkinson. 2000. Land vertebrates as invasive species on islands served by the South Pacific Regional Environment Programme. Pp. 19-84 in G. Sherley (ed) Invasive Species in the Pacific: A Technical Review and Draft Regional Strategy. South Pacific Regional Environment Programme, Samoa.

Atkinson, I.A.E. & H. Moller. 1990. Kiore. In King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland. Pp.: 175-192.

AUSTROP. 2002a. Spectacled flying fox population threatened
www.austrop.org.au/fox_threats.html

AUSTROP. 2002b. Flying fox protection. www.austrop.org.au/fox_protection.html

Avery, M.L. 1995. Repellents: Integrating sensory modalities. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 11-17.

Avery, M.L. 2003. Avian repellents. Pages 1-8 in J. R. Plimmer, D. W. Gammon and N. N. Ragsdale, editors. Encyclopedia of agrochemicals. John Wiley & Sons. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/03pubs/aver031.pdf

Avery, M.L., E.C. Greiner, J.R. Lindsay, J.R. Newman & S. Pruett-Jones. 2002. Monk parakeet management at electric utility facilities in south Florida. Proceedings: Vertebrate Pest Conference 20:140-145. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/02pubs/aver024.pdf

Avery, M.L., J. S. Humphrey, T. M. Primus, D. G. Decker & A. P. McGrane. 1998. Anthraquinone protects rice seed from birds. Crop Protection, **17** (3): 225-230. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-3.pdf

B

Baccetti, N. M. Spagnesi & M. Zenatello. 1997. Storia recente delle specie ornamentiche introdotte in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 299-316.

Baigent-Mercer, D. 2002. Hedgehogs eating birds' eggs, native insects and lizards. Forest & Birds, Noviembre, 2002.

Baines, C. 1995. Urban areas. Pp. 362-380 in W.J. Sutherland & D.A. Hill Managing habitats for conservation. Cambridge University Press.

Referencias

- Baker, P.J., R.J. Ansell, P.A. Dodds, C.E. Webber & S. Harris. 2003. Factors affecting the distribution of small mammals in an urban area. Mammal Review **33** (1), 95-100.
- Barlow, N.D. 2000. The ecological challenge of immunocontraception: editor's introduction. Journal of Applied Ecology, **37**: 897-902.
- Barr, J. J., P.W.W. Lurz, M.D.F. Shirley & S.P. Rushton. 2002. Evaluation of immunocontraception as a publicly acceptable form of vertebrate pest species control: the introduced grey squirrel in Britain as an example. Environmental Management, **3**: 342-351.
- Barratt, D. 1994. Using theory and scientific experience to assess the impact of house-based domestic cats *Felis catus* (L.) on prey populations and prey community structure. Urban animal management conference proceedings – Canberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/barratt.htm
- Barratt, B.I.P., C.M. Ferguson, A.C.G. Heath, A.A. Evans & R.A.S. Logan. 1998. Can insects transmit Rabbit haemorrhagic disease virus? Proc. 51st N.Z. Plant Protection Conf. 1998: 245-250 www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/98/98_245.pdf
- Barret, R.H. 1980. History of the Hearst Ranch Barbary sheep herd. Pp. 46-50 in: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas.
- Barret, R.H. & G.H. Birmingham. 1994. Pp. D65-70 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/mammals/mam_d65.pdf
- Barron, B. 2002. Wakatipu Judas Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp 52-53.
- Beaufort, F. 1991. Mammals of Europe. Status and repartition. Mapping. Societas Europaea Mammalogica. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris. 62 pp.
- Becker, J. 2000. Wirksamkeit des Einsatzes von Falken und anderen Greifvögeln zur Vogelergrämung auf Flughäfen. Vogel und Luftverkehr, **20**: 26-36.
- Bédard, J., A. Nadeau & M. Lepage. 1999. Double-crested cormorant culling in the St. Lawrence river estuary: Results of a 5-year program. Symposium on Double-crested Cormorants: Population Status and Management Issues in the Midwest. USDA Tech. Bull. **1879**: 147-154.
- Belant, J. L., S. W. Gabrey, R. A. Dolbeer y T. W. Seamans. 1995. Methyl anthranilate formulations repel gulls and mallards from water. Crop Protection **14**:171-175.
- Belant, J. L. & T.W. Seamans. 1999. Alpha-chloralose immobilization of rock doves in Ohio. Journal of Wildlife Diseases **35**(2): 239-242. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-6.pdf
- Belant, J. L., T. W. Seamans, R. A. Dolbeer, & P. P. Woronecki. 1997. Evaluation of methyl anthranilate as a woodpecker repellent. International Journal of Pest Management **43**:59-62.
- Belant, J. L., T.W. Seamans, L. A. Tyson & S. K. Ickes. 1996. Repellency of methyl anthranilate to pre-exposed and naive Canada geese. Journal Wildlife Management, **60**: 923-928.
- Belant, J.L., L.A. Tyson & T.W. Seamans. 1999. Use of alpha-chloralose by the Wildlife Services program to capture nuisance birds. Wildlife Society Bulletin **27**(4): 938-942. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-7.pdf

Referencias

- Bell, B.D. 1995. The effects of goats and rabbits on breeding seabirds: methods of eradication and control. Boletim do Museu Municipal do Funchal (História Natural) Sup. 4: 83-95.
- Bell, B.D. 2002. The eradication of alien mammals from five offshore islands, Mauritius, Indian Ocean. Pp: 40-45 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Bell, B.D. & E. A. Bell. 1997. Habitat restoration: Deserta Grande, Madeira. Eradication of non-native mammals, September - December 1996. Wildlife Management International- Parque Natural da Madeira. Inédito.
- Bell, E., P. Bell & K. Lomax. 1997. Habitat restoration: Ilhéu da Praia, Graciosa, Azores, Portugal. Eradication of rabbits, September, 1997. Wildlife Management International- Direcção Regional do Ambiente. Açores. Inédito, 21 pp.
- Bell, E., P. Bell & K. Lomax. 1998. Habitat restoration: Deserta Grande, Madeira, Portugal. Monitoring visit, September, 1997. Wildlife Management International- Parque Natural da Madeira. Inédito, 13 pp.
- Beltrán, J.F., M. Delibes & J.R. Rau. 1991. Methods of censusing red fox (*Vulpes vulpes*) populations. Hystrix, 3 (ns):199-214.
- Benjamini, L. 1985. Immunosuppressants as potential rodent control agents Acta Zoologica Fennica, 173: 175-177.
- Berchielli, L.T. & B.F. Tullar. 1980. Comparison of a leg snare with a standard leg-gripping trap. New York Fish and Game Journal, 27 (1):63-71.
- Bermejo, A., R. Moreno-Opo & B. Molina. 2000. Expansión y distribución actual del bengalí rojo (*Amandava amandava*) en la Comunidad de Madrid. Anuario Ornitológico de Madrid 1999: 48-63.
- Bills, T.D. & D.A. Johnson. 1992. Effect of pH on the toxicity of TFM to sea lamprey larvae and nontarget species during a stream treatment. Technical Report 57. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. p. 7-20.
- Bills, T. D., D. A. Johnson & J. H. Selgeby. 1992. Effect of a lampricide treatment on ruffe and other nontarget fish in the Brule River, Brule, Wisconsin, Phase (2). Special report, National Fisheries Research Center, La Crosse, Wisconsin.
- Birks, J.D.S. & I.J. Linn. 1982. Studies of home range of the feral mink, *Mustela vison*. Symposia of the Zoological Society of London, 49: 231-257.
- Blackburn, T.M. & R.P. Duncan. 2001. Establishment patterns of exotic birds are constrained by non-random patterns in introduction. Journal of Biogeography, 28 (7): 927-939.
- Blackwell, B. F., T. W. Seamans & R.A. Dolbeer. 1999. Plant growth regulator enhances repellency of anthraquinone formulation to Canada geese. Journal of Wildlife Management, 63: 1336-1343.
- Blackwell, B.F., T.W. Seamans, D. A. Helon & R. A. Dolbeer. 2000. Early loss of herring gull clutches after egg-oiling. Wildlife Society Bulletin 28 (1): 70-75. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-9.pdf
- Blanc, F. 1992. Características genéticas de las poblaciones de la perdiz roja *Alectoris rufa*. La perdiz roja. Gestión del hábitat. Fundación La Caixa
- Blokpoel, H. & R. M. G. Hamilton. 1989. Effects of applying white mineral oil to chicken and gull eggs. Wildlife Society Bulletin 17: 435-441.

Referencias

- Blondel, J. 1995. Biogéographie. Approche écologique et évolutive. Masson, Paris. 297 pp.
- Bogges, E.K.. 1994. Raccoons. Pp. C101-108 in in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c101.pdf
- Boltani, L., F. Francisci, P. Ciucci & G. Andreoli. 1991. A radio-tracking study of feral dogs in Italy. 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 92.
- Bond, E.J. 1984. Manual of fumigation for insect control. FAO Plant Production and Protection Paper 54.
- Boone, J.L. En prep. Susceptibility of reptiles at Yucca Mountain, Nevada, to capture using three sampling methods: noosing, pitfall traps, and funnel traps members.aol.com/jlboone/papers/YM/ym_herps/catch.htm
- Boonman, J. 1998. Euthanasia of reptiles and amphibians. Lacerta, **56** (4)
- Booth, L.H, C.T. Eason & E.B. Spurr. 2001. Literature review of the acute toxicity and persistence of brodifacoum to invertebrates. Science for Conservation **177**: 1-9.
- Booth, T.W. 1994. Bird dispersal techniques. Pp. E19-24 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e19.pdf
- Bosch, M., D. Oro & X. Ruiz. 1994. Dependence of yellow-legged gulls (*Larus cachinnans*) on food from human activity in two western Mediterranean colonies. Avocetta, **18**: 135-139.
- Bourgeois, K., E. Vidal, C.M. Suehs, F. Médail. 2003. Invasions biologiques et mutualisme entre espèces exotiques : le cas des mammifères introduits et des *Carpobrotus* sur les îles d'Hyères. Journées Francophones de Conservation de la Biodiversité - UCBL Villeurbanne 22-25 avril 2003.
- Bourne, J. 2001a. House sparrows and their control. Agri-facts, Agdex 685-8. 4 pp. Alberta agriculture, food and rural development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex3498/\\$file/685-8.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex3498/$file/685-8.pdf)
- Bourne, J. 2001b. An improved magpie trap. Agri-facts, Agdex 685-3. 3 pp. Alberta agriculture, food and rural development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex3496/\\$file/685-3.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex3496/$file/685-3.pdf)
- Bourne, J. 2001c. Starlings and their control. Agri-facts, Agdex 685-6. 5 pp. Alberta Agriculture, Food and Rural Development. [www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex729/\\$file/685-6.pdf](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex729/$file/685-6.pdf)
- Bover, P. & J.A. Alcover. 2003. Understanding Late Quaternary extinctions: the case of *Myotragus balearicus* (Bate, 1909). Journal of Biogeography **30** (5): 771-781.
- Bradford, D.F., F. Tabatabai & D.M. Graber. 1993. Isolation of remaining populations of the native frog, *Rana muscosa*, by introduced fishes in Sequoia and Kings Canyon National Parks, California. Conservation Biology, **7** (4): 882-888.
- Bradley, M.P., L.A. Hinds & P.H. Bird. 1997. A bait-delivered immunocontraceptive vaccine for the European red fox (*Vulpes vulpes*) by the year 2002? Reproduction, Fertility and Development, **9**: 111-116.
- Bravo, C. & F. Bueno. 1992. Nuevos datos sobre la distribución del visón americano (*Mustela vison* Schreber) en España Central. Ecología, **6**: 161-164.

Referencias

- Bromley, C. & E.M. Gese. 2001a. Effects of sterilization on territory fidelity and maintenance, pair bonds, and survival rates of free-ranging coyotes. *Canadian Journal of Zoology* 79:386-392. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-6.pdf
- Bromley, C. & E.M. Gese. 2001b. Surgical sterilization as a method of reducing coyote predation on domestic sheep. *Journal of Wildlife Management* 65(3):510-519. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-7.pdf
- Brooks, J. E., P. J. Savarie & J.J. Johnston. 1998a. The oral and dermal toxicity of selected chemicals to brown tree snakes (*Boiga irregularis*). *Wildlife Research* 25: 427-435. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-12.pdf
- Brooks, J. E., Savarie P. J. & R.L. Bruggers. 1998b. The toxicity of commercial insecticide aerosol formulations to brown tree snakes. *Snake*, 28: 23-27. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-107.pdf
- Brooks, J.E., P.J. Savarie, J.J. Johnston & R.L. Bruggers. 1998c. Toxicity of pyrethrin/pyrethroid fogger products to brown tree snakes, *Boiga irregularis*, in cargo containers. *Snake*, 28: 33-36. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-106.pdf
- Brown, K.P. 1997. Impact of brodifacoum poisoning operations on South Islands Robins *Petroica australis australis* in New Zealand *Nothofagus* forest. *Bird Conservation International*, 7: 399-407.
- Brown, K.P., N. Alterio & H. Moller 1998. Secondary poisoning of stoats (*Mustela erminea*) at low mouse (*Mus musculus*) abundance in a New Zealand *Nothofagus* forest. *Wildlife Research*, 25: 419 - 426.
- Brown, P.R. & G. L. Jenkins. 1999. Non-target mortalities during aerial strychnine baiting of house mice. *Wildlife Research*, 26: 117-128
- Bruggers, R., E. Rodrigues & M. E. Zaccagnini. 1998. Planning for bird pest problem resolution: a case study. *International Biodeterioration and Biodegradation* 42:173-184.
- Bub, H. 1978. *Vogelfang und Vogelberingung*. Ed. A. Ziemsen Verlag. (English translation: F. Hamerstrom & K. Wuertz-Schaefer. 1991. *Bird trapping and banding: a handbook for trapping methods all over the world*. Cornell University Press) 330 pp.
- Bucher, E. H & L. F. Martin. 1987. Los nidos de cotorras (*Myiopsitta monachus*) como causa de problemas en líneas de transmisión eléctrica. *Vida Silvestre Neotropical* 1: 50-51.
- Bueno, F. & C. Bravo. 1990. Distribución y hábitat del visón americano (*Mustela vison* Schreber) en el Sistema Central. *Doñana, Acta Vertebrata*, 17: 165-171.
- Bueno, F. & C. Bravo. 1997. El visón americano (*Mustela vison* Schreber) en el centro de España. Evolución del área ocupada. *III españolas de conservación y estudio de Mamíferos*, Castelló de Ampuries, Girona: 15.
- Bullock, D.J., S.G. North, M.E. Dulloo & M. Thorsen. 2002. The impact of rabbit and goat eradication on the ecology of Round Island, Mauritius. Pp. 53-63 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) *Turning the tide: the eradication of invasives species*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Burch, G.C. 2002. Juvenile dispersal in *Peromyscus boylii*. In J. Latto, M. Orr, M. Desai & J. Remais (eds) *The Environment: Studies of Ecological Interconnections*. Senior Research Seminar. Environmental Sciences Group Major. University of California at Berkeley. California
- Burns, R., A. Harrison, J. Hudson, G. Jones, P. Rudolf, P. Shaw, C. Ward, D. Wilson & L. Wilson. 2000. *Northern Te Urewera Ecosystem Restoration Project. Summary Annual Report June*

Referencias

1999 – July 2000. Department of Conservation, Gisborn. 29 pp. www.doc.govt.nz/Regional-Info/006~East-Coast-Hawkes-Bay/004~Conservation/Northern-Te-Urewera-Ecosystem-Restoration-Project-Summary-Annual-Report-June-1999-July-2000.pdf

Byford, J.L. 1994. Nonpoisonous snakes. Pp. F15-20 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson (eds) Prevention and control of Wildlife damage. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska – Lincoln. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf15.pdf

Byrd, G.V., J.L. Sincock, T.C. Telfer, D. Moriarty, & B. Brady. 1984. A cross-fostering experiment with Newell's race of Manx shearwater. J. Wildl. Mgmt. **48**(1): 163-168.

Byrom, A. 2002. Dispersal and survival of juvenile feral ferrets *Mustela furo* in New Zealand. Journal of Applied Ecology, **39**: 67–78

Byrom, A., E. Spurr & C. O'Connor. 2001. Making predator control more cost-effective. Capturing natural prey odours as lures for stoats. Conservation Science Newsletter, **42**: 10-12. www.doc.govt.nz/Publications/004~Science-and-Research/ConScience-newsletter/PDF/ConSci42.pdf

C

Calabuig, P. 1999. Informe sobre las actuaciones realizadas para controlar la incipiente población de ardilla moruna (*Atlantoxerus getulus*) en la isla de Gran Canaria. Cabildo insular de Gran Canaria.

Calvopina, L. 1985. The impact and eradication of feral goats on the Galapagos Islands. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, **3**: 157-158.

Calzada, J. 2002. *Genetta genetta* (Linnaeus, 1758) Gineta. Pp. 290-293 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU

Campbell III, E.W. 1999. Barriers to movements of the brown treesnake (*Boiga irregularis*). Pp 306-312 in Gordon H. Rodda, Yoshio Sawai, David Chiszar, and Hiroshi Tanaka, editors. Problem snake management : the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, NY. 534p. www.fort.usgs.gov/resources/education/bts/resources/pdf/barriers-A.pdf

Campbell III, E.W., G.H. Rodda, T.H. Fritts & R.L. Bruggers. 1999. An integrated management plan for the brown treesnake (*Boiga irregularis*) on Pacific Islands. Pp 423-435 in Gordon H. Rodda, Yoshio Sawai, David Chiszar, and Hiroshi Tanaka, editors. Problem snake management : the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, NY. 534p. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-10.pdf

Campbell III, E.W., F. Kraus, S. Joe, L. Oberhofer, R. Sugihara, D. Lease and P. Krushelnycky. 2002. Introduced neotropical tree frogs in the Hawaiian Islands: Control technique development and population status. p: 406 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Campbell, K. 2002. Advances in Judas Goat Methodology in the Galápagos Islands: Manipulating the animals. . In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp:72-80.

Referencias

- Campbell, T.S. 2001. The Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus* Boddaert 1783). invasions.bio.utk.edu/invaders/monk.html
- Carmo, P.J.L., S.P.C. Borges & H.M.P.M. Serôdio. 1991. Feral goats in Desertas Islands (Madeira, Portugal). 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 70.
- Carter, S.P. & P.W. Bright. 2002. Habitat refuges as alternatives to predator control for the conservation of endangered Mauritian birds. Pp. 71-78 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Case, T.J. 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. Biological Conservation, **78**: 69-96.
- Cassey, P. 2002. Life history and ecology influences establishment success of introduced land birds. Biological Journal of the Linnean Society **76** (4): 465-480.
- Cassinello, J., E. Serrano, G. Calabuig, P. Acosta & J.M. Pérez. 2002. *Ammotragus lervia* (Pallas, 1777) Arruí. Pp 338-341 in Palomo, L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Castells, A. & M. Mayo. 1993. Guía de los mamíferos en libertad de España y Portugal. Pirámide, Madrid.
- Castillo, D. 1991. Population estimates and behavioral analyses of managed cat (*Felis catus*) colonies located in Miami-Dade County, Florida, parks. Master's thesis. Florida International University. www.fiu.edu/~clarkea/students/castillo/
- Cavallini P. & P. Serafini. 1995. Winter diet of the small Indian mongoose, *Herpestes auro-punctatus*, on an Adriatic island. Journal of Mammalogy **76**(2): 569-574.
- Cerreto, K.M., R.O. Hall, Jr. & H. Sexauer. 2003. Short-term effects of antimycin and rotenone on invertebrates in first order, high elevation streams. NABS Annual meeting, Athens, Georgia. www.benthos.org/database/allnabstracts.cfm/db/Athens2003abstracts/id/481
- Challies, C.N. 1985. Establishment, control and commercial exploitation of wild deer in New Zealand. Pp. 23-36 in P.F. Fennessy & K.R. Drew (Eds.) Biology of deer production. Royal Society of New Zealand.
- Challies, C.N. 1990a. Red deer. Pp.: 436-458 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Challies, C.N. 1990b. Wapiti. Pp. 458-467 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Chamorro, M. & J. Clavero. 1994. Falconry for bird control on airdromes; the Spanish experience after 26 years. Bird Strike Committee Europe. Vienna 29 August - 2 September 1994.
- Champion, P., J. Clayton & D. Rowe. 2002. Lakemanagers' handbook. Aliens invaders. Ministry for the Environment. www.mfe.govt.nz/publications/water/lm-alien-invaders-jun02.pdf
- Chanin, P.R.F. 1981. The diet of the otter and its relations with the feral mink in two areas of Southern England. Acta Theriologica, **26**: 83-95.
- Chanin, P.R.F. & I. Linn. 1980. The diet of the feral mink (*Mustela vison*) in southwestern Britain. Journal of Zoology, London, **192**: 205-223.
- Chappell, M.S. 1999. A Model for Humane Reduction of Feral Cat Populations. California Veterinarian September/October 1999. www.feralcat.com/michelle.html

Referencias

- Chapuis, J.-L. & G. Barnaud. 1995. Restauration d'îles de l'archipel de Kerguelen par éradication du lapin (*Oryctolagus cuniculus*): Méthode d'intervention appliquée sur l'île verte. Revue d' Ecologie (Terre Vie), **50**: 377-390.
- Chiszar, D., K. Kandler & H.M. Smith. 1988. Stimulus control of predatory attack in the Brown Tree Snake (*Boiga irregularis*) 1. Effects of visual cues arising from prey. The Snake, **20**: 151-155.
- Chiszar, D., W. Lukas & H.M. Smith. 1997. Response to rodent saline by two species of rodentiphagous snakes. Journal of Chemical Ecology, **23**: 829-836.
- Chiszar, Gordon H. Rodda, and Hobart M. Smith. 1995. Experiments on Chemical Control of Behavior in Brown Tree Snakes. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 121-127. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/chiszar.pdf
- Choquenot, D., B. Kay & B. Lukins. 1990. An evaluation of Warfarin for the control of feral pigs. Journal of Wildlife Management, **54**: 353-359.
- Christens, E. & H. Blokpoel. 1991. Operational spraying of white mineral oil to prevent hatching of gull eggs. Wildlife Society Bulletin **19** (4):423-430.
- Christens, E., H. Blokpoel, G. Rason, & S. W. D. Jarvie. 1995. Spraying white mineral oil on Canada goose eggs to prevent hatching. Wildlife Society Bulletin **23** (2):228-230.
- Clapperton, B.K. & T.D. Day. 2001. Cost-effectiveness of exclusion fencing for stoat and other pest control compared with conventional control. DoC Science Internal Series **14**. Department of Conservation, Wellington. 19p. www.xcluder.co.nz/DSIS14.pdf
- Clapperton, B.K., C.T. Eason, R.J. Weston, A.D. Woodhousw & D.R. Morgan. 1994. Development and testing of attractants for feral cats, *Felis catus* L. Wildlife Research, **21**: 389-399.
- Clark, J.P. & S.E. Hygnstrom. 1994. Crowned sparrows. Pp. E97-100 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/bird_e97.pdf
- Clark, L. & E.V. Aronov. 1999. Human food flavor additives as bird repellents: I. Conjugated aromatic compounds. Pesticide Science **55**:903-908. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-11.pdf
- Clark, L. 1995. A review of the bird repellent effects of 117 carbocyclic compounds. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 343-352. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/clark2.pdf
- Clark, L. 1995. Responsiveness of Brown Tree Snakes to Odors. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 129-137. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/repellents/pdf/clark.pdf
- Clark, L. 1998. Bird repellents: interaction of chemical agents in mixtures. Physiology & Behavior **64** (5): 689-695. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-18.pdf
- Clark, L. 1998. Review of bird repellents. Pages 330-337 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-20.pdf
- Clavell, J. 2003. Especies introducidas no establecidas. in Martí, R. & J.C. del Moral (eds). Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.
- Clay, K. 2003. Parasites lost. Nature, **421**: 585-586

Referencias

- Cleary, E.C. 1994. Waterfowl. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E129-138.
- Cleary, E.C. & S. R. Craven 1994. Thirteen-lined ground squirrels. Pp. B165-170 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b165.pdf
- Cleary, E.C. & R.A. Dolbeer. 1999. Wildlife hazard management at airports: a manual for airport personnel. U.S. Dept. of Transportation. Federal Aviation Administration U.S. Dept. of Agriculture, Wildlife Services, Washington,DC. 248p. (disponible en español en wildlife.pr.erau.edu/SpanishManual/EspStart.pdf)
- Cleaveland, S. & S. Thirgood. 1999. Pathogens as allies in island conservation? TREE, 14: 83-84.
- Clode, D., & D. W. Macdonald. 1995. Evidence for food competition between mink (*Mustela vison*) and otter (*Lutra lutra*) on Scottish islands. Journal of Zoology, London, **237**: 435-444.
- Close, B., K. Banister, V. Baumans, E.M. Bernoth, N. Bromage, J. Bunyan, W. Erhardt, P. Flecknell, N. Gregory, H. Hackbarth, D. Morton & C. Warwick. 1996. Recommendations for euthanasia of experimental animals DGXI of the European Commission. Laboratory Animals. London: Royal Society of Medicine Services, **30** (4): 293-316. Publicado en español en www.secal.es/word-pdf/eutanasia1.pdf y www.secal.es/word-pdf/eutanasia2.pdf
- Clout, M. & S. Sarre. 1995. Australian Possums in New Zealand. Aliens **2**: 19.
- Coleman, J.S. & S.A. Temple. 1993. Rural residents' free-ranging domestic cats: a survey. Wildlife Society Bulletin, **21**: 381-390.
- Coleman, J.S. & S.A. Temple. 1995. How many birds do cats kill? Wildlife Control Technology: 44.
- Coleman, J.S., S.A. Temple & S.R. Craven. 1997. Cats and Wildlife. A Conservation Dilemma. Habitats: A fact sheet series on managing lands for Wildlife. University of Wisconsin Cooperative Extension. wildlife.wisc.edu/extension/catfly3.htm
- Collar, N.J., M.J. Crosby & A.J. Stattersfield. 1994. Birds to watch 2. The World list of threatened birds. BirdLife International. Cambridge.
- Collares-Pereira M., M. Vieira & M. Santos-Reis. 2002. Epidemiological evaluation of the importance of rodents in *Leptospira* human transmission in Portugal. Revista Cubana de Medicina Tropical, **54** (1): 52-80
- Common, M.S. & T.W. Norton. 1992. Biodiversity: Its conservation in Australia. Ambio, **21**: 258-265.
- Cooke, B. 1998. Rabbit haemorrhagic disease: advances in field epidemiology. In S. Reig (ed) Abstracts Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain: 86.
- Cooke, B.D. 1982a. Reduction of food intake and other physiological responses to a restriction of drinking water in captive wild rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.). Australian Wildlife Research, **9**: 247-252.
- Cooke, B.D. 1982b. A shortage of water in natural pastures as a factor limiting a population of rabbits, *Oryctolagus cuniculus* (L.), in arid, North-eastern South Australia. Australian Wildlife Research, **9**: 465-476.

Referencias

- Cooper, J. 1995. After the cats and trout: the mice? Removing alien vertebrates from subantarctic Marion Island. Aliens Newsletter, **1**: 17.
- Cooper, J. A. & T. Keefe. 1997. Urban Canada goose management: Policies and procedures. Transactions of the North American Wildlife and Natural Resources Conference **62**:412-430.
- Cooper Jr., W.E, Valentín Pérez-Mellado & L.J. Vitt. 2002. Lingual and biting responses to selected lipids by the lizard *Podarcis lilfordi*. Physiology & Behavior, **75**: 237– 241
- Corbett, G. 1998. Mustelid control. Environment B-O-P Factsheet AP11/98. 2 pp. www.boprc.govt.nz/publications/PDF/FactSheets/AP1198.pdf
- Corbett, G. 1998. Use of traps for possum control. Environment B-O-P Factsheet AP10/98. 4 pp. www.boprc.govt.nz/publications/PDF/FactSheets/AP1098.pdf
- Corn, P.S. & R.B. Bury. 1990. Sampling methods for terrestrial amphibians and reptiles. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, Oregon. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-256. www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr256.pdf
- Coulson, J.C. 1991. The population dynamics of culling herring gulls and lesser black-backed gulls. Pp. 479-497
- Coulter, M. C., F. Cruz & J. Cruz. 1985. A programme to save the dark-rumped petrel, *Pterodroma phaeopygia*, on Floreana Island, Galapagos, Ecuador. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, **3**: 177-180.
- Courchamp, F. & G. Sugihara. 1999. Biological control of alien predator populations to protect native island prey species from extinction. Ecological Applications **9**: 112-123
- Courchamp, F. & S.J. Cornell. 2000. Virus-vectored immunocontraception to control feral cats on islands: a mathematical model. Journal of Applied Ecology, **37**: 903-913
- Courchamp, F., L. Say & D. Pontier. 2000. Transmission of Feline Immunodeficiency Virus in a population of cats (*Felis catus*). Wildlife Research **27**: 603-611.
- Courchamp, F. 1996. Etude de l'épidémiologie du Virus de l'Immunodéficience Féline dans les populations de chats domestiques (*Felis catus*). Tesis doctoral, Université Claude Bernard - Lyon I. 265 pp.
- Courchamp, F., C. Suppo, E. Fromont & C. Bouloux. 1997. Dynamics of two feline retroviruses (FIV and FeLV) within one population of cats. Proceedings of the Royal Society of London, Biological Sciences. **264**: 785-794.
- Courchamp, F., D. Pontier & M. Artois. 1995a. Modelling the Feline Immunodeficiency Virus within populations of domestic cats (*Felis catus*). Journal of Biological Systems, **3** (3): 769-777.
- Courchamp, F., D. Pontier, E. Fromont & M. Artois. 1995b. Impact of two feline retroviruses on natural populations of domestic cat. Mammalia. **59** (4): 589-598.
- Courchamp, F., D. Pontier, M. Langlais & M. Artois. 1995c. Population dynamics of Feline Immunodeficiency Virus within populations of cats. Journal of Theoretical Biology. **175** (4) : 553-560.
- Courchamp, F., J.-L. Chapuis & M. Pascal. 2003. Mammal invaders on islands: Impact, control and control impact. Biological Reviews, en prensa
- Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 1999a. Cats protecting birds: modelling the mesopredator release effect. Ecology, **68**: 282-292.

Referencias

- Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 1999b. Control of rabbits to protect island birds from cat predation. Biological Conservation, **89**: 219-225.
- Courchamp, F., M. Langlais & G. Sugihara. 2000. Rabbits killing birds: Modelling the hyperpredation process. Journal of Animal Ecology, **69**, 154–164.
- Courchamp, F., N. Yoccoz, M. Artois & D. Pontier. 1998. At-risk individuals in Feline Immunodeficiency Virus epidemiology: evidence from a multivariate approach in a natural population of domestic cats (*Felis catus*). Epidemiology and Infection. **121**: 227-236
- Crane, M.S. & B.T. Eaton. 1997. Spring Viraemia of Carp Virus (*Rhabdovirus carpio*): a biological control agent? Pp. 87-105 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf
- Criado, J. 1997. Conservation of the white-headed duck (*Oxyura leucocephala*). 17th meeting. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Council of Europe.
- Criado, J. & R. Mejías, 1990. Plan de recuperación del ferreret (*Alytes muletensis*). Conselleria de Agricultura i Pesca. SECONA. Balears. Documents Tècnics de Conservació, **5**.
- Crockett, M.E., A.D. Dove, K.G. Rice, J.H. Waddle & H. F. Percival. 2002. Effects of the non indigenous treefrog, *Osteopilus septentrionalis*, on native Hylids in Protected Areas of South Florida. Poster in el Annual Florida cooperative fish and wildlife research unit coordinating committee meeting.
- Crooks, K. R., C. A. Scott & D. H. van Vuren. 2001. Exotic disease and an insular endemic carnivore, the island fox. Biological Conservation **98**: 55-60.
- Crooks, K.R. & M.E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. Nature, **400**: 563-566
- Cross, S. 2002. West Coast Ground Tracking Judas Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp 20-29.
- Crosswhite, D.L., S.F. Fox & R.E. Thill. 1999. Comparison of methods for monitoring reptiles and amphibians in upland forests of the Ouachita mountains. Proceedings of the Oklahoma Academy of Sciences, **79**: 45-50.
- Cruz, F. & J.B. Cruz. 1987. Control of black rats (*Rattus rattus*) and its effect on nesting drak-rumped petrels in the Galapagos Islands. Vida Silvestre Neotropical, **1**: 3-13.
- CSIRO. 1997. Rabbit Calicivirus Disease. www.csiro.au/communication/rabbits/qarabbit.htm
- Cummings, J.L., D.L. Otis, J.E. Davis, JR. & K.A. Crane. 1998. Evaluation of methyl anthranilate and DRC-156 as Canada goose grazing repellents. Pages 193-197 in D. H. Rusch, M. D. Samuel, D. D. Humburg, and B. D. Sullivan, editors. Biology and management of Canada Geese. Proc. Int. Canada Goose Symposium, Milwaukee, Wisconsin. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-99.pdf
- Cummings, J.L., M.E. Pitzler, P.A. Pochop, H.W. Krupa, T.L. Pugh and J.A. May. 1997. Field evaluation of white mineral oil to reduce hatching in Canada goose eggs Pages 67-72 in C. D. Lee and S.E. Hygnstrom, eds. Thirteenth Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proc., Published by Kansas State University Agricultural Experiment Station and Cooperative Extension Service.

Referencias

D

- Daly, J.C. 1980. Age, sex and season: factors which determine the trap response of the European wild rabbit, *Oryctolagus cuniculus*. Australian Wildlife Research, 7: 421-432.
- Dards, J. L. 1978. Home ranges of feral cats in Portsmouth dockyard. Carnivore Genetics Newsletter, 3: 242-255.
- Dards, J.L. 1981. Habitat utilisation of feral cats in Portsmouth dockyard. The ecology and control of feral cats. Proceedings of a Symposium held at Royal Holloway College, University of London. UFAW. 30-49.
- Daszak, P., L. Berger, A.A. Cunningham, A.D. Hyatt, D.E. Green, R. Speare. 1999. Emerging infectious diseases and amphibian population declines. Emerging Infectious Diseases, 5: 735-748.
- Davidson, M.M. 1990. Sika deer. Pp. 468-477 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland..
- Davidson, M.M. & C.N. Challies. 1990. White-tailed deer. Pp. 468-477 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Davidson, M.M. & G. Nugent. 1990. Fallow deer. Pp. 490-506 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Davis, J.T. 1994. Turtle control in farm ponds. Texas Agricultural Extension Service. 4 pp. wildlife.tamu.edu/publications/TAEXPonds/1402a.pdf
- Day, T.D. & R.J. MacGibbon. 2002. Escape behaviour and physical abilities of vertebrate pests towards electrified and non-electrified fences. Xcluder™ Pest Proof Fencing Company unpublished internal report. 7 pp. www.xcluder.co.nz/xcluder%20animal%20behaviour.pdf
- DCS. 1997. A policy for Sika Deer in Scotland. Sika Working Group. Deer Commission for Scotland
- deCalesta, D.S. 1983. (Revisión N. Allen, 2002). Building an antipredator fence. Pacific Northwest Extension Publication. 16 pp. eesc.orst.edu/agcomwebfile/edmat/PNW225.pdf
- Diefenbach, D. R., M. J. Conroy, R. J. Warren, W. E. James, L. A. Baker & T. Hon. 1994. A test of the scent-station survey technique for bobcats. Journal of Wildlife Management 58:10-17.
- Division of Animal Health. 1988. Directions for use: Pindone rabbit baits. Agfact A9.0.12. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. Agriculture & Fisheries. 2 pp
- DNRE. 2003 (revisión). Cat management manual Department of Natural Resources and Environment. The state of Victoria. www.nre.vic.gov.au/web/root/domino/cm_da/NRECPA.nsf/TOC/16FE80830025CD614A256B61001F9B7A#TOC
- Doadrio, I. (ed.). 2001. Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.
- DoC. 1998. National feral goat control plan 1995-2004. A strategy for the sustained protection of native plant and animal communities. Department of Conservation. Wellington, NZ.
- DoC. 2001. 1080. Department of Conservation. NZ www.doc.govt.nz/pdfs/1080.pdf
- DoC. 2002a. The Eastern Banjo Frog *Limnodynastes dumerilii grayi*. Department of Conservation, New Zealand www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Banjo-Frog.asp

Referencias

- DoC. 2002b. What's happening with stoat research? : fourth report on the five-year stoat research programme. Department of Conservation, Wellington, N.Z. 54 pp. www.doc.govt.nz/Publications/004~Science-and-Research/Miscellaneous/PDF/Stoats4.pdf
- DoC 2002c. Judas Workshop 2002. Department of Conservation. New Zealand www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Judas-Workshop-2002/
- DoC. 2002d. Gambusia (formerly known as mosquito fish). [www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Pest-Fish-\(Freshwater\)/Gambusia-\(formerly-known-as-mosquito-fish\).asp](http://www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/Pest-Fish-(Freshwater)/Gambusia-(formerly-known-as-mosquito-fish).asp)
- Dolbeer, R.A. 1994. Black birds. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E25-32. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e25.pdf
- Dolbeer, R. A. 1998. Evaluation of shooting and falconry to reduce bird strikes with aircraft at John F. Kennedy International Airport. Proceedings of the International Bird Strike Committee 24: 145-158. September 14-18, 1998, Stara Lesna, Slovakia.
- Dolbeer, R. A., J. L. Belant & J. Sillings. 1993. Shooting gulls reduces strikes with aircraft at John F. Kennedy Internatinal Airport. Wildlife Society Bulletin 21: 442-450.
- Dolbeer, R. A. & J. L. Bucknall. 1994. Shooting gulls reduces strikes with aircraft at John F. Kennedy International Airport, 1991 - 1993. Bird Strike Committee Europe 22: 375-396.
- Dolbeer, R.A., T.W. Seamans, B.F. Blackwell & J.L. Belant. 1998. Anthraquinone formulation (Flight Control) shows promise as avian feeding repellent. Journal of Wildlife Management 62 (4): 1558-1564. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-30.pdf
- Doležel, D., B. Koudela, M. Jirků, V. Hypša, M. Oborník, J. Votýpka, D. Modrý, J.R. Šlapeta, J. Lukeš 1999. Phylogenetic analysis of *Sarcocystis* spp. of mammals and reptiles supports the coevolution of *Sarcocystis* spp. with their final hosts. International Journal for Parasitology 29 795-798
- Donlan, C.J. 2000. Islands and introduced herbivores: using conservation to investigate top-down and bottom-up processes. Tesis. Universidad de California, Santa Cruz.
- Donlan, C.J., B.R. Tershy, & D.A. Croll. 2002. Islands and introduced herbivores: conservation action as ecosystem experimentation. Journal of Applied Ecology 39 (2), 235-246
- Douglas, M.H. 1967. Control of tahr (*Hemitragus jemlahicus*): evaluation of a poisoning technique. New Zealand Journal of Science, 10: 511-516.
- Duarte, J. & J.M. Vargas. 2001. Mamíferos predadores de nidos de perdiz roja (*Alectoris rufa* Linnaeus, 1758) en olivares del sur de España. Galemys, 13: 47-58.
- Duarte, L. & N. Varela. 2002. Introducción al manejo en el cautiverio de las loras alianaranjadas (*Amazona amazonica*) y reales (*Amazona ochrocephala*). Boletín del Grupo de Estudio de Animales Silvestres 4 (4).
- Dubey, J.P., L. Venturini, C. Venturini, W. Basso & J. Unzaga. 1999. Isolation of *Sarcocystis falcatula* from the South American opossum (*Didelphis albiventris*) from Argentina. Veterinary Parasitology 86: 239-244.
- Dubock, A.C.. 1984. Pulsed baiting. A new technique for high potency, slow acting rodenticides. In A.C. Dubock (ed.) Proceedings of a Conference on the Organisation and Practice of Vertebrate Pest Control, pp. 105-142. ICI Plant Protection Division, Fernhurst, Surrey.

Referencias

- Dubock, A.C.. 1985. The evaluation of potential effects on non-target vertebrate populations as a result of anticoagulant rodenticide use. Second Symposium on Recent Advances in Rodent Control, Kuwait. 11 pp. + 2 fig.
- Dubray, D. & D. Roux. 1990. Statut et gestion du mouflon (*Ovis ammon musimon* S.) en Corse. Vie Milieu, **40**: 256-261.
- Duncan, R.P., M. Bomford, D.M. Forsyth & L. Conibear. 2001. High predictability in introduction outcomes and the geographical range size of introduced Australian birds: a role for climate. Journal of Animal Ecology, **70** (4): 621-632.
- Dunlevy, P. A., E.W. Campbell & G. D. Lindsey. 2000. Broadcast application of a placebo rodenticide bait in a native Hawaiian forest. International Biodeterioration & Biodegradation **45**: 199-208. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-15.pdf
- Dunlevy, P.A. & E.W. Campbell. 2001. Assessment of avian non-target hazards from the broadcast of rodenticide bait in Hawaiian forests. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001.
- Dunstone, N. & M. Ireland. 1989. The mink menace? A reappraisal. Pp. 225-241 in: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests. Chapman and Hall. London
- Duplantier J.M., J.B. Duchemin, M. Ratsitorahina, L. Rahalison & S. Chanteau. 2001. Résurgence de la peste dans le district d'Ikongo à Madagascar en 1998. 2 : Réservoirs et vecteurs impliqués. Bulletin de la Société de Pathologie Exotique, **94**: 119-122.
- Durbán, M. 2003. La gestión de los herbívoros alóctonos en los Parques Nacionales en Canarias. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 9.
- Duvall II, F.P. 2001 Feral Cat (*Felis catus*) predation on low elevation native seabird colonies on Maui Island. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001
- Dzieciolowski, R.M. 1992. Efficiency of recreational hunting. In: B. Bobek, K. Perzanowski & W. Regelin (eds.) Global trends in wildlife management. Trans. 18 th IUGB Congress, Krakow 1987.

E

- EABG. 1999. Threat abatement plan for predation by feral cats. Biodiversity Group, Environment Australia, 1999. ea.gov.au/biodiversity/threatened/tap/cats/index.html
- Eason, C.T. & E.B. Spurr. 1995: Review of the toxicity and impacts of brodifacoum on non-target wildlife in New Zealand. New Zealand Journal of Zoology **22**: 371-379.
- Eason, C.T., M. Wickstrom, R. Henderson, L. Milne & D. Arthur. 2000. Non-target and secondary poisoning risks associated with cholecalciferol. New Zealand Plant Protection, **53**: 299-304 www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_299.pdf
- Eisemann, J.D., G.M. Linz & J.J. Johnston. 2001. Non-target hazard assessment of using DRC-1339 avicide to manage blackbirds in sunflower. Pages 197-211 in John J. Johnston, Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D. C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-10.pdf

Referencias

- Elvira, B. 2001. Peces exóticos introducidos en España. pp 266-272 In I. Doadrio (ed) Atlas y libro rojo de los peces continentales de España. DGCN-CSIC.
- Emery, L. 1985. Review of fish species introduced into the Great Lakes, 1819-1974. Technical Report 45. Great Lakes Fishery Commission, Michigan 32 pp.
- Engeman, R.M. 1998. An easy capture method for brown tree snakes (*Boiga irregularis*). Snake, **28**:101-102. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-104.pdf
- Engeman, R.M. & M. A. Linnell. 1998. Trapping strategies for deterring the spread of Brown Tree Snakes from Guam. Pacific Conservation Biology, **4**: 348-353. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-37.pdf
- Engeman, R.M., M. A. Linnell, P. Aguon, A. Manibusan, S. Sayama & A. Techaira. 1999. Implications of brown tree snake captures from fences. Wildlife Research, **26**:111-116 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-20.pdf
- Engeman, R.M., M. A. Linnell, P. A. Pochop & J. Gamboa. 1998a. Substantial reductions of brown tree snake (*Boiga irregularis*) populations in blocks of land through operational trapping. International Biodeterioration and Biodegradation, **42** (2-3): 167-171. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-38.pdf
- Engeman, R.M., M. A. Linnell, D. S. Vice & M. E. Pitzler. 1998b. Efficacy of the methods used in an integrated program to deter the dispersal of brown tree snakes from Guam. Pages 435-440 in Pickles, G., Editor. 11th Australian Vertebrate Pest Conference Proceedings (May 3-8, 1998, Bunbury, Western Australia). Agriculture Western Australia, Forrestfield, WA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-39.pdf
- Engeman, R.M., D.V. Rodríguez, M.A. Linnell & M.E. Pitzler. 1998c. A review of the case histories of the brown tree snakes (*Boiga irregularis*) located by detector dogs on Guam. International Biodeterioration & Biodegradation, **42** (2-3): 161-165. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-40.pdf
- Engeman, R.M., S. Sayama & M.A. Linell. 1998d. Operational utility of perimeter trapping for removing brown tree snakes (*Boiga irregularis*) from a defined area. Snake, **28**: 19-22. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-103.pdf
- Engeman, R.M. & D.S. Vice. 2000. Standardizing the evaluation of brown tree snake trap designs. Integrated Pest Management Reviews, **5**: 205-212 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-15.pdf
- Engeman, R.M. & D.S. Vice. 2001. A direct comparison of trapping and spotlight searches for capturing brown tree snakes on Guam. Pacific Conservation Biology, **7**: 4-8. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-14.pdf
- Engeman, R.M., D. S. Vice, G. Nelson & E. Muna. 2000. Brown tree snakes effectively removed from a large plot of land on Guam by perimeter trapping. International Biodeterioration & Biodegradation, **45**: 139-142. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/00pubs/00-17.pdf
- Engeman, R.M., D. S. Vice, D. V. Rodríguez, K. S. Gruver, W. S. Santos & M. E. Pitzler. 1998e. Effectiveness of the detector dogs used for deterring the dispersal of brown tree snakes. Pacific Conservation Biology, **4**: 256-60. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-43.pdf
- Empson, R.A. & C.M. Miskelly. 1999. The risks, costs and benefits of using brodifacoum to eradicate rats from Kapiti Island, New Zealand. New Zealand Journal of Ecology **23**: 241 –254.
- Erlinge, S. 1972. Interspecific relations between otter *Lutra lutra* and mink *Mustela vison* in Sweden. Oikos, **23**: 327-335

Referencias

Ewer, R.F. 1973. The carnivores. Cornell Univ. Press, Ithaca, xv + 494 pp.

EXTOXNET. 1998. Pesticide Information Profile. Extension Toxicology Network. <http://pmep.cce.cornell.edu/profiles/extoxnet/index.html>

F

Fagestone, K. A. & P. L. Hegdal. 1998. Risk assessment of rodenticides through use of telemetry and other methods: 5 examples. Pages 49-66 in Brewer, L. W. and Fagerstone, K. A., Editors. Radiotelemetry applications for wildlife toxicology field studies. Proceedings from a Pellston workshop on avian radiotelemetry in support of pesticide field studies. (January 5-8, 1993, Pacific Grove CA). SETAC Special Publications Series Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL. 224. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-44.pdf

Fang, Y. & Y.H. Sun. 1997. Capturing techniques for the Chinese grouse *Bonasa sewerzowi*. Wildlife Biology, **3**: 287.

Fernández-Arias, A. & J. Folch. 1995. La trampa definitiva. Trofeo, 306: 76-80.

Finney, S.K., M.P. Harris, L.F. Keller, D.A. Elston, P. Monaghan & S. Wanless. 2003. Reducing the density of breeding gulls influences the pattern of recruitment of immature Atlantic puffins *Fratercula arctica* to a breeding colony. Journal of Applied Ecology, **40** (3): 545-552

Fisher, R.N. & H.B. Shaffer. 1996. The Decline of Amphibians in California's Great Central Valley. Conservation Biology, **10** (5): 1387-1397.

Fisher, R.N., A.V. Suarez & T.J. Case. 2002. Spatial patterns in the abundance of the coastal horned lizard. Conservation Biology **16** (1): 205-215.

Fitzgerald, B. M. 1990. Cat. Pp.: 330-348 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Fitzwater, W.D. 1994. House cats (feral). In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. Pp:C45-C50. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/ca_c45.pdf

Fitzwater, W.D. 1994. House sparrows. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E101-108. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bir_e101.pdf

Flux, J.E.C. & P.J. Fullagan. 1992. World distribution of the rabbit *Oryctolagus cuniculus* on islands. Mammal Review, **22** (3-4): 151-205.

Flux, J.E.C. 1993. Relative effect of cats, myxomatosis, traditional control, or competitors in removing rabbits from islands. New Zealand Journal of Zoology, **20**: 13-18.

Ford, D. ca.1997. Radio-tracking of hand-reared flying-foxes released at Gordon Sydney, Australia: A summary. Flying-fox fact sheets. Ku-ring-gai Bat Conservation Society Inc. www.sydneybats.org.au/PDF/radiotrack.PDF

Ford, N.B. & D.F. Ford. 2002. Notes on the ecology of the South American water snake *Helicops angulatus* (Squamata: Colubridae) in Nariva Swamp, Trinidad. Caribbean Journal of Science, **38** (1-2): 129-132

Referencias

- Fowler, C.H. & R.T. Golightly. 1994. Fisher and marten survey techniques on the Tahoe National Forest. California Department of Fish and Game, Nongame Bird and Mammal Section Report 94-9. Sacramento, CA. 64pp. www.dfg.ca.gov/hcpb/info/bm_research/bm_pdfrpts/94_09.pdf
- Fowler, J.F. & J.L. Avery. 1994. Turtles. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. F.27-31. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf27.pdf
- Frantz, S.C. 1997. Rodent control in homes and buildings. Cornell Pest Management Recommendations for Control of Vertebrates. Cornell University.
- Franz, R., C.K. Dodd, Jr. & D. W. Buden. 1993. Distributional records of amphibians and reptiles from the Exuma Islands, Bahamas, including the first reports of a freshwater turtle and an introduced gecko. Caribbean Journal of Science, **29** (3-4): 165-173
- French, L. & J. Parkhurst. 2001. Canada Goose (*Branta canadensis*). Managing Wildlife Damage. Publication 420-203. Virginia Cooperative Extension Programs. 8pp.
- Friedl, T.W.P. & G.M. Klump. 1999. Determinants of male mating success in the red bishop (*Euplectes orix*). Behav. Ecol. Sociobiol., **46**: 387-399.
- Fritts, T.H. 1998. The role of introduced species in the degradation of island ecosystems: A case study of Guam. Annual Review of Ecology and Systematics, **9**: 113-140
- Fritts, T.H., N.J. Scott Jr. & B.E. Smith. 1989. Trapping *Boiga irregularis* on Guam using bird odors. Journal of Herpetology, **23**: 189-192.
- Fromont, E., F. Courchamp, M. Artois & D. Pontier. 1997b. Infection strategies of retroviruses and social grouping of domestic cats. Canadian Journal of Zoology. **75**: 1994-2002.
- Fromont, E., M. Artois, M. Langlais, F. Courchamp & D. Pontier. 1997a. Modelling the Feline Leukemia Virus (FeLV) in a natural population of cats (*Felis catus*). Theoretical Population Biology. **52**: 60-70.

G

- Gammon, D.E. & B.A. Maurer. 2002. Evidence for non-uniform dispersal in the biological invasions of two naturalized North American bird species. Global Ecology and Biogeography, **11** (2): 155-162.
- García, M.A., C.E. Diez & A.O. Álvarez. 2002. The eradication of *Rattus rattus* from Monito Island, West Indies. Pp. 116-119 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- García Perea, R. 2002. *Felis sylvestris* Schreber, 1775. Gato montés europeo. *Felys libyca* Forster, 1780. Gato montés africano. Pp. 294-301 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- García y Gans, F.J. & F.J. Català. 2003. Estudio de las poblaciones de psittácidos de la ciudad de Valencia y medidas de gestión emprendidas desde la sección de zoonosis. Pp: 233-234 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zillett & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Referencias

- García-Márquez, M. & S. Martín. 2001. Seguimiento de la población de *Gallotia simonyi* en la Fuga de Gorreta. AHE-Gobierno de Canarias. Inédito. 33 pp.
- Garrido, H., T. Andrés, M.A. Bravo, J. Calzada, C. Gutiérrez, M. Sáenz de Buruaga A. Onrubia & F. Valdera. 2003. Métodos de control de malvasía canela en híbridos con malvasía cabeciblanca. Pp. 238-240 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.
- Gaunt, A.S, & L.W. Oring. 1997. Guidelines to the use of wild birds in research. The Ornithological Council. Special Publication. Washington, D.C. iacuc.ufl.edu
- GENA. 2003. Informe final de la campaña de control de la población de ratas en Sa Dragonera. Gestión y Estudio de Espacios Naturales, S.L./Govern de les Illes Balears. Palma.
- Genovesi, P. & G. Amori. 1999. Conservation of *Sciurus vulgaris* and eradication of *Sciurus carolinensis* in Italia. Pp 101-106 in Council of Europe. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Malta, 3-5 Junio 1999. Environmental encounters, 41.
- Genovesi, P. & S Bertolino. 2000. Linee guida per il controllo dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) in Italia. Quaderni di Conservazione della Natura, 4: 56 Pp.
- Genovesi, P., M. Besa & S. Toso. 1995. Ecology of a feral cat *Felis catus* population in an agricultural area of northern Italy. Wildlife Biology, 1: 233-237.
- Genovesi, P. & C. Shine. 2002. European Strategy on Invasive Alien Species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats. Standing Committee. 22nd meeting Strasbourg, 2-5 December 2002
- George, W. G. 1974. Domestic cats as predators and factors in winter shortages of raptor prey. The Wilson Bulletin 86(4):384-396.
- Gerell, R. 1967. Dispersal and acclimatization of the mink (*Mustela vison* Schreb.) in Sweden. Viltrevy, 5: 1-38.
- German, A. 1985. Contact effect of diethylstilbestrol (DES) on the suppression of reproduction in the Levant vole, *Microtus guentheri*. Acta Zoologica Fennica, 173: 179-180.
- Gestió Natura. 1998. Memòria de la campanya de control de gavina vulgar a les zones 5b. Gestió Natura-Govern Balear, inédito, 19 pp+ anexos.
- Gibb, J.A. & J.M. Williams. 1990. Rabbit. Pp.: 138-160 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Gibbons, J. W. & D.H. Bennett. 1974. Determination of anuran terrestrial activity patterns by a drift fence method. Copeia 1974: 236-243.
- Gill, E.L., R.W. Watkins, J.E. Gurney, J.D. Bishop, C.J. Feare, C.B. Scanlon & D.P. Cowan 1995. Cinnamamide: A nonlethal chemical repellent for birds and mammals. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 43-51.
- Gill, J.E., G.M. Kerins & A.D. Macnicoll. 1992. Inheritance of low grade brodifacoum resistance in the Norway rat. Journal of Wildlife Management, 56: 809-816.
- Gillies, C., R. Pierce, M. Clout & C.M. King. 2000. Home ranges of introduced mustelids and feral cats at Trounson Kauri Prak, New Zealand. Mammal Review, 30 (3-4): 227.
- Gillissen, F. 1998. L'histoire se répète. Lacerta, 56 (4)

Referencias

Gilderhus, P.A. 1979. Effects of granular 2', 5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) on benthic macroinvertebrates in a lake environment. Technical Report 34. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. pp. 1-5.

Glahn, J.F. & M.L. Avery. 2001. Estimation of red-winged blackbird mortality from toxic bait application. Pages 109-118 in John J. Johnston, Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D. C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-22.pdf

Glanh, J.F., G. Ellis, P. Fioranelli & B.S. Dorr. 2001. Evaluation of moderate and low-powered lasers for dispersing double-crested cormorants from their night roosts. Pages 34-48 in M C. Brittingham, J. Kays, and R. McPeake editors. Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-23.pdf

Glen, A. 2001. Uptake of baits by target and non-target animals during control programmes for foxes and wild dogs. Bachelor of Sciences, School of Biological Sciences. Sidney. www.bio.usyd.edu.au/aglen

Godin, A.J. 1994. Birds at airports. Pp. E1-4 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e1.pdf

GOERT. 2002. Decision Support Tool for Invasive Species in Garry Oak Ecosystems. Garry Oak Ecosystems Recovery Team.

Goldade, D.A., P.J. Savarie, J.C. Hurley, S. A. Gaddis & J.J. Johnston. 2001. Design of a laboratory secondary hazard study. Pages 146-156 in J. J. Johnston, editor., Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D.C. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-24.pdf

Goldschmidt, T., F. Witte & J. Wanink. 1993. Cascading effects of the introduced Nile perch on the detritivorous/phytoplanktivorous species in the sublittoral areas of Lake Victoria. Conservation Biology, 7 (3): 686-700

Goltz, D., C. Murray, A. Agness & P.C. Banko. 2001. Feral cat home range, habitat utilization and movements on Mauna Kea, Hawaii. Society for Conservation Biology 15th Annual Meeting. July 29-August 1, 2001

Gómez, L.A. & A.B. Fernández. 2003. Defoliación y consumo de frutos producidos por la rata (*Rattus rattus*) en árboles y arbustos de la Laurisilva del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias, España). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 20

González-Solís, J. D. Oro, L. Jover, X. Ruiz & V. Pedrocchi. 1997. Trophic niche width and overlap of two sympatric gulls in the southwestern Mediterranean. Oecologia, 112: 75-80.

Goodsell, J.A. & L.B. Kats 1999. Effect of introduced mosquitofish on Pacific treefrogs and the role of alternative prey. Conservation Biology, 13 (4): 921-924.

Gorenzel, W.P. F.S. Cont & T. P. Salmon. 1994. Bird Damage at Aquaculture Facilities. Pp. E5-18 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. http://wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e5.pdf

Referencias

- Gosling, L.M. 1977. Coypu. In: Corbet, G.B. & H.N. Southern (Eds.) The handbook of British Mammals 2nd ed. Pp: 256-265. Oxford: Blackwell Sci. Pub.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker. 1989a. Demographic consequences of differences in ranging behaviour of male and female coypus. Pp. 155-167 in Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests. Chapman and Hall. London.
- Gosling, L.M. & S.J. Baker. 1989b. The eradication of muskrats and coypus from Britain. Biological Journal of the Linnean Society, **38**: 39-51.
- Gosling, L.M., S.J. Baker & C.N. Clarke. 1988. An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in East Anglia. J. Appl. Ecol., **25**: 49-62.
- Gosling, L.M., A.D. Watt & S.J. Baker. 1981. Continuous retrospective census of the East Anglian coypu population between 1970 and 1979. Journal of Animal Ecology, **50**: 885-901.
- Greaves, J. E., Choudry, M. A. & Khan, A. A. 1977. Pilot rodent control studies in rice fields in Sind, using five rodenticides. Agro-Ecosystems **3**: 119-130.
- Greaves, J.H. 1985. The present status of resistance to anticoagulants. Acta Zoologica Fennica, **173**: 159-162.
- Green, J.S. & P. S. Gipson. 1994. Feral dog. Pp:C77-C82 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA_APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c77.pdf
- Green, J.S., F.R. Henderson & M.D. Collinge. 1994. Coyote. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA_APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. Pp:C51-C76. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/carnivor/ca_c51.pdf
- Green, W.Q. & J.D. Coleman. 1984. Response of a brush-tailed possum population to intensive trapping. New Zealand Journal of Zoology, **11**: 319-328.
- Greenberg, C.H., D.G. Neary & L.D. Harris. 1994. A comparison of herpetofaunal sampling effectiveness of pitfall, single-ended, and double-ended funnel traps used with drift fences. Journal of Herpetology, **28**: 319-324.
- Gregory, N. 2003. Assessing the humaneness of pest control methods. Solutions for achieving humane vertebrate pest control. Proceedings of the 2003 RSPCA Australia Scientific Seminar held at the Telstra Theatre, Australian War Memorial, Canberra, 25 February 2003: 66-84.
- Gurnell, J. 1989. Demographic implications for the control of grey squirrels. In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 131-143. Chapman and Hall. London.
- Gurnell, J. 1991. The grey squirrel in Britain: Problems for management and lessons for Europe. 1st European Congress of Mammalogy, Lisboa, Portugal. Proceedings: 63-64.
- Gurnell, J., P. Nettleton, T. Sainsbury & A. Scagliarini. 1998. The conservation of red squirrels in Europe: Problems of disease. In S. Reig (ed) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts: 250-251.
- Guzmán, J. N. & F. J. García. 1999. Resultados de las campañas de trampeo de carnívoros en áreas con presencia de lince en Castilla-La Mancha. IV Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos. Segovia, 1999. Resúmenes: 56-57

Referencias

H

- Haberl, W. The Shrew Methods Pages. members.vienna.at/shrew/trapping.html
- Hadler, M. R. & R.S. Shadbolt. 1975. Novel 4-hydroxycoumarin anticoagulants active against resistant rats. Nature, **253**: 275-277.
- Hall, T.H. 1994. Magpies. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: University of Nebraska Cooperative Extension. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. E79-E86 wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/bird_e79.pdf
- Hannon, S.J., C. A. Paszkowski, S. Boutin, J. DeGroot, E. Macdonald, M. Wheatley & B. Eaton. 2002. Influence of varying riparian buffer strip widths on abundance and species composition of amphibians, small mammals and songbirds in the boreal mixedwood forest of Alberta. Canadian Journal of Forestry Research, **32**: 1784-1800.
- Hansford, D. 2002. 1080: The facts. www.doc.govt.nz/Conservation/002~Animal-Pests/001~Control-Methods/1080-The-Facts.asp
- Hanson, L.H. & P. J. Manion. 1978. Chemosterilization of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*). Technical Report 29. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 15 pp. www.glfrc.org/pubs/TechReports/Tr29.pdf
- Harris, M.P. & S. Wanless. 1997. The effect of removing large numbers of gulls *Larus* spp on an island population of oystercatchers *Haematopus ostralegus*: implications for management. Biological Conservation, **82**: 167-171.
- Harris, S. & G. Saunders. 1993. The control of canid populations. Symposia of the Zoological Society of London, **65**: 441-464.
- Hartman, L. H. & D.S. Eastman. 1999. Distribution of introduced raccoons *Procyon lotor* on the Queen Charlotte Islands: implications for burrow-nesting seabirds. Biological Conservation **88**: 1-13.
- Hartwell, S. 1994. The great Australian cat dilemma. www.feralcat.com/sarah1.html
- Hartwell, S. 1995. Why feral eradication won't work. www.feralcat.com/sarah2.html
- Hartwell, S. 1996. The American feral cat problem. www.feralcat.com/sarah3.html
- Haselmayer, J. & I. Jamieson. 2001. Increased predation on pukeko eggs after the application of rabbit control measures. New Zealand Journal of Ecology, **25** (1): 89-93.
- Haspel, C. & R.E. Calhoun. 1989. Home ranges of free-ranging cats (*Felis catus*) in Brooklyn, New York. Canadian Journal of Zoology, **67**:178-81.
- Hawkins, C.C. 1998. Impact of a subsidized exotic predator on native biota: effect of house cats (*Felis catus*) on California birds and rodents. PhD. dissertation, Texas A & M University, College Station.
- Hecnar, S.J. & R.T. M'Closkey. 1996. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. Biological Conservation, **79**:123-131.
- Henderson, R. 2002. Northern Territory – Gambusia in the NT – update. In Raadik, T. (compilador) Exotic Fishes Committee Report - Diciembre 2002 www.asfb.org.au/research/exotic/escr200212.htm

Referencias

- Henderson, R.W. 1992. Consequences of predator introductions and habitat destruction on amphibians and reptiles in the post-Columbus West Indies. Caribbean Journal of Science, **28** (1-2): 1-10 www.uprm.edu/publications/cjs/VOL28/P001-010.PDF
- Hermes, N. 1986. Eradication of rabbits from Philip island. Australian Range Bulletin, **4**: 34-37.
- Hermes, N. 1987. The eradication of rabbits from Philip island near Norflok island, South Pacific. Australian Vertebrate Pest Control Conference.
- Herranz, J., M. Yanes & F. Suárez. 1999. Efecto de los predadores sobre la caza menor y evaluación de sistemas selectivos para regular los niveles de predación. Informe final. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha/Museo Nacional de Ciencias Naturales. Inédito. 318 pp.
- Hice, C.L. & D.J. Schmidly. The effectiveness of pitfall traps for sampling small mammals in the Amazon basin. Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy, **9**(1): 85-89.
- Hilhorst, M. 2002a. Koi Carp. Biological diversity case studies. Convention on Biological Diversity. www.biodiv.org/doc/case-studies/cs-ais-nz-koi-en.pdf
- Hilhorst, M. 2002b. Rainbow Lorikeet. Biological diversity case studies. Convention on Biological Diversity. www.biodiv.org/doc/case-studies/cs-ais-nz-lorikeet-en.pdf
- Hillyer, E.V., M.P. Anderson, E.C. Greiner, C.T. Atkinson & J.K. Frenkel. 1991. An outbreak of *Sarcocystis* in a collection of psittacines. Journal of Zoo and Wildlife Medicine, **22**: 434-445.
- Hinds, L.A., C.K. Williams, R.P. Pech, D.M. Spratt, A.J. Robinson & G.H. Reubel. 2000. Feasibility of immunocontraception for managing stoats in New Zealand. Science for Conservation **158**: 109 pp.
- Hinson, D. 2000. Rotenone characterization and toxicity in aquatic systems. Principles of Environmental Toxicology. November 2000, University of Idaho. 13 pp. www.agls.uidaho.edu/etoxweb/resources/Case%20Study/ROTENON2.PDF
- Holliman, F.M., J.B. Reynolds & T.J. Kwak. 2003a. A predictive risk model for electroshock-induced mortality of the endangered Cape Fear shiner. North American Journal of Fisheries Management, **23**: 905-912.
- Holliman, F.M., J.B. Reynolds & T.J. Kwak. 2003b. Electroshock-induced injury and mortality in the spotfin chub, a threatened minnow. North American Journal of Fisheries Management, **23**: 962-966.
- Homan, H.J., G.M. Inz & B.D. Peer. 2001. Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. Wildlife Society Bulletin, **29** (1): 292-296. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-27.pdf
- Hondelink, P. 2002. Wanaka Judas Thar Programme: Operational Level. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 40-44
- Hone, J. 1990. Predator-prey theory and feral pig control, with emphasis on evaluation of shooting from a helicopter. Australian Wildlife Research, **17**: 123-130.
- Hone, J. 1994. Analysis of vertebrate pest control. Cambridge University Press.
- Hood, G.M., P. Chesson & R.P. Pech. 2000. Biological control using sterilizing viruses: host suppression and competition between viruses in non-spatial models. Journal of Applied Ecology **37** (6): 914-925.

Referencias

- Hooker, S. & J. Innes. 1995. Ranging behaviour of forest-dwelling ship rats, *Rattus rattus*, and effects of poisoning with brodifacoum. New Zealand Journal of Zoology, **22**: 291-304
- Houston, D.M. 2002. Eradicating rats from Maninita Island, Vava'u, Kingdom of Tonga August 2002. New Zealand Agency for International Development, Tonga Visitors Bureau, Ministry of Land, Survey and Natural Resources, Department of Environment, Kingdom of Tonga www.pacificbirds.com/maninita_rat.pdf
- Howard, W.E. 1994. Rattlesnakes. Prevention and control of Wildlife damage. Cooperative Extension Division, Institute of Agriculture and Natural Resources, University of Nebraska – Lincoln. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/repf21.pdf
- Howard, W.E. & R.E. Marsh. 1985. Ultrasonics and electromagnetic control of rodents. Acta Zoologica Fennica, **173**: 187-189.
- Howard, W.E., R.E. Marsh & C.W. Corbett. 1985. Raptor perches: their influence on crop protection. Acta Zoologica Fennica, **173**: 191-192.
- Howell, K. 2002. Amphibians and reptiles: the herptiles. In G. Davies (ed.): African forest biodiversity: a field survey manual for vertebrates. Earthwatch Europe. Pp: 17-44.
- Howell, P.G. 1984. An evaluation of the biological control of the feral cat *Felis catus* (Linnaeus, 1758). Acta Zoologica Fennica, **172**: 111-113.
- Huckle, J. 2002. *Felis catus* Feral cat. The Invasive Aliens Species Project. Fact sheet TA/M/04. The University of Liverpool / English Nature. 4pp
- Humphrey, S.R. & D.B. Barbour. 1981. Status and habitat of three subspecies of *Peromyscus polionotus* in Florida. Journal of Mammalogy **62**: 840-844.
- Huntley, B. J. 1996. South Africa's experience regarding alien species: impact and controls. In O.T. Sandlund, P.J. Schei & A Viken (Eds.) Proceedings of the Norway/UN conference on alien species 1996. DN & NINA, Trondheim. Pp.: 182-188.
- Huyser, O., P.G. Ryan, J. Cooper. 2000. Changes in population size, habitat use and breeding biology of lesser sheathbills (*Chionis minor*) at Marion Island: impacts of cats, mice and climate change? Biological Conservation **92**: 299-310 147.46.94.112/e_journals/pdf_full/journal_b/2000/b09_200092305.pdf
-
- I
- Ickes, S. I., J. L. Belante & R. A. Dolbeer 1998. Nest disturbance techniques to control nesting by gulls. Wildlife Society Bulletin, **26**: 269-273.
- ICN. 2000. Política nacional para as espécies não indígenas. Livro de Resumos do 1º Simpósio sobre Espécies Exóticas. Lisboa, 24 e 25 de marzo de 2000. Liga para a Protecção-da Natureza: 27.
- ICONA, 1987. Conservación de la gaviota de Audouin en las islas Chafarinas. Memoria de las actuaciones realizadas durante 1987. Madrid.
- Iglesias, A. 2003. Las administraciones autonómicas frente a las especies exóticas invasoras en España. Pp 257-258 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Referencias

Illera, J.C. 1999. Intensificación de los muestreos de captura de la nueva especie de lagarto gigante encontrado en la isla de la Gomera (*Gallotia* aff. *simonyi*); trapeo de gato cimarrón en Quiebracanillas y prospección de nuevas zonas en las inmediaciones de dicho enclave. Informe inédito. 13pp.

Imber, M., M. Harrison & J. Harrison. 2000. Interaction between petrels, rats and rabbits on Whale Island and effects of rat and rabbit eradication. New Zealand Journal of Ecology, **24** (2): 153-160.

Innes, J.G. 1990. Ship rat. Pp.: 206-225 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

INFS. (sin fecha). Progetto sperimentale di eradicazione dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*) dal Parco di Racconigi (Torino). Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica - Università degli Studi di Torino (Dipartimento di Entomologia e Zoologia applicate all' Ambiente. 5 pp.

J

Jackson, D.B. 2001. Experimental removal of introduced hedgehogs improves wader nest success in the Western Isles, Scotland. Journal of Applied Ecology, **38**: 802-812.

Jackson, D.B. & R.E. Green. 2000. The importance of the introduced hedgehog (*Erinaceus europaeus*) as a predator of the eggs of waders (*Charadrii*) on machair in South Uist, Scotland. Biological Conservation, **93**: 333-348.

Jackson, W.B. 1985. Single-feeding rodenticides: new chemistry, new formulations, and chemosterilants. Acta Zoologica Fennica, **173**: 167-169.

Jackson, W.B., A.D. Ashton, S.C. Frantz & C. Padula 1985. Present status of rodent resistance to warfarin in the United States. Acta Zoologica Fennica, **173**: 163-165.

Jacobs, W.W. 1994. Registered Vertebrate Pesticides. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. G.1-22. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/pestchem/fedreg.pdf

Jaksic, F.M. & J.L. Yáñez. 1983. Rabbit and Fox introductions in Tierra del Fuego: History and assessment of the attempts at biological control of the rabbit infestation. Biological Conservation, **26**: 367-374.

Jessup, D.A. 2002. Feral cat altering programs (FCAP): What's wrong with them? What can be done about it? Wildlife Disease Conference 2002. Arcata, California

Ji, W., M.N. Clout & S.D. Sarre. 2000. Responses of male brushtail possums to sterile females: implications for biological control. Journal of Applied Ecology **37** (6): 926-934.

Jiménez, J. 1994. Gestione della fauna nelle piccole isole. In X. Monbailliu & A Torne (eds.) La gestione degli ambienti costieri e insulari del Mediterraneo. Medmaravis: 245-274.

Johnson, A. 1999. Kimberley collars Judas donkeys. Savanna Links, **9**: 7

Johnson, J.H., R.M. Ross & J Farquhar. 2001. The Effects of Egg Oiling on Fish Consumption by Double-Crested Cormorants On Little Galloo Island, Lake Ontario. NYSDEC Special Report— March 1, 2000. 6 pp. www.dec.state.ny.us/website/dfwmr/cormorant/corm01sec4.pdf

Referencias

- Johnson, K. 1995. A Report on Trap/Alter/Release Programs. www.feralcat.com/feral-tr.html
- Johnson, R.J. & J.F. Glahn. 1994. European starlings. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E109-120. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bir_e109.pdf
- Johnson, R.J. 1994. American crows. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E33-40. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e33.pdf
- Johnston, J.J., W. M. Britton, A. MacDonald, T.M. Primus, M.J. Goodall, C.A. Yoder, L.A. Miller & K.A. Fagerstone. 2001. Quantification of plasma and egg 4,4'-dinitrocarbanilide (DNC) residues for the efficient development of a nicarbazin-based contraceptive for pest waterfowl. Pest Management Science **58**:197-202. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-31.pdf
- Johnston, J.J., M J. Goodall, J.C. Hurley, C.A. Yoder & L.A. Miller. 2001a. Determination of diazacon in quail feed and quail serum by ion pair reversed phase chromatography. Journal of the AOAC International **84**(3): 634-639. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-33.pdf
- Johnston, J.J., R.E. Mauldin, P.J. Savarie, J.E. Brooks & T.M. Primus. 2001b. Ecotoxicological risks of potential toxicants for brown tree snake control on Guam. Pages 212-224 in J.J. Johnston, editor. Pesticides and wildlife. American Chemical Society Symposium Series 771. American Chemical Society, Washington, D.C., USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-34.pdf
- Johnstone, G.W. 1985. Threats to birds on subantarctic islands. Pp. 101-121 in: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3.
- Jones, C. 2003. A prickly 'whodunit': Predation by hedgehogs on native fauna. Kararehe Kino, Vertebrate Pest Research, **2**: 1-3.
- Jojola-Elverum, S.M., J.A. Shivik & L. Clark. 2001. Importance of bacterial decomposition and carrion substrate to foraging brown treesnakes. Journal of Chemical Ecology, **27**: 1315-1331. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-35.pdf
- Jurek, R.M. 2001. Domestic ferret issues in California. World distribution of wild domestic ferrets. California Department of Fish and Game. Habitat Conservation Planning Branch. www.dfg.ca.gov/hcpb/species/nuis_exo/ferret/ferret_issues_3.shtml

K

- Kaiser, W. 1998. Autumn-winter habitat use by radio-tagged grey partridges (*Perdix perdix*) in North Bavaria. Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife, **15** (4): 471-479.
- Kalcounis-Rüppell, M.C. & J.S. Millar. 2002. Partitioning of space, food, and time by syntopic *Peromyscus boylii* and *P. californicus* Journal of Mammalogy, **83**(2):614-625
- Katona, G.Z., R.A. Davis & G.F. Searing. 2000. Évaluation de divers moyens de lutte contre les cerfs aux aéroports. LGL LIMITED environmental research associates/ Direction de la sécurité des aéroports Transports, Canada. www.tc.gc.ca/
- Kaukeinen, D.E. 1982. A review of the secondary poisoning hazard to wildlife from the use of anticoagulant rodenticides. Proceedings 10th Vertebrate Pest Conference, Monterey, CA: 151-158.

Referencias

- Keegan, D.R. B.E. Coblenz & C.S. Winchell. 1994. Feral goat eradication on San Clemente Island, California. Wildlife Society Bulletin **22**(1): 56-61.
- Keith, J. O. & R. L. Bruggers. 1998. Review of hazards to raptors from pest control in Sahelian Africa. Journal of Raptor Research **32**(2): 151-158. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-55.pdf
- Kelt, D. A., and D. H. van Vuren. 2001. The ecology and macroecology of mammalian home range area. American Naturalist **157**: 637-645.
- Kenward, R.E. 1989. Bark-stripping by grey squirrels in Britain and North America: why does the damage differ? In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 144-154. Chapman and Hall. London.
- Kessler, C.C. 2002. Eradication of feral goats and pigs and consequences for other biota on Sarigan Island, Commonwealth of the Northern Mariana Islands. Pp. 132-140 in Veitch, C.R. & Clout, M.N. (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kildemoes, A. 1985. The impact of introduced stoats (*Mustela erminea*) on an island population of the water vole, *Arvicola terrestris*. Acta Zoologica Fennica, **173**: 193-195.
- King, C.M. 1989. The Natural History of weasels and stoats. Comstock Publication Association. Cornell University Press. Ithaca, New York. 272 pp.
- King, C.M. 1990. Stoat. Pp. 288-312 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- King, D.R. & S.H. Wheeler. 1985. The European rabbit in South-Western Australia I. Study sites and population dynamics. Australian Wildlife Research, **12**: 183-196.
- King, D.R., S.H. Wheeler & G.L. Schmidt. 1983. Population fluctuations and the reproduction of rabbits in a pastoral area on the coast North of Carnavon, Western Australia. Australian Wildlife Research, **10**: 97-104.
- Kingdon, J. 1997. The Kingdon field guide to African mammals. Academic Press. London.
- Kirkpatrick, F.J. & A.T. Rutberg. 2001. Fertility control in animals. In D.J. Salem and A.N. Rowan, The State of the Animals 2001. Humane Society Press, Washington: 183-198. files.hsus.org/web-files/PDF/MARK_State_of_Animals_Ch_12.pdf
- Koenig, W.D. 2003. European starlings and their effect on native cavity-nesting birds. Conservation Biology **17** (4), 1134-1140.
- Korine, C., I. Izhaki & Z. Arad 1999. Is the Egyptian fruit-bat *Rousettus aegyptiacus* a pest in Israel? An analysis of the bat's diet and implications for its conservation. Biological Conservation **88**: 301-306
- Kowalski, K. & B. Rzebik-Kowalska. 1991. Mammals of Algeria. Polish Academy of Sciences. Institute of Systematics and Evolution of Animals. Wroclaw.
- Kraus, F., E.W. Campbell, A. Allison & T. Pratt. 1999. *Eleutherodactylus* frog introductions to Hawaii. Herpetological Review **30**(1): 21-25
- Krysko, K. L., F. W. King, K. M. Enge, and A. T. Reppas. 2003. Distribution of the introduced black spiny-tailed iguana (*Ctenosaura similis*) on the southwestern coast of Florida. Florida Scientist **66**: 141-146.
- Kupferberg, S. J. 1997. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role of larval competition. Ecology. **78**: 1736-1751.

Referencias

L

- Laakkonen, J., R.N. Fisher & T.J. Case. 2003. Factors influencing the variation in capture rates of shrews in southern California, USA. *Acta Theriologica* **48**: 157–166.
- Lafferty, K.D. & Page, C.J. 1997. Predation on the endangered tidewater goby, *Eucyclogobius newberryi*, by the introduced African clawed frog, *Xenopus laevis*, with notes on the frog's parasites. *Copeia* 1997: 589-592.
- Lambin, X. & J. Mackinnon. 1997. The relative efficiency of two commercial live-traps for small mammals. *Journal of Zoology, London*, **242**: 400-404.
- Lamont & Massam, 2002. Rainbow lorikeet. Farmnote 8/2002. Department of Agriculture, Western Australia. www.agric.wa.gov.au/agency/Pubns/farmnote/2002/fn008_2002.pdf
- Land Protection. 2001a. The rabbit- *Oryctolagus cuniculus*. NMR facts, PA 11. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA11.pdf
- Land Protection. 2001b. The fox *Vulpes vulpes*. NMR facts, PA 13. Queensland Government. 5 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA13.pdf
- Land Protection. 2001c. Feral goat. NMR facts, PA 18. Queensland Government. 4 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA18.pdf
- Land Protection. 2001d. The cane toad. NMR facts, PA 21. Queensland Government. 4 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA21.pdf
- Land Protection. 2002a. Zinc phosphide. NMR facts, PA 3. Queensland Government. 2 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA3.pdf
- Land Protection. 2002b. Sodium fluoracetate (1080). NMR facts, PA 5. Queensland Government. 2 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA5.pdf
- Land Protection. 2002c. Wild dog control. NMR facts, PA 10. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA10.pdf
- Land Protection. 2002d. History of barrier fences in Queensland. NMR facts, PA 25. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA25.pdf
- Land Protection. 2002e. Feral cat ecology and control. NMR facts. Queensland Government. 3 pp. www.nrm.qld.gov.au/factsheets/pdf/pest/PA26.pdf
- Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. *Science* **241**: 1455 - 1460
- Lavers, R.B. & B.K. Clapperton. 1990. Ferret. Pp. 320-330 in King, C. M. (Ed.) *The handbook of New Zealand Mammals*. Oxford University Press. Auckland.
- Lazarus, A. B. 1989. Progress in rodent control and strategies for the future. In: Putman, R.J. (Ed.). *Mammals as pests*, pp. 53-64. Chapman and Hall. London
- Lazarus, A. B. & F.P. Rowe. 1982. Reproduction in an island population of Norway rat *Rattus norvegicus* (Berkenhout), treated with an oestrogenic steroid. *Agro-Ecosystems*, **8**: 59-67.
- Lee, L.L. 1997. Effectiveness of live traps and snap traps in trapping small mammals in Kinmen. *Acta Zoologica Taiwanica*, **8** (2): 79-85.
- Lever, C. 1994. *Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species*. T & A D Poyser Ltd., London.
- Liberg, O. 1980. Spacing patterns in a population of rural free roaming domestic cats. *Oikos* **35**: 336-349.

Referencias

- Liebholt, A. & J. Bascompte. 2003. The Allee effect, stochastic dynamics and the eradication of alien species. Ecology Letters **6**: 133–140.
- Lieffers, H.J. 1990 Effects of the lampricide 3-trifluoromethyl-4-nitrophenol on macroinvertebrate populations in a small stream. Technical Report 55. Great Lakes Fishery Commission, Michigan 28 p.
- Lindsey, G. D., S. M. Mosher, S. G. Fancy & T. D. Smucker. 1999. Population structure and movements of introduced rats in an Hawaiian rainforest. Pacific Conservation Biology, **5**: 94-102.
- Linell, M. A., R. M. Engeman, M. E. Pitzler, M. O. Watten, G. F. Whitehead & R. C. Miller. 1998. An evaluation of two designs of stamped metal trap flaps for use in operational trapping of brown tree snakes (*Boiga irregularis*). Snake, 28:14-18 www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-105.pdf
- Linscombe, R.G. & V.L. Wright. 1988. Efficiency of padded foothold traps for capturing terrestrial furbearers. Wildlife Society Bulletin, 16 (3): 308-309
- Liss, C.A. 1995. The Public is attracted by the use of repellents. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 429-433.
- Litjens, B.E.J. 1980. De beverrat, *Myocastor coypus* (Molina), in Nederland. I. Het verloop van de populatie gedurende de periode 1963-1979. Lutra, 23:43-53.
- Littin, K.E., C.E. O'Connor & C.T. Eason. 2000. Comparative effects of brodifacoum on rats and possums. New Zealand Plant Protection **53**: 310-315. www.hortnet.co.nz/publications/nzpps/proceedings/00/00_310.pdf
- Lloris, D. 1996. Técnicas de muestreo y captura (artes de pesca). Grupo de Ictiología Marina, Instituto de Ciencias del Mar, CSIC. www.icm.csic.es/rec/gim/tecnic.htm
- Loebel, M. R. & G. Sanewski. 1987. Flying-foxes (Chiroptera: Pteropodidae) as orchard pests. Proceedings of the First National Flying-Fox Symposium. Australian Mammalogy, **10** (2): 147-150.
- Logendio, S. 2003. Un murciélago invasor amenaza la supervivencia del orejudo canario. El Día.es. 10 de Marzo 2003. www.eldia.es/2003-03-10/tenerife/tenerife3.htm
- Loope, L.L. & A.C. Medeiros. 1995. Impacts of biological invasions on the management and recovery of rare plants in Haleakala National Park, Maui, Hawaiian Islands. Pp. 143-158 in: M.L. Bowles & C.J. Whelan (eds.) Restoration of endangered species. Conceptual issues, planning and implementation. Cambridge University Press.
- López, P. & J. Martín. 2002. Locomotor capacity and dominance in male lizards *Lacerta monticola*: a trade-off between survival and reproductive success?. Biological Journal of the Linnean Society **77** (2): 201-209.
- López-Fuster, M.J. 2002. *Suncus etruscus* (Savi, 1822). Pp. 118-121 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- López-Jurado, L.F. (director) 2000. Reintroducción del lagarto gigante de El Hierro en su antiguo hábitat natural. Informe final. Proyecto LIFE B4-3200/97/254. Gobierno de Canarias.
- López-Martín, 2002. *Martes martes* (Linnaeus, 1758) Marta. Pp. 266-269 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU
- Losa, J. 1989. El macho montés. Exposición monográfica de una pieza de caza. Junta de Castilla y León.

Referencias

Lucio, A.J., F.J. Purroy & M. Sáenz de Buruaga. 1992. La perdiz pardilla (*Perdix perdix hispaniensis*) en España. ICONA, Serie técnica.

Lund, M. 1985. The "second generation" anticoagulants: a review. Acta Zool. Fennica, 173: 149-153.

Lurz, P.W.W., V.L. Armitage, S.P. Rushton & J. Gurnell. 1998. Managing Grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) populations in Britain for Red squirrel (*S. vulgaris*) conservation: A GIS and simulation modelling approach. P. 323 in S. Reig (ed.) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts.

Lyll, S. 2003. The isle is full of hedgehogs: It's a prickly issue. New York Times 3/4/2003. www.nytimes.com/2003/04/04/international/europe/04HEDG.html

M

Machado, A. & F. Domínguez. 1980. Estudio sobre la presencia de la ardilla moruna en la isla de Fuerteventura. Informe para la Viceconsejería de Medio Ambiente. (en www.gobcan.es/medioambiente/exoticas.jsp).

Magiafoglou, A., M. Schiffer, A.A. Hoffmann, & S.W. McKechnie. 2003. Immunocontraception for population control: Will resistance evolve?. Immunology and Cell Biology **81** (2): 152-159

Makin, D. & H. Medelsohn. 1985. Insectivorous bats victims of Israeli campaign. BATS. Vol 2, No 4.

Maloney, R.F. & D.P. Murray. 2000. Predator visits to poison baits placed in stations and the value of baits as a tool to control predators of black stilts. Ecological management **8**: 18-30.

Mandelc, F. & S. Carr. 2000. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 1998 - 1999 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 17pp.

Mandelc, F. 1999. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 1998 - 1999 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 9pp.

Manson, R.H., R.S. Ostfeld & C.D. Canham. 1999. Responses of a small mammal community to heterogeneity along forest-old-field edges. Landscape Ecology **14**: 355-367.

Mantel, P. 1998 Hibernation of *Trachemys scripta elegans*. Lacerta, 56

Marco, A., H. Hidalgo-Vila, N. Pérez-Santigosa, C. Díaz-Paniagua & A.C. Andreu. 2003. Potencial invasor de galápagos exóticos comercializados e impacto sobre ecosistemas mediterráneos. Pp. 76-78 in: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.

Marco, I., M. Ruíz & S. Lavín. 1999. Origen de la epizootia de sarna sarcóptica del rebeco en la Cordillera Cantábrica. IV Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Segovia. Resúmenes: 72-73.

Márquez, R. & M. Linaza. 2002. Conservación de los anfibios y reptiles de España. Pp 345-383. In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Referencias

- Marsh, R.E. 1994. Belding's, California, and Rock Ground Squirrels. Pp. B151-158. in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/rodents/ro_b151.pdf
- Martell, A.M. 1985. Protection of hardwood plantations from rodent damage with chemical repellents. Acta Zoologica Fennica, **173**: 185-186.
- Martí, R. & J.C. del Moral (eds). 2003. Atlas de las aves reproductoras de España. DGCN-SEO/BirdLife. Madrid.
- Martín A., E. Hernández, M. Nogales, V. Quilis, O. Trujillo & G. Delgado. 1990. Libro Rojo de los vertebrados terrestres de Canarias. Servicio de Publicaciones de la Caja General de Ahorros de Canarias.
- Martín, A., J.A. Lorenzo, B. Rodríguez & M. Nogales. 2002. Erradicación de gatos asilvestrados en el islote de Lobos. Universidad de La Laguna.
- Martín, A., M. Nogales et al. 2002. Restauración de los islotes y del risco de Famara (Lanzarote). Informe proyecto LIFE 99 NAT/E/006392. 347 pp.
- Mason, R.T. 1999. Integrated pest management: the case for pheromonal control of Habu (*Trimeresurus faldoviridis*) and brown tree snake (*Boiga irregularis*). Pages 196-205 in G.H. Rodda, Y. Sawai, D. Chiszar, and H. Tanaka (eds.), Problem snake management: habu and brown tree snake examples, Ithaca, NY: Cornell University Press.
- Masseti, M. 2002. The non-flying terrestrial mammals of the Mediterranean islands: an example of the role of the biological invasion of alien species in the homogenisation of biodiversity. Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems. Horta Açores. Council of Europe T-PVS/IAS (2002) **2**: 2-6.
- Mateo, J.A. & J.L. Silva. 2003. Gatos asilvestrados y lagartos gigantes de Canarias. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 1.
- Mateo, J.A. 2001. Plan de recuperación del lagarto gigante de la Gomera. Memoria 2001. Gesplan/Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- Matías, R. 2002. Aves exóticas que nidificam em Portugal continental. ICN-SPEA. 109pp.
- Maxell, B.A. & D.G. Hokit. 1999. Amphibians and Reptiles. Pp 2.1-2.29 in G.Joslin & H.Youmans (coords.) Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife: A Review for Montana. Committee on Effects of Recreation on Wildlife, Montana Chapter of The Wildlife Society. 307pp.
- Mayol, J. & J. Muntaner. 1985. Censo de la población balear de Gaviota argéntea (*Larus argentatus*) y de gaviota de Audouin (*Larus audouinii*) en 1983 y algunas consideraciones. Asturnatura, **4**: 25-32.
- Mayol, J. 1988. Un modeo demográfico aplicado al control de la población de gaviota patiamarilla en las Baleares. GIAM, Formentera, 1988: 75-79.
- Mayol, J. 2002. Pla de control de cabres en finques publiques. Inédito.
- Mayol, J. 2003. Control de los factores de amenaza sobre *Puffinus mauretanicus*. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 4
- Mazerolle, M.J. 2003. Detrimental effects of peat mining on amphibian abundance and species richness in bogs. Biological Conservation, **113**: 215 –223

Referencias

- Mazerolle, M.J., B. Drolet & A. Desrochers. 2001. Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. Canadian Journal of Zoology, **79**: 296-302.
- Mazzocchi, I. 1999. Managing Double-crested Cormorants in the Eastern Basin of Lake Ontario, 1999. AOU meeting
- Mazzoni R, A.A. Cunningham, P. Daszak, A. Apolo, E. Perdomo & G. Speranza. 2003. Emerging pathogen of wild amphibians in frogs (*Rana catesbeiana*) farmed for international trade. Emerging Infectious Diseases, **9** (8): 995-998.
- McCann, J.A., L.N. Arkin & J.D. Williams. 1996. Non indigenous aquatic and selected terrestrial species of Florida. Status, pathway and time of introduction, present distribution, and significant ecological and economic effects. University of Florida, Center for Aquatic Plants. aquat1.ifas.ufl.edu/mctitle.html
- McClelland, P.J. 2002a. Eradication of Pacific rats (*Rattus exulans*) from Whenua Hou Nature Reserve (Codfish Island), Putauhinu and Rarotoka Islands, New Zealand. Pp: 173-181 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- McClelland, P.J. 2002b. Preparation for the eradication of Norway rats (*Rattus norvegicus*) from Campbell Island, New Zealand. P. 409 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- McCoid, M. J., E.W. Campbell III & B.C. Alokoa. 1993. Efficiency of a chemical repellent for the Brown Tree Snake (*Boiga Irregularis*). The Snake, **25**: 115-119.
- McCoid, M. J. & C. Kleberg. 1995. Non-native reptiles and amphibians. Pp. 433-437. In: E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran, and M. J. Mac (eds). Our Living Resources: A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of U. S. Ecosystems. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D. C. 530 pp
- McDonald, R.A. & S. Larivière. 2001. Review of international literature relevant to stoat control. Science for Conservation, **170**. 78 p. www.doc.govt.nz/Publications/004-Science-and-Research/Science-for-Conservation/PDF/Sfc170.pdf
- McFadden, I. 1984. Composition and presentation of baits, and their acceptance by kiore (*Rattus exulans*). New Zealand Wildlife Service Technical Report 7. Inédito.
- McIlroy. 1990. Feral pigs. Pp.: 358-371 in King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.
- Measey, G. J. 1998. Diet of feral *Xenopus laevis* in South Wales, UK. Journal of Zoology, London **246**: 287-298.
- Medina, F.M. 2003. Nuevos datos sobre la introducción de vertebrados exóticos en la isla de La Palma (Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 24.
- Meehan, A. P., 1984. Rats and Mice. Their biology and control. Rentokil Ltd. East Grinstead. 383 pp.
- Mejías, R. 1989. Campaña de control de la población de gaviotas de cames grogues a Baleares '89. Anuari Ornitológic de les Balears, 1989: 18-20.
- Melgar, C. 2002. Newell's Shearwater (*Puffinus newelli*). Articles on Hawaiian Birds and birdwatching and other Pacific wildlife. www.birdinghawaii.co.uk/XNewells2.htm

Referencias

- Mendenhall, V.M. & L.F. Pank. 1980. Secondary poisoning of owls by anticoagulant rodenticides. Wildlife Society Bulletin, **8**: 311-315.
- Menezes, D. & P. Oliveira. 2003 Conservação da Freira da Madeira *Pterodroma madeira* através da recuperação do seu habitat. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 3.
- Merson, M. H., Ryers, R. E. & Kaukeinen, D. E., 1984. Residues of the rodenticide brodifacoum in voles and raptors after orchard treatment. Journal of Wildlife Management, **48** (1): 212-216.
- Merton, D., 1987. Eradication of Rabbits from Round Island, Mauritius: a conservation success story. Dodo. Journal of Jersey Wildlife Preservation Trust **24**: 19-43.
- Merton, D., G. Climo, V. Laboudallon, S. Robert & C. Mander. 2002. Alien mammal eradication and quarantine on inhabited islands in the Seychelles. Pp.182-198 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Michaux, J.R., J.G. De Bellocq, M. Sarà & S. Morand. 2002. Body size increase in insular rodent populations: a role for predators?. Global Ecology & Biogeography, **11** (5): 427-436.
- Micol T. & P. Jouventin. 2002. Eradication of rats and rabbits from Saint-Paul Island, French Southern Territories. Pp. 199-205 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Minkova T. & R. Roussev. 1998. 5) Other Live Trap Models (Polish and Czech Models). members.vienna.at/shrew/trapping.html#minkova
- Mistry, S. 1995. The bats of India. BATS, **13** (2): 11-15
- Mitchell, J. & R. Beck. 1992. Free-ranging domestic cat predation on native vertebrates in rural and urban Virginia. Virginia Journal of Science **43**: 197-206
- Mitchell, N., R. Haeffner, V. Veer, M. Fulford-Gradner, W. Clerveaux, C.R. Veitch & G. Mitchell. 2002. Cat eradication and the restoration of endangered iguanas (*Cyclura carinata*) on Long Cay, Caicos Bank, Turks and Caicos Islands, British West Indies. Pp. 206-212 in C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Molina, J. 1995. El Muflón en Tenerife, breves notas de su historia. Medio Ambiente CANARIAS, **7**.
- Molina, O.M. 2002. *Crociodura ossorio* Molina y Hutterer, 1989. Pp. 102-105 in L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Moller, P.E. 1994. Frogs and Toads. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA_APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. pp. F.9-12. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/reptiles/reptf9.pdf
- Molsher, R.L. 1999. The ecology of feral cats, *Felis catus*, in open forest in New South Wales: interactions with food resources and foxes. Tesis de doctorado. School of Biological Sciences, University of Sidney. Australia setis2.library.usyd.edu.au/~thesis/adt-NU/uploads/approved/adt-NU2000.0011/public/main.pdf
- Monzón, G. 1996. Problemática de la presencia de cotorras en la ciudad de Barcelona. Jornadas sobre el control de estorninos y otras aves gregarias. Huesca. Pp: 37-42.

Referencias

- Moors, P.J. 1985. Eradication campaigns against *Rattus norvegicus* on the Noises Islands, New Zealand, using brodifacoum and 1080. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3: 143-155.
- Moors, P.J. 1990. Norway rat. In King, C. M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland. Pp.: 192-206.
- Moors, P. J. & I. A.E. Atkinson. 1984. Predation on seabirds by introduced animals, and factors affecting its severity. ICBP Technical Publication, 2: 667-690.
- Moors, P. J., I. A.E. Atkinson & G.H. Sherley. 1992. Reducing the rat threat to island birds. Bird Conservation International, 2: 93-114.
- Moreau, F. 1973. Alcaloïdes et plantes alcaloïfères. Presse universitaires de France.
- Morgan, B. & S. McNee. 2000. Control of the Australian ringneck parrot by trapping in south-west Western Australia. TreeNote, 34. Department of Agriculture, Western Australia. www.agric.wa.gov.au/environment/trees/publications/TreeNotes/TREENOTE34.htm
- 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. Pp. 219-225 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Morris, P.A. & M.J. Morris. 1991. Removal of shrews from Ile aux Aigrettes. Unpublished report. Mauritius Government, Mauritius Wildlife Fund and Jersey Wildlife Preservation Trust. (Cited in Bell, 2002).
- Morrison, B.L. 1980. History and status of Barbary sheep in New Mexico. In: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock Texas. Pp: 15-16.
- Muntaner, J.2002. *Bufo viridis* (Laurenti, 1768). Sapo verde. Pp 116-119. In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN-AHE.
- Muntaner, J. 2003. Gaviota patiamarilla: un invasor nativo. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 5
- Muñoz, V., A.J. Green, J.J. Negro & H. Rodríguez. 2003. Estudio de la introgresión genética de malvasía canela, especie introducida, en lapoblación española amenazada de malvasía cabeciblanca. Pp. 142-144 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.
- Murphy, E. 1997. Secondary poisoning research in the central North Island. Pp. 75-77 in J. Sim & A. Saunders: Predator workshop 1997, St Arnaud, Nelson Lakes. Dept. Cons. Wellington, NZ.
- Murray, C. & K. Jones. 2002. Adaptive Management Strategy for the Decision Support Tool to Address Invasive Species In Garry Oak and Associated Ecosystems. Garry Oak Ecosystems Recovery Team
- Murua, R. & J. Rodríguez. 1989. An integrated control system for rodents in pine plantations in Central Chile. Journal of Applied Ecology, 26: 81-88.
- Mushet, David M., Ned H. Euliss, Bruce H. Hanson, and Sally G. Zodrow. 1997. A funnel trap for sampling salamanders in wetlands. Herpetological Review, 28(3): 132-133. www.npwr.usgs.gov/resource/tools/funnel/funnel.htm (Version 02FEB98).

Referencias

N

- Nash, P.B. & L.A. Miller. 2000. The use of diazacon as a contraceptive in rodents. Annual Meeting WCC-95, Reno, NV, November 14-16, 2000
- Natrass, R. 1993. A model for cat control. Urban animal management conference proceedings – Penrith. Australia.
- NBWSA. 2001. Controlling birds on commercial orchards and vineyards in South Australia. www.birdcare.asn.au/pdf/pestbird.pdf
- Negovetic, S., B.R. Anholt, R.D. Semlitsch & H.-U. Reyer. 2001. Specific responses of sexual and hybridogenetic european waterfrog tadpoles to temperature Ecology, **82**(3): 766–774.
- Neville, P.N. 1989. Feral cats: management of urban populations and pest problems by neutering. Pp. 261-267 in: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests. Chapman and Hall. London.
- NMFS. 2000. Guidelines for electrofishing waters containing salmonids listed under the Endangered Species Act. National Marine Fisheries Service. www.nwr.noaa.gov/1salmon/salmesa/4ddocs/final4d/electro2000.pdf
- Nogales, M. & F.M. Medina. 1996. A review of the diet of feral domestic cats (*Felis sylvestris f. catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. Z. Säugetierkunde, **61**: 1-6.
- Nogales, M., A. Martín, B.R. Tershy, C.J. Donlan, R. Veitch, N. Puerta, W. Wood & J. Alonso. En prensa. A review of feral cat eradication on islands. Conservation Biology
- Norbury, G. 2001. Conserving dryland lizards by reducing predator mediated aparent competition and direct competition with introduced rabbits. Journal of Applied Ecology, **38**: 1350-1361.
- Nores, C. 2002. *Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758. In L.J. Palomo & J. Gisbert (eds.) Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU: 54-57.
- North, S.G., D.J. Bullock & M.E. Dulloo. 1994. Changes in vegetation and reptile populations on Round Island, Mauritius, following eradication of rabbits. Biological Conservation, **67**: 21-28.
- Novaro, A.J., M.C. Funes, C. Rambeaud & O. Monsalvo. 2000. Calibración del índice de estaciones odoríferas para estimar tendencias poblacionales del zorro colorado (*Pseudalopex culpaeus*) en Patagonia. Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy, **7**(2): 81-88.
- Nowak, R.W. 1995 Walker's Mammals of the World Online. Johns Hopkins University Press. www.press.jhu.edu/books/walker/toc.html
- NSWEPA. 1998. State of the Environment Report 1997. New South Wales Environmental Protection Authority. www.epa.nsw.gov.au/soe/97/ch2/10.htm
- NPWS. 2002. Predation by *Gambusia holbrooki*- the plague minnow. Draft Threat Abatement Plan. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 64 pp.
- NPWS. 2003. Northern Plains Region Pest Management Strategy 2003-2006. National Parks and Wildlife Service Hurstville, NSW. 31 pp.
- Nugent G. 2002. Radio-Collared Pigs and Deer. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 30-37

Referencias

Nugent, G. 1988. Successful control of fallow deer by recreational hunters in the Blue Mountains, Otago. New Zealand Journal of Forestry Science, **18**: 239-252.

Nutter, F.B., J.F. Levine & M.K. Stoskopf. 1999. Preliminary report on adult and kitten survival time of feral cats in managed colonies in Randolph county, North Carolina. Wildlife Disease Conference 1999 Georgia.

O

O'Brien, P. & T. Korn. 1991. 1080-for pest control in New South Wales. Agfact A9.0.18. NSW Agriculture & Fisheries. 4 pp

O'Connor, C.E. & C.T. Eason. 2000. Rodent baits and delivery systems for island protection. Science for Conservation **150**. Department of Conservation, New Zealand.

O'Connor, C.E. 2002. Evaluation of new toxins for mustelid control. DOC Science Internal Series, **56**. 14 p.

Odell, E.A. & R.L. Knight. 2001. Songbird and medium-sized mammal communities associated with exurban development in Pitkin County, Colorado. Conservation Biology **15** (4), 1143-1150.

ODNR. Trapper education manual. Ohio Department of Natural Resources. Division of Wildlife. www.dnr.state.oh.us/wildlife/hunting/SmallGameAndTrapping/Trapping/trapedman.htm

O'Farrell, M.J., W.A. Clark, F.H. Emmerson, S.M. Juarez, F.R. Kay, T.M. O'Farrell & T.Y. Goodlett. 1994. Use of mesh live traps for small mammals: are results from Sherman live traps deceptive? Journal of Mammalogy, **75**: 692-699.

Ogan, C.V. & R.M. Jurek. 1997. Biology and ecology of feral, free-roaming, and stray cats. Pp. 87-91 in Harris, John E. & Chester V. Ogan. (Eds). Mesocarnivores of Northern California: Biology, Management, and Survey Techniques, Workshop Manual. August 12-15, 1997, Humboldt State Univ., Arcata, CA. The Wildlife Society, California North Coast Chapter, Arcata, CA. 127 p.

Ogutu-Ohwayo, R. 1993. The effects of predation by Nile perch, *Lates niloticus* L., on the fish of Lake Nabugabo, with suggestions for conservation of endangered endemic cichlids. Conservation Biology, **7** (3): 701-711.

Ogutu-Ohwayo, R. 2001. Efforts to incorporate biodiversity concerns in management of the fisheries of Lake Victoria (East Africa) Blue millennium. Managing global fisheries for biodiversity. Victoria, B.C., Canada. 25-27 June 2001.

Olsen, G.H., R.G. Linscombe, V.L. Wright & R.A. Holmes. 1988. Reducing injuries to terrestrial furbearers by using padded foothold traps. Wildlife Society Bulletin, **16** (3): 303-307.

Oliveira, P. 2000. Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates. Malta, 3-5 Junio 1999. Proceedings: 49. Council of Europe

Oliveira, P. 2003. Recuperação dos habitats terrestres da Selvagem Grande. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 8.

Oliveira, P. & B. Heredia. 1995. Action Plan for the Madeira Laurel pigeon (*Columba trocaz*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.

Referencias

- Onderka, D.K., D.L. Skinner & A.W. Todd. 1990. Injuries to coyotes and other species caused by four models of footholding devices. Wildlife Society Bulletin, **18**: 175-182.
- Orchard, F. (Ed). 1999. Local experience; Geoff Burstone. Around the traps. Wildog Newsletter, 1 (1): 3. [www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/aa989bd9442abb4b4a256aa70019a279/\\$FILE/Nov1999.pdf](http://www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/aa989bd9442abb4b4a256aa70019a279/$FILE/Nov1999.pdf)
- Oro, D. & A. Martínez-Vilalta. 1994. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates upon a colony of Audouin's gull (*Larus audouini*) by yellow legged gulls (*Larus cachinnans*) in Spain. Colonial Waterbirds, **17** (1): 35-41.
- Ortuño, F. & J. de la Peña. 1979. Reservas y cotos nacionales de caza. 4 vols. INCAFO, Madrid.
- Orueta, J.F. 2002. Rat predation on seabirds and control measures in Chafarinas Islands. Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems. Council of Europe. Horta, Açores, 10-12 Octubre 2002. Document T-PVS/IAS (2002) 2: 17-18.
- Orueta, J.F. & Y. Aranda. 2001. Methods to control and eradicate non native terrestrial vertebrates species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats (Bern Convention), Council of Europe Publishing. Nature and Environment Series **118**. www.coe.int/t/e/Cultural_Co-operation/Environment/Nature_and_biological_diversity/Publications/SN118-E.pdf
- Orueta, J.F. & Y. Aranda. 2003. Empleo de una trampa artesanal para capturar pequeños carnívoros en las islas Chafarinas. VI Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos, Ciudad Real.
- Orueta, J.F., Y. Aranda & F.J. García. 1998. Efecto del ramoneo del ciervo (*Cervus elaphus*) sobre dos especies de matorral mediterráneo en los Montes de Toledo (centro de España). Galemys, **10**: 27-36.
- Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez & G.G. Tapia. 1995. Efecto del ramoneo del conejo (*Oryctolagus cuniculus*) sobre matorral semiárido. II Jornadas Nacionales sobre Conservación y Estudio de Mamíferos, Soria. Resúmenes: 64.
- Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez, G.G. Tapia, L. Sánchez-Mármol. 2003a. Variaciones demográficas de una población alóctona e insular: ciclo anual y recuperación después de una mortandad. En: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1: 145-146.
- Orueta, J.F., Y. Aranda, T. Gómez, G. G. Tapia, L. Sánchez-Mármol. 2003b. Cebado pulsado para la erradicación de roedores comensales en islas pequeñas. En: Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1: 249-251.
- Orueta, J.F., J. Criado, Y. Aranda, G.G. Tapia, T. Gómez, M. Igual & L. Sánchez - Mármol. 1998. Experiencia de control sobre depredadores introducidos en las islas Chafarinas. XIV Jornadas Ornitológicas Españolas. La Laguna.

P

- Palazón, S. & J. Ruiz-Olmo. 2003. Control de las poblaciones de visón americano en Cataluña. Pp. 252-253 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.).

Referencias

Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

Palazón, S. & J.C. Ceña. 2002. *Mustela lutrola* (Linnaeus, 1761) Visión europeo. Pp. 254-257 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Palazón, S., J.C. Ceña, J. Ruiz-Olmo, I. Moya, A. Ceña & J. Gosálvez. 1997. Distribución y status del visón europeo (*Mustela lutreola*) en la Rioja. III Jornadas Españolas de Conservación y Estudio de Mamíferos. Castelló d' Ampuries, Girona: 63

Palomares, Á. 1999. El arruí en La Palma, breve reseña histórica, problemática y perspectivas. Medio Ambiente CANARIAS, **14**.

Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). 2002. Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Paltridge, R. D. Gibson & G. Edwards. 1997. Diet of the feral cat (*Felis catus*) in central Australia. Wildlife Research, **24**: 67-76.

Palumbo, G. & U. GalloOrsi (comp.). 2002. Management statement for the Italian Grey Partridge (*Perdix perdix italica*). Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasburg. 5 pp.

Pandion, 1996. Campanya de control de la població de gavina vulgar (*Larus cachinnans*) als parcs de la CAIB. Pandion - Govern Balear, inédito. 22 pp.

Parkes, J.P. 1983. Control of feral goats by poisoning with compound 1080 on natural vegetation baits and by shooting. New Zealand Journal of Forestry Science, **13**: 226-274.

Parkes, J.P. 1984. Feral goats on Raoul Island, I. Effect of control methods on their density, distribution and productivity. New Zealand Journal of Ecology, **7**: 85-94.

Parkes, J.P. 1989a. A review of the control of feral goats (*Capra hircus*) in New Zealand. Forest Research Institute Report. Christchurch, 37 pp. Inédito.

Parkes, J.P. 1989b. The use of aerially-sown toxic baits to control feral goats. A preliminary investigation. Forest Research Institute Report. Christchurch, 5 pp. Inédito.

Parkes, J.P. 1990a. Feral goat control in New Zealand. Biological Conservation, **54**: 335-348.

Parkes, J.P. 1990b. Eradication of feral goats on Islands and habitat islands. Journal of the Royal Society of New Zealand, **20**: 297-304.

Parkes, J.P. 2001. Advances in New Zealand mammalogy 1990-2000: Feral livestock. Journal of the Royal Society of New Zealand, **31**:233-241.

Parkes, J.P. 2002. Potential use of Rabbit Haemorrhagic Disease Virus (RHDV) as a Biocontrol Agent for European Rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) on Clarion Island, Mexico. Landcare Research /Island Conservation and Ecology group, University of California

Parkes, J.P., R. Henzell & G. Pickles. 1996. Managing vertebrate pests: Feral goats. Australian Government Publishing Service. Camberra.

Parmenter, S.C. & R.W. Fujimura. 1994. Application and regulation of potassium permanganate to detoxify rotenone in streams. Proceedings Of The Desert Fishes Council, 1994 Symposium, **XXVI**: 62-67. www.desertfishes.org/proceed/1994/vol26pt2.pdf

Parrish, K.M. 1999. Review: amphibian surveys in forests and woodlands. Contemporary Herpetology, **1** www.nhm.ac.uk/hosted_sites/ch/ch/1999/1/

Referencias

- Parshad, V.R. 1999. Rodent control in India. Integrated Pest Management Reviews, **4**: 97–126. 147.46.94.112/e_journals/pdf_full/journal_i/i13_199902_040201.pdf
- Parshad, V.R. 2002. Carbon disulphide for improving the efficacy of rodenticide baiting and trapping of the house rat, *Rattus rattus* L. International Biodeterioration & Biodegradation, **49** (2-3): 151-155
- Pascal, M., 1999. Compte-rendu factuel de l'opération d'éradication des populations de rats noirs (*Rattus rattus*) des îlets de la Réserve Naturelle de Sainte-Anne. Compte-rendu de mission, Parc Régional de la Martinique, Direction de l'Environnement de la Martinique, INRA-SCRIBE. Fort-de-France, décembre 1999 : 10 pp + anexos.
- Pascal, M. & Lorvelec O., 2001. Éradication simultanée des populations allochtones du Rat noir (*Rattus rattus*) et de la Mangouste (*Herpestes javanicus*) de l'Îlet Fajouet de ses îlots satellites (Réserve Naturelle du Grand Cul-de-Sac Marin, Parc National de la Guadeloupe, 1ermars – 5 avril 2001). Compte-rendu de mission, Parc National de la Guadeloupe, INRA-SCRIBE. Saint-Claude, Guadeloupe, juin 2001: 17 pp.
- Pascal, M. & Lorvelec O., 2003. Eradication of alien vertebrates for environmental purpose: a synthesis of the French attempts. EEI2003. I Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras. León España.
- Pascal, M., F. Siorat, J.-F. Cosson & H. Burin des Roziers. 1996. Éradication de populations insulaires de surmulot (Archipel des Sept Îles - Archipel de Cancale : Bretagne, France). Vie et Milieu - Life and Environment, **46** (3/4) : 267-283.
- Pascal, M., R. Brithmer, O. Lorvelec & N. Vénusière. 2003. Conséquences sur l'avifaune nicheuse de la Réserve Naturelle des Îlets de Sainte-Anne (Martinique) de la récente invasion du rat noir (*Rattus rattus*), établies à l'issue d'une tentative d'éradication. Terre et Vie N° especial **10**
- Passfield, A. & K. Passfield. 1997. Cook Islands rat eradication. Aliens, **6**: 20.
- Pech, R.P. 1996. Managing alien species: the Australian experience. In O.T. Sandlund, P.J. Schei & A Viken (Eds.) Proceedings of the Norway/UN conference on alien species 1996. DN & NINA, Trondheim. Pp.: 198-203.
- Pehrsson, S. 1994. Looking for Feral Cats. www.feralcat.com/lffc.html
- Pehrsson, S. 1995. Friends of the friendless. www.feralcat.com/fotf.html
- Pell, A.S. & C.R. Tidemann 1997a. The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in eastern Australia. Biological Conservation **79**: 145-153.
- Pell, A.S. & C.R. Tidemann. 1997b. The ecology of the Common Myna in urban nature reserves in the Australian Capital Territory. Emu, **97**: 141-149.
- Perry, G., E.W. Campbell III, G. H. Rodda & T. H. Fritts. 1998. Managing island biotas: brown tree snake control using barrier technology. Pages 138-143 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, CA). University of California at Davis, Davis, California. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-76.pdf
- Phillips, R.L. 1996. Evaluation of 3 types of snares for capturing coyotes. Wildlife Society Bulletin, **24**: 107-110.
- Phillips, R.L., K.S. Gruver & E.S. Williams. 1996. Leg injuries to coyotes captured in three types of foothold traps. Wildlife Society Bulletin, **24**: 260-263.
- Pleguezuelos, J.M. 2002. Las especies introducidas de anfibios y reptiles. Pp 501-529 In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Referencias

Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.). 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.

Pochop, P. A., J. L. Cummings, C. A. Yoder, and J. E. Steuber. 1998. Comparison of white mineral oil and corn oil to reduce hatchability in ring-billed gull eggs. Pages 411-413 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-78.pdf

Pochop, P. A., J. L. Cummings, J.E. Steuber & C. A. Yoder. 1998. Effectiveness of several oils to reduce hatchability of chicken eggs. Journal of Wildlife Management **62**(1): 395-398. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-77.pdf

Pochop, P.A., J.L. Cummings & R.M. Engeman. 2001. Field evaluation of a visual barrier to discourage gull nesting. Pacific Conservation Biology **7**: 143-145. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-64.pdf

Pontier, D., L. Say, F. Debias, J. Bried, J. Thioulouse, T. Micol & E. Natoli. 2002. The diet of feral cats (*Felis catus*L.) at five sites on the Grande Terre, Kerguelen archipelago. Polar Biology **25**: 833 –837 pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/ref/DPetal2002.pdf

Priddel, D., N. Carlile & R. Wheeler. 2000. Eradication of European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) from Cabbage Tree Island, NSW, Australia, to protect the breeding habitat of Gould's petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*). Biological Conservation, **94**(1):115-125.

Primus, T.M., D.J. Kohler, M.A. Goodall, C. Yoder, D. Griffin, L. Miller & J. J. Johnston. 2001. Determination of 4,4-dinitrocarbanilide (DNC), the active component of the antifertility agent nicarbazin, in chicken, duck, and goose plasma. Journal of Agricultural and Food Chemistry **49**(8): 3589-3593. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-67.pdf

Puigcerver, M., S. Gallego, J.D. Rodríguez-Teijeiro, S. D'Amico & E. Randi. 1999. Hybridization and introgression of Japanese quail mitochondria DNA in common quail populations: a preliminary study. Hungarian Small Game Bulletin, **5**: 129-136.

Q

Queiroz, A.I. 2003. Invasive alien species in Portugal. Pp. 28-29 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zillett & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.

R

Rainbolt, R. E. & B.E. Coblenz. 1999. Restoration of insular ecosystems: control of feral goats on Aldabra Atoll, Republic of Seychelles. Biological Invasions, **1**(4): 363-375.

Raloff, J. 2002. Slugging it out with caffeine. Science News Online. www.sciencenews.org/20020629/food.asp.

Raloff, J. 2003. Hawaii's hated frogs. Science News, **163** (1).

Referencias

- Ralph, C. J., S. G. Fancy & T. Male. 1998. Demography of an introduced Red-billed Leiothrix population in Hawaii. Condor **100**:468-473.
- Rahmaniah & L.A. Sutasurya. 1999. The effects of alpha-chlorohydrin on the gestation of the wistar rat (*Rattus norvegicus*). Biotropia, **12**: 25-30.
- Ramos, J.A. & L.R. Monteiro. 2000. Impacto de espécies exóticas na distribuição e abundância de avifauna florestal e marinha no arquipélago dos Açores. Livro de Resumos do 1º Simpósio sobre Espécies Exóticas. Lisboa, 24 e 25 de marzo de 2000. Liga para a Protecção da Natureza: 19-20.
- Rando, J.C. & M. López. 2001. Actuaciones para la conservación del lagarto canario moteado (*Gallotia intermedia*). La Laguna. 104 pp.
- Rando, J.C. 2003. Protagonistas de una catástrofe silenciosa. Los vertebrados extintos de Canarias. El Indiferente, **14**: 4-15.
- Ratcliffe, P.R. 1989. The control of red and sika deer populations in commercial forests. Pp. 98-115 in: Putman, R.J. (Ed.) Mammals as pests. Chapman and Hall. London.
- Reeve, N.J. & Bristow, S. 2001. Feasibility study on a small-scale translocation of hedgehogs from the Uists to mainland Scotland: a non-lethal alternative to humane killing to achieve hedgehog population reduction. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01LC03. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwpcr02.pdf
- Reid, D.G., L. Waterhouse, P.E.F. Buck, A.E. Derocher, R. Bettner & C.D. French. 2000. Inventory of the Queen Charlotte Islands Ermine. Pp. 397-406 in: L. Darling (ed) At Risk: Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk. February 15-19, 1999, University College of the Cariboo, Kamloops. B.C. Ministry of Environment Lands and Parks, Victoria.
- Reino, L.M. & T. Silva. 1998. The distribution and expansion of the common waxbill (*Estrilda astrild*) in the Iberian Peninsula. In: Spina, F. e Grattarola, A. (Eds.): Proceedings of the 1st Meeting of the European Ornithologists' Union. Biol. Cons. Fauna, **102**: 163-167.
- RIC. 1997. Fish collection methods and standards. Fish Inventory Unit, Aquatic Ecosystems Task Force, Resources Inventory Committee. British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/aquatic/fishcol/assets/fishml04.pdf
- RIC. 1998a. Inventory methods for small mammals. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 31. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/smallmammals/assets/smlmam.pdf
- RIC. 1998b. Inventory methods for pond-breeding amphibians and painted turtles. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 37. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/pond/assets/pond.pdf
- RIC. 1999a. Inventory methods for medium-sized territorial carnivores. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 25. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/medcarn/assets/mstc.pdf
- RIC. 1999b. Inventory methods for plethodontid salamanders. Standards for components of British Columbia's biodiversity, 36. Resources Inventory Committee. The Province of British Columbia, Canada. Version 2.0. srmwww.gov.bc.ca/risc/pubs/tebiodiv/salamanders/assets/psalm.pdf
- Richard, C.G.J. 1989. The pest status of rodents in the United Kingdom. Pp. 21-33 in: Putman, R.J. (Ed.) Mammals as pests. Chapman and Hall. London

Referencias

- Richards, G. & L. S. Hall. 2000. Australia's flying foxes at a crossroad. BATS, **18**, (2): 5-7.
- Richardson, D.M., N. Allsopp, C.M. D'Antonio, S.J. Milton & M. Rejmánek. 2000. Plant invasions: The role of mutualisms. Biological Reviews, **75**: 65-93.
- Richmond, M.E. 1997. Rodent damage management. Cornell Pest Management Recommendations for Control of Vertebrates. Cornell University.
- Rivera, X. & R. Sáez. 2003. La fauna acuática introducida y su impacto sobre los anfibios y reptiles. Quercus, **205**: 22-27.
- Robertson, H., E. Saul & A. Tiraa. 1998. Rat control in Rarotonga: some lessons for Mainland Islands in New Zealand. Ecological Management, **6**: 1-12.
- Robinson, B. 2002. TNR: How neighborhoods and communities can stop feral feline overpopulation. International Companion Animal Welfare Conference, Prague, Czech Republic. www.alleycat.org/pdf/Praguepaper3.pdf
- Robley, A., J. Parkes & D. Forsyth. 2003. Feasibility study for red fox eradication and a predator proof fence across the Yanakie isthmus, Wilson Promontory National Park. Arthur Rylah Institute for Environmental Research, Department of Sustainability and Environment, Melbourne. 45 pp.
- Rodda, G.H. & T.H. Fritts. 1991. The Practicality of Snake Elimination from Small Bounded Plots. Unpublished U.S. Fish and Wildlife Service report.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts & E.W. Campbell III. 1999a. The feasibility of controlling the brown treesnake in small plots. Pages 469-477 in G.H. Rodda, Y.Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds) Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, New York. 534p.
- Rodda, G. H., T. H. Fritts, E. W. Campbell, G. Perry & C. P. Qualls. 2002. Practical concerns in the eradication of island snakes. Pp.: 260-265 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts, C.S. Clark & S.W. Gotte. 1999b. Trapping the Brown Tree Snake. in G.H. Rodda, Y.Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds) Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell University Press, Ithaca, New York. 534p.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts & D. Chizar. 1997. The disappearance of Guam's wildlife: new insights for herpetology, evolutionary ecology, and conservation. BioScience **47**(9): 565-574.
- Rodda, G.H., T.H. Fritts, M.J. McCoid, and E.W. Campbell, III. 1999c. An overview of the biology of the brown treesnake, *Boiga irregularis*, a costly introduced pest on Pacific Islands. Pp. 44-80 in G.H. Rodda, Y. Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds). Problem snake management: the habu and the brown treesnake. Cornell Univ. Press, Ithaca, New York.
- Rodda, G.H., R.J. Rondeau, T.H. Fritts & Maughan. 1992. Trapping the arboreal snake, *Boiga irregularis*. Amphibia-Reptilia **13**: 47-56.
- Rodríguez, C. Bustamante & J.M. Bermúdez. 2003. Nuevo vecino para el cernícalo primilla. Quercus **206**: 36
- Rodríguez-Luengo, J.L. 1988. Campaña de erradicación de gatos en Alegranza. Gobierno de Canarias. Informe inédito.
- Rodríguez-Luengo, J.L. 1993. El Muflón *Ovis ammon musimon* (Pallas, 1811) en Tenerife. Aspectos de su biología y ecología. Tesis Doctoral, Universidad de La Laguna.

Referencias

- Rodríguez-Luengo, J.L. 1997. La amenaza de las ratas. Medio Ambiente Canarias, 4. www.gobcan.es/medioambiente/revista/1997/4/108/index.html
- Rodríguez-Luengo, J.L. 2000. ¿Hay que controlar a las gaviotas? Medio Ambiente CANARIAS, 16.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & P. Calabuig. 1993. Programa de control de gatos asilvestrados en la isla de Lobos. Informe de actuaciones 9-13 de Agosto 1993. Gobierno de Canarias. Inédito.
- Rodríguez-Luengo, J.L., P. Fandos & R.C. Soriguer. *Ovis gmelini* Pallas, 1811. Muflón. Pp. 334-337 in Palomo, L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Rodríguez-Luengo, J.L., J. García Casanova & J.L. Martín Esquivel. 2003. Apuntes para un plan de acción sobre las EEI en Canarias. Pp 259-261 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (Coords.). Contribuciones al conocimiento de las Especies Exóticas Invasoras en España. Grupo Especies Invasoras. G.E.I. Serie Técnica 1.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & J.C. Rodríguez-Piñero. 1987. Datos preliminares sobre la alimentación del arruí (*Ammotragus lervia*) (Bovidae) en La Palma, Islas Canarias. Vieraea 17: 291–294.
- Rodríguez-Luengo, J.L. & J.C. Rodríguez-Piñero. 1990. El muflón: una amenaza para la flora endémica de Tenerife. Vida Silvestre, 68: 10-16.
- Roemer, G.W., C.J. Donlan & F. Courchamp. 2002. Golden eagles, feral pigs, and insular carnivores: How exotic species turn native predators into prey. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 99 (2): 791–796
- Roemer, G.W., T.J. Coonan, D.K. Garcelon, J. Bascompte & L. Laughrin. 2001. Feral pigs facilitate hyperpredation by golden eagles and indirectly cause the decline of the island fox. Animal Conservation 4, 307–318
- Rojas, A.B. & L.J. Palomo. 2002. *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1759) Rata parda. Pp. 416-419 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Rollins, D. 1990. Coping with coyotes. Management alternatives for minimizing livestock losses. Texas Agriculture Extension Service. 16 pp.
- Román, A. 2002. *Alytes muletensis* (Sanchiz & Androver, 1977) Ferreret. Pp 79-81 In Pleguezuelos, J.M., R. Márquez & M. Linaza (eds.) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. DGCN- AHE.
- Román, Á. & J. Mayol. 1997. La recuperación del ferreret, *Alites muletensis*. Documents tècnics de Conservació, 2ª època, 1.
- Rose, P.M. & D. Jackson (Eds.). 1995. Ruddy Duck (*Oxyura jamaicensis*) european status report - 1995. Wetlands International.
- Rosen, P.C. & C.R. Schwalbe. 1995. Bullfrogs: introduced predators in Southwestern wetlands. Pp. 452-454. In: E. T. LaRoe, G. S. Farris, C. E. Puckett, P. D. Doran, and M. J. Mac (eds). Our Living Resources: A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of U. S. Ecosystems. U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D. C. 530 pp
- Rosell, C. & J.M. Velasco. 1999. Manual de prevenció i correcció dels impactes de les infraestructures viàries sobre la fauna. Documents dels Quaderns de medi ambient, 4. Generalitat de Catalunya. 95 pp.

Referencias

- Roughton, R.D. & M.W. Sweeny. 1982. Refinements in scent-station methodology for assessing trends in carnivore populations. Journal of Wildlife Management, **46**: 217-229.
- Roughton, R.D. 1982. A synthetic alternative to fermented egg as a canid attractant. Journal of Wildlife Management, **46**: 230-234.
- Rounsevell, D.E. & N.P. Brothers. 1984. The status and conservation of seabirds at Macquarie Island. ICBP Technical Publication, 2:.
- Rowe, F. P. & A.B. Lazarus, A. B., 1974 a. Effects of an estrogenic steroid on the reproduction of wild rats, *Rattus norvegicus* (Berk.). Agro-Ecosystems, **1**: 57-68.
- Rowe, F. P. & A.B. Lazarus. 1974 b. Reproductive activity in a wild rat, *Rattus norvegicus* (Berk.) population treated with an estrogenic steroid. Agro-Ecosystems, **1**: 227-235.
- Rowell, H.C., Ritcey, J. and Cox, F., 1979. Assessment of humaneness of vertebrate pesticides. Pp 236-249 In: Proceedings of the Canadian Association for Laboratory Animal Science. The Canadian Association for Laboratory Animal Science. Calgary, Canada.
- RRAC. 2003. A reappraisal of blood clotting response tests for anticoagulant resistance and a proposal for a standardised BCR test methodology. CropLife International. Technical Monograph, 2003. Rodenticide Resistance Action Committee. www.croplife.org/library/documents/Technical%20Monographs/Technical_Monograph_Feb_2003.pdf
- Ruiz, A. & R. Martí. 2003. Uñas de gato, dientes de rata, al virot matan. El Escribano Digital, **43**: 8 www.seo.org/escribano/escribanodigital43.pdf
- Rupp, H.R. 1995. Adverse Assessments of *Gambusia affinis*. American currents, Summer 1995. www.gambusia.net/ACmosquito.html

S

- Sáenz de Buruaga, M., T. Andrés, M.A. Bravo, J. Calzada, H. Garrido, C. Gutiérrez, A. Onrubia y F. Valdera. 2003. Reconocimiento de híbridos de *Oxyura leucocephala* x *Oxyura jamaicensis*. Pp. 236-237 in Capdevila-Argüelles, L., B. Zilletti & N. Pérez Hidalgo (coords.) Contribuciones al conocimiento de las especies exóticas invasoras. GEI, Serie Técnica 1.
- Sainsbury, T. & J. Gurnell. (sin fecha). Humane methods for the control of grey squirrels in Italy. 2 pp.
- Salgado-Maldonado, G. 2003. The Asian fish tapeworm *Bothriocephalus acheilognathi*: a potential threat to native freshwater fish species in Mexico. Biological Invasions, **5** (3): 261-268.
- Salvande, M. L.A. Gómes & A.B. Fernández. 2003. Consumo de semillas de *acebiño* (*Ilex canariensis*) por la rata (*Rattus rattus*) en distintos hábitats del monteverde en el Parque Nacional de Garajonay (La Gomera, Islas Canarias, España). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 23.
- Sanders, M.D. & R.F. Maloney. 2002. Causes of mortality at nests of ground-nesting birds in the Upper Waitaki Basin, New Zealand: a five-year video study. Biological Conservation **106**: 225-236.
- Sanger, A.C. & J.D. Koehn. 1997. Use of chemicals for carp control. Pp. 37-57 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf

Referencias

- Sans, A. 2002. *Mus domesticus* Ratty 1972. Ratón casero. Pp. 420-423 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.
- Sarà, M. & S. Morand. 2002. Island incidence and mainland population density: mammals from Mediterranean islands. Diversity and Distributions, **8** (1): 1-9.
- Sargeant, G. A., D. H. Johnson & W. E. Berg. 1998. Interpreting carnivore scent-station surveys. Journal of Wildlife Management **62**:1235-1245.
- Saunders, G., J. McIlroy, M. Berghout, B. Kay, E. Gifford, R. Perry & R. van de Ven. 2002. The effects of induced sterility on the territorial behaviour and survival of foxes. Journal of Applied Ecology **39** (1): 56-66.
- Savarie, P.J. & R.L. Bruggers. 1999. Candidate repellents, oral and dermal toxicants, and fumigants for the Brown Tree Snake control. Pp. 417-422 in G.H. Rodda, Y. Sawai, D. Chizar & H. Tanaka (eds), Problem Snake Management: Habu and Brown Tree Snake Examples, Ithaca, NY: Cornell University Press. www.fort.usgs.gov/resources/education/bts/resources/pdf/candrep-A.pdf
- Savarie, P.J., R.L. Bruggers & W.S. Wood. 1991. Methyl Bromide Fumigation of Brown Tree Snake on Guam. Unpublished U.S. Department of Agriculture report submitted to U.S. Fish and Wildlife Service, National Ecology Research Center, October 25, 1991
- Savarie, P.J., J.A. Shivik, G.C. White, J.C. Hurley & L. Clark. 2001. Use of acetaminophen for large-scale control of brown treesnakes. Journal of Wildlife Management **65**(2): 356-365. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-68.pdf
- Savory, T. 1991. Game fencing with power fencing. To electrify or not?. Wildlife Symposium Small
- Sax, D.F. 2002. Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California Global Ecology & Biogeography, **11**, 49-57
- Schaffer, E.W., R.D. Brunton & N.F. Lockyer. (sin fecha). Secondary hazards to animals feeding on red-winged blackbirds killed with 4-aminopyridine baits. www.avitrol.com/Support_Files/Documentation/2NDARY.pdf
- Schmidt, R.H. 1994. Shrews. In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Vol. 1. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. D.87-91. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/mammals/mam_d87.pdf
- Scholefield, R.J. & J.G. Seelye. 1992. Toxicity of 2', 5-dichloro-4'-nitrosalicylanilide (Bayer 73) to three genera of larval lampreys. Technical Report 57. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. pp. 1-6.
- Schüle, W. 2000. Preneolithic navigation in the Mediterranean: a palaeoecological approach. Mediterranean Prehistory Online, **2**.
- Schuster, C. & R. Vicente-Mazariegos. 2003a. Control y erradicación de perros cimarrones y gatos asilvestrados en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote-Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 25.
- Schuster, C. & R. Vicente-Mazariegos. 2003b. Campaña de control de ratas en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote-Islas Canarias). Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 26.
- Schuyler, P.T., D. Garcelon & S. Escover. 2002. Control of feral goats (*Capra hircus*) on Santa Catalina Island, California, USA. Pp: 412-413 In C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning

Referencias

the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Seamans, T. W. & J. L. Belant. 1999. Comparison of DRC-1339 and alpha-chloralose as herring gull toxicants. Wildlife Society Bulletin 27 (3): 729-733. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/99pubs/99-60.pdf

Sedgeley, J. & C. O'Donnell. 1996. A technique for harp-trapping at bat roosts in tall forest canopy. Poster paper, *7th Australasian Bat Conference*, April, 1996, Naracoorte, S.A., Australasian Bat Society, 1996

Seelbach, Paul W., G. L. Towns, and D. D. Nelson. 2000. Guidelines for sampling warmwater rivers with rotenone. Chapter 22 in Schneider, J.C. (ed.) 2000. Manual of fisheries survey methods II. Michigan Department of Natural Resources, Fisheries Special Report 25, Ann Arbor. www.michigandnr.com/PUBLICATIONS/PDFS/ifr/manual/SMII%20Chapter22.pdf

Seelye, J.G., D.A. Johnson, J.G. Weise & E. L. King, Jr. 1988. Guide for determining application rates of lampricides for control of sea lamprey ammocetes. Technical Report 52. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 24 p.

Seguí, B. & L. Payeras. 2002. *Capra aegagrus* Erxleben, 1777. Cabra mallorquina. Pp. 330-333 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU

SFSPCA. Feral cats on the firing line. www.sfspca.org/gifs/pdf_feralcats/firing.pdf

Sherley, G. (ed). 2000. Invasive Species in the Pacific: A Technical Review and Draft Regional Strategy. South Pacific Regional Environment Programme, Samoa. http://www.hear.org/pier/pdf/invasive_species_technical_review_and_strategy.pdf

Shi, D., X. Wan, S.A. Davis, R.P. Pech & Z. & Zhang. 2002. Simulation of lethal control and fertility control in a demographic model for Brandt's vole (*Microtus brandti*). Journal of Applied Ecology 39: 337-348.

Shigesada, N. & K. Kawasaki. 1997. Biological invasions: Theory and practice. Oxford University Press.

Shine, C. 1996. Importation and introduction of alien species: the legal point of view. Pp. 15-28 in A.E. Baldacchino & A. Pizzuto (Eds.) Introduction of alien species of flora and fauna. Proceedings, Qawra, Malta.

Shivik, J.A. 1998. Brown tree snake response to visual and olfactory cues. Journal of Wildlife Management 62(1):105-111. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-82.pdf

Shumake, S.A. & A.A. Hakim. 2001. Evaluating Norway rat response to attractant and repellent odors to improve rodenticide baiting effectiveness. Pages 103-110 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors, Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-76.pdf

Sick, H. 1984. Ornitologia Brasileira. Uma introdução. Editora Universidade de Brasília.

Silva, T., L.M. Reino & R. Borralho. 2002. A model for range expansion of an introduced species: the common waxbill *Estrilda astrild* in Portugal. Diversity & Distributions 8 (6): 319-326.

Simberloff, D. & P. Stiling. 1996. Risk of species introduced for biological control. Biological Conservation, 78: 185-192.

Sime, C.A. 1999. Domestic dogs in wildlife habitats. Pp. 8.1-8.17 in G.Joslin and H.Youmans, (coords) Effects of recreation on Rocky Mountain wildlife: A Review for Montana.

Referencias

- Committee on Effects of Recreation on Wildlife, Montana Chapter of The Wildlife Society. 307pp. www.montanatws.org/PDF%20Files/8dogs.pdf
- Singh, S.K. & S. Chakravarty, 2003. Antispermatic and antifertility effects of 20,25-diazacholesterol dihydrochloride in mice. Reproductive Toxicology, **17** (1): 37-44.
- Skinner, D.L. & A.W. Todd. 1990. Evaluating efficiency of footholding devices for coyote capture. Wildlife Society Bulletin, **18**: 166-175.
- Skua. 2002. Control de gatos *Felis catus* en colonias de pardela balear *Puffinus mauretanicus* de la isla de Formentera. Estudio preliminar. Direcció General de Biodiversitat Conselleria de Medi Ambient. Govern de les Illes Balears.
- Slade, N. A., M. A. Eifler, N. M. Gruenhagen and A. L. Davelos. 1993. Differential effectiveness of standard and long Sherman live traps in capturing small mammals. Journal of Mammalogy, **74**: 156-161.
- Slater, M.R. 2002. Community approaches to feral cats: problems, alternatives and recommendations. Humane Society Press, Washington files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater1.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater2.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater3.pdf files.hsus.org/web-files/PDF/PUBS_Slater4.pdf
- Slott, V.L., S.C. Jeffay, C.J. Dyer, R.R. Barbee & S.D. Perreault. 1997. Sperm motion predicts fertility in male hamsters treated with alpha-chlorohydrin. Journal of Andrology, **18**: 708-716.
- Smal, C.M. 1991. Population studies on feral mink *Mustela vison* in Ireland. Journal of Zoology, London, **224**: 233-249.
- Smallshire, D. & J. W. Davey. 1989. Feral Himalayan porcupines in Devon. Nature in Devon, Journal of Devon Wildlife Trust, **10**: 62-69.
- Smith, A. E., S. R. Craven & P. D. Curtis. 1999. Managing Canada geese in urban environments. Jack Berryman Institute Publication 16, Cornell University Cooperative Extension, Ithaca, N.Y. www.berrymaninstitute.org/PDF/urbangeese.pdf
- Smith, B.R., J.J. Tibbles & B.G.H. Johnson 1974. Control of the sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lake Superior, 1953-70. Technical Report 26. Great Lakes Fishery Commission, Michigan. 60 pp. www.glfsc.org/pubs/TechReports/Tr26.pdf
- Smith, P.A., T.R. Leah & J.W. Eaton. 1997. Removal as an option for management of an introduced piscivorous fish - the zander. Pp. 74-86 in Roberts, J. & R. Tilzey (eds.) Controlling carp. Exploring the options for Australia. CSIRO Land and Water. www.clw.csiro.au/publications/controlling_carp.pdf
- Smith, W.K., K.E. Church, J.S. Taylor, D.H. Rusch & P.S. Gipson. 2001. Modified decoy trapping of male ring-necked pheasant (*Phasianus colchicus*) and northern bobwhite (*Colinus virginianus*). Game and Wildl. Sci., **18** (3-4): 581-586.
- Sol, D. 1998. Gaviotas, palomas y el fracaso del control de poblaciones de aves por eliminación. Quercus, **146**: 31-34.
- Sol, D., D.M. Santos, E. Fera & J. Clavell. 1997. Habitat selection by the monk parakeet during colonization of a new area in Spain. The condor, **99**: 39-46.
- Solman, E.F. 1994. Gulls. Pp. E49-52 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e49.pdf

Referencias

- Soriguer, R.C. 1981. Biología y dinámica de una población de conejo (*Oryctolagus cuniculus* L.) en Andalucía Occidental. Doñana Acta Vertebrata, **8**: 1-379.
- Spaulding, S.R., R.B.L. Vanlier & M.E. Tarrant. 1985. Toxicity and efficacy of bromethalin. Acta Zoologica Fennica, **173**: 171-172.
- Spreyer, M.F. & E.H. Bucher. 1998. Monk Parakeet. The Birds of North America (excerpts), **322**. www.birdsofna.org/excerpts/monk.html
- Stachecki, J.A. (ed.) 1998. Aquatic Pest Management. A Training Manual for Commercial Pesticide Applicators (Category 5). C.J. Randall (rev.) Extension Bulletin E-2437. Michigan State University Extension www.msue.msu.edu/msue/imp/modet/morefile/e-2437.pdf
- Stahl R.S., K. VerCautere, D. Kohler, J.J. Johnston. 4,4'-Dinitrocarbanilide (DNC) concentrations in egg shells as a predictor of nicarbazin consumption and DNC dose in goose eggs. Pest Management Science, **59**(9) :1052-1056.
- Stapp, P. 2002. Stable isotopes reveal evidence of predation by ship rats on seabirds on the Shinat Islands, Scotland. Journal of Applied Ecology, **39**: 831-840.
- Stapp, P. & G.A. Polis. 2003. Marine resources subsidize insular rodent populations in the Gulf of California, Mexico. Oecologia, **134**: 496-504.
- Stefferd, S, J. Stefferud, R. Clarkson, J. Heinrick, J. Slaughter & R. Bettaso. 2002. 6. Area report: Lower Colorado. Desert Fishes Council 34th meeting, San Luis de Potosí, México. www.desertfishes.org/meetings/2002/abstracts.html
- Stenseth, N.C. 1981. How to control pest species: application of models from the theory of island biogeography in formulating pest control strategies. Journal of Applied Ecology, **18**: 773-794.
- STGTAVS. 2003. Plan de erradicación del murciélago frugívoro egipcio *Rousettus aegyptiacus* (Geoffroy, 1810), en la isla de Tenerife. Simposio sobre Control de Vertebrados Invasores en Islas de España y Portugal. Islas Canarias, febrero 2003. Resúmenes: 18.
- Stone, R.D. 1989. Moles as pests. In: Putman, R.J. (Ed.). Mammals as pests, pp. 65-80. Chapman and Hall. London
- Summers, S.G., G.H. Eckrich & P.M. Cavanagh. 2000. Brown-headed cowbird control program on Fort Hood, Texas, 1999-2000. In Endangered species monitoring and management at Fort Hood, Texas: 2000 annual report. Fort Hood Project, The Nature Conservancy of Texas, Fort Hood, Texas, USA. cswgcin.nbii.gov/speciesatrisk/Annual_Report_2000/
- Swihart, R.K., M.J.I. Mattina & J.J. Pignatello. 1995. Repellency of predator urine to woodchucks and meadow voles. Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 271-284.

T

- Taylor, J.M. Fauna of Australia. 63- Collection and preservation of mammals. Australian Biological Resources Study. Australian Government. www.ea.gov.au/biodiversity/abrs/online-resources/abif/fauna/foa/pubs/volume1b/63-ind.pdf
- Taylor, D. & L. Katahira. 1988. Radiotelemetry as an aid in eradicating remnant feral goats. Wildlife Society Bulletin, **16**: 297 .

Referencias

- Taylor, R.H. 1984. Distribution and interactions of introduced rodents and carnivores in New Zealand. Acta Zoologica Fennica, **172**: 103-105.
- Taylor, R.H. & B.W. Thomas. 1993. Rats eradicated from rugged Breaksea Island (170 ha), Fiorland, New Zealand. Biological Conservation, **65**: 191-198.
- Temby, I.D. 2002. Pieces of Silver: Examples of the economic impact and management of the silver gull (*Larus novaehollandiae*) in Melbourne, Australia. Pp. 154-162 in Clark, L., J. Hone, J. A. Shivik, R. A. Watkins, K. C. Vercauteren & J. K. Yoder, (eds.) Human conflicts with wildlife: economic considerations. Proceedings of the Third NWRC Special Symposium. National Wildlife Research Center, Fort Collins, Colorado, USA.
- Tewes, E. & J.J. Sánchez Artés. 2001. Programa de control de gatos asilvestrados en Baleares. Proyecto Piloto II. Evaluación de un segundo lugar de actuación. Informe de prospección en Formentera. Informe inédito de la BVCF.
- Tewes, E. & M. Jiménez. 2000. Programa de control de gatos asilvestrados en Mallorca. Proyecto Piloto. Informe inédito de la BVCF.
- The Mammal Society. 1997. Look what the cat's brought in! www.abdn.ac.uk/mammal/catkills1.htm
- Thomas, B.W. & R.H. Taylor. 2002. A history of ground-based rodent eradication techniques developed in New Zealand, 1959-1993. Pp. 301-310 in C.R. Veitch & M.N. Clout (Eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Thomas, G.J. 1972. A review of Gull damage and management methods at Nature reserves. Biological Conservation, **4**: 117-127.
- Thomas, R. 2002a. Background and Beginnings of Otago Judas Work. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 16-19
- Thomas, R. 2002b. Catlins Goat Programme. In J. Gregory, B. Kyle & M. Simons (eds) Judas Workshop 2002. Proceedings of a workshop on the use of radio telemetry for animal pest control. Department of Conservation, Otago Conservancy, Dunedin, New Zealand. Pp: 54-59
- Thompson, M. 2001. Hedgehogs- a threat to waders in the western isles of Scotland. Aliens, **14**: 18.
- Thorsen, M. & R. Shorten. 1997. Attempted Eradication of Norway Rats During Initial Stages of an Invasion of Frégate Island, Seychelles. Independent Report to BirdLife International, Frégate Island Resorts Ltd., Seychelles Department of Conservation and National Parks, New Zealand Department of Conservation, Mauritian Wildlife Foundation.
- Thorsen, M., R. Shorten, R. Lucking & V. Lucking. 2000. Norway rat (*Rattus norvegicus*) on Frégate islnad, Seychelles: the invasion, subsequent eradication attempts and implication for the island's fauna. Biological Conservation, **96**: 133-138.
- Thorstrom, R.K. 1996. Methods for capturing tropical forest birds of prey. Wildlife Society Bulletin, **24**: 516-520.
- Tidemann, C. 1994. Do cats impact on wildlife? Urban animal management conference proceedings – Camberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/tidemann.htm
- Tillman, E.A., A. van Doorn & M.L. Avery. 2001. Bird damage to tropical fruit in south Florida. Pages 47-59 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors. Proceedings of the Ninth

Referencias

Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-79.pdf

Timm, R.M. 1994. Description of active ingredients. Pp. G23-61 in S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. USDA-APHIS-Wildlife Services Animal Damage Control, and Great Plains Agricultural Council. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/allPDF/active.pdf

Tobin, M.E., A.E. Koehler, R.T. Sugihara & M.E. Burwash. 1995. Repellency of mongoose feces and urine to rats (*Rattus* spp.). Proceedings of the Repellents in Wildlife Management Symposium. U.S.D.A. National Wildlife Research Center: 285-300.

Tomkins, R. J. 1985. Breeding success and mortality of dark-rumped petrels in the Galapagos and control of their predators. In: Moors, P.J. (Ed.), Conservation of Island Birds. ICBP Technical Publication, 3: 159-175.

Townsend, M.G., P.J. Bunyan, E.M. Odam, P.I. Stanley & H.P. Wardall. 1984. Assessment of secondary poisoning hazard of warfarin to least weasels. Journal of Wildlife Management, 48: 628-632.

TPW. Sin fecha. Trapping brown-headed cowbirds to control songbird nest parasitism. Texas Parks and Wildlife. 15 pp. www.tpwd.state.tx.us/conserves/pdf/cowbirds.pdf

Transport Canada. 2002. Wildlife Control Procedures Manual.

Travaini, A., R. Laffitte & M. Delibes. 1996. Determining the relative abundance of European red foxes by scent-station methodology. Wildlife Society Bulletin, 24: 500-504

Trout, R.C., J. Ross, A.M. Tittensor & A.P. Fox. 1992. The effect on a British wild rabbit population (*Oryctolagus cuniculus*) of manipulating myxomatosis. Journal of Applied Ecology, 29: 679-686.

Tustin, K.G. 1990. Himalayan tahr. Pp. 392-406 in King, C.M. (Ed.) The handbook of New Zealand Mammals. Oxford University Press. Auckland.

Tuttle, M. D. 1984. Fruit bats exonerated. BATS, 1 (2): 1

TWDMS. 1998a. Controlling Skunk damage. Wildlife Damage Management L-1901. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998b. Controlling Raccoon damage. Wildlife Damage Management L-1902. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998c. Controlling Pocket Gopher damage. Wildlife Damage Management L-1904. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998d. Controlling Opossum damage. Wildlife Damage Management L-1907. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998e. Trapping Coyotes. Wildlife Damage Management L-1908. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998f. Controlling coyotes with snares. Wildlife Damage Management L-1917. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 2 pp.

TWDMS. 1998g. Controlling beaver damage. Wildlife Damage Management L-1911. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

TWDMS. 1998h. Snakes and their control. Wildlife Damage Management L-1912. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.

Referencias

- TWDMS. 1998i. Controlling tree squirrels in urban areas. Wildlife Damage Management L-1914. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998j. Control of rats and mice. Wildlife Damage Management L-1916. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998k. Controlling feral pigeons. Wildlife Damage Management L-1919. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998l. Controlling roosting birds in urban areas. Wildlife Damage Management L-1921. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp.
- TWDMS. 1998m. Controlling Feral Hog damage. Wildlife Damage Management L-1925. Texas Wildlife Damage Management Service, San Antonio, Texas. 4 pp. www.wildlifemanagement.info/publications/wild_hogs_2.pdf
- Twigg, L.E. & C.K. Williams. 1999. Fertility control of overabundant species; can it work for feral rabbits? Ecology Letters, **2**: 281-285.
- Twigg, L.E. S.L. Griffin & C.M. O'Reilly. 1996. Live capture techniques for the European rabbit. Western Australian Naturalist, **21**:131-140.
- Twigg, L.E., T.J. Lowe, G.R. Martin, A.G. Wheeler, G.S. Gray, S.L. Griffin, C.M. O'Reilly, D.J. Robinson & P.H. Hubach. 2000. Effect of surgically imposed sterility on free-ranging rabbit population. Journal of Applied Ecology, **37**: 16-39.

U

- Uist Wader Project. 2002a. All about Uist waders. UWP Fact Sheet 3, July 2002. Uist Wader Project. 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp01.pdf
- Uist Wader Project. 2002b. All about Uist hedgehogs. UWP Fact Sheet 3, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp03.pdf
- Uist Wader Project. 2002c. Catching hedgehogs. UWP Fact Sheet 4, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp04.pdf
- Uist Wader Project. 2002d. Fencing. UWP Fact Sheet 5, July 2002. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp05.pdf
- Uist Wader Project. 2002e. Animal welfare issues. UWP Factsheet 6. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp06.pdf
- Uist Wader Project. 2002f. Three potential methods of reducing the non-native Uist hedgehog population to conserve breeding waders: animal welfare and conservation. Uist Wader Project report. 213.121.208.4/pdfs/news/nw-uwp01.pdf
- Umeda, K. & L. Sullivan. 2001. Evaluation of Methyl Anthranilate for use as a Bird repellent in selected crops. 2001 Vegetable Report. College of Agriculture & Life Sciences, The University of Arizona.
- Unisense Foundation. 2002. Tammar Wallaby reintroduction to the South Australian mainland. www.unisensefoundation.org/tammar.html
- Uphan, L.L. 1980. BLM's current status of exotic wildlife species and exotic introduction policy. Pp: 17-18 in C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas.

Referencias

Urioste Rodríguez J. A. de & M. J. Bethencourt Linares. 2001. Rana toro y sapo marino: la amenaza que viene. Medio Ambiente CANARIAS, 21. www.gobcan.es/medioambiente/revista/2001/21/269/index.html

USFWS. 1999. Lower Keys Rabbit. Multi-Species Recovery Plan for South Florida. US Fish and Wildlife Service – Southeast Region, Atlanta. Pp: 151-171.

USGS. 2000. Sea lamprey—A Great Lakes invader. Great Lakes Science Center. United States Geological Survey. Fact Sheet 2000-8.

V

van Aarde, R. 1984. Population biology and the control of feral cats on Marion Island. Acta Zoologica Fennica, 172: 107-110.

van Rensburg, P.J.J., J.D. Skinner & R.J. van Aarde. 1987. Effects of feline panleucopenia on the population characteristics of feral cats on Marion Island. Journal of Applied Ecology, 24: 63-73.

van Riper, C., III, S. G. van Riper, M. L. Goff & M. Laird. 1986. The epizootiology and ecological significance of malaria in Hawaiian land birds. Ecological Monographs 56: 327-344.

Varnham, K.J., S.S. Roy, A.S. Seymour, S. Harris, J. Mauremootoo & C.G. Jones. 2002. Eradicating Indian Musk Shrews (*Suncus murinus*) from offshore islands. Pp: 342-349 In C.R. Veitch & M.N. Clout (eds.) Turning the tide: the eradication of invasives species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Veitch, C.R. 1985. Methods of eradicating feral cats from offshore islands in New Zealand. En: Moors, P.J. (Ed.) Conservation of islands Birds. ICBP Technical Publication, 3: 125-141.

Veitch, R. 1994. The impact of domestic animals on urban wildlife - eradication or damage control. Urban animal management conference proceedings – Canberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/veitch.htm

Velasco, J.M., M. Yanes & F. Suárez. 1995. El efecto barrera en vertebrados. Medidas correctoras en las vías de comunicación. CEDEX, Madrid.

Veltman C.J. & J. Parkes. 2002. The potential of poisoned foliage as bait for controlling feral goats (*Capra hircus*). Science for conservation 204. Department of Conservation, Wellington NZ. 21pp.

Vercauteren, K.C., M.J. Pipas & K.L. Tope. 2001. Evaluations of nicarbazin-treated pellets for reducing the laying and viability of Canada goose eggs. Pages 337-346 in M C. Brittingham, J. Kays and R. McPeake editors, Proceedings of the Ninth Wildlife Damage Management Conference. Pennsylvania State University, University Park, USA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/01pubs/01-80.pdf

Vicens, M. 2002. Plan de recuperación para un endemismo balear. Conservación Vegetal, 7: 7-8.

Victorian Pest Management. 2002. Wild Dog management strategy. A framework for action. Department of Natural Resources and Environment. The State of Victoria. [www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/038a3d1c93643e3bca256bd000166fa7/\\$FILE/VPMF+WDogs1.pdf](http://www.nre.vic.gov.au/WEB/ROOT/DOMINO/CM_DA/NRECPA.NSF/0/038a3d1c93643e3bca256bd000166fa7/$FILE/VPMF+WDogs1.pdf)

Referencias

Vidal, E. F. Médail, T. Tatoni, P. Vidal & P. Roche. 1998a. Functional analysis of the newly established plants induced by nesting gulls on Riou archipelago (Marseille, France). Acta Oecologica, **19** (3): 241-250.

Vidal, E. F. Médail & T. Tatoni. 1998b. Is the yellow-legged gull a superabundant bird species in the Mediterranean? Impact on fauna and flora, conservation measures and research priorities. Biodiversity and Conservation, **7**: 1013-1026.

Vidal, T. & M. Delibes. 1987. Primeros datos sobre el visón americano (*Mustela vison*) en el Suroeste de Galicia y Noroeste de Portugal. Ecología: 145-152.

Vogel, P., J.-F. Cosson & L.F. López Jurado. 2003. Taxonomic status and origin of the shrews (*Soricidae*) from the Canary islands inferred from a mtDNA comparison with the European *Crocidura* species. Molecular Phylogenetics and Evolution, **27**: 271–282.

W

Wanless, S., M.P. Harris, J. Calladine & P. Rothery. 1996. Modelling responses of herring gull and lesser black-backed gull populations to reduction of reproductive output: implications for control measures. Journal of Applied Ecology, **33**: 1420-1432.

Waples, K. 2001. Annual Review of the *NPWS Policy on Flying Fox and Mitigation of Commercial Crop Damage* for the 2000-2001 Fruit Growing Season. National Parks and Wildlife Service, New South Wales. 18pp.

Warner, R. E. 1968. The role of introduced diseases in the extinction of the endemic Hawaiian avifauna. Condor **70**:101-120.

Wauters, L.A., I. Currado, P.J. Mazzoglio & J. Gurnell. 1997. Replacement of red squirrels by introduced grey squirrels in Italy: evidence from a distribution survey. In J. Gurnell & P.W.W. Lurz (eds.): The conservation of red squirrels, *Sciurus vulgaris* L. PTES, London.

Wauters, L. & J. Gurnell. 1998. Does the presence of grey squirrels affect the activity pattern and foraging behaviour of red squirrels? In S. Reig (ed) Euro-American Mammal Congress, Santiago de Compostela, Spain. Abstracts: Addenda.

Wauters, L.A., J. Gurnell, I. Currado & P.J. Mazzoglio. 1997. Grey squirrels *Sciurus carolinensis* management in Italy - squirrel distribution in a highly fragmented landscape. Wildlife Biology, **3**: 117-124.

Webb, C. 1995. Management of unowned cat colonies. Urban animal management conference proceedings – Melbourne. Australia.

Wheeler, S.H. & D.R. King. 1985. The European rabbit in South-Western Australia III. Survival. Australian Wildlife Research, **12**: 213-225.

Whisson, D. and T. Moore. 1997. An annotated bibliography on the ferret (*Mustela putorius furo*). California Department of Fish and Game, Bird and Mammal Conservation Program Report 97-3. 37pp. www.dfg.ca.gov/hcpb/info/bm_research/bm_pdfrpts/97_03.pdf

Whittaker, J. C. & G. A. Feldhamer. 2000. Relative effectiveness of three live trap types for *Blarina* (Insectivora: Soricidae) and description of a new trap design. Mammalia, **64**: 118-124. (ver diseño en campus.pc.edu/faculty/jwhittak/RussianTrap/RussianTrapa.html).

Referencias

Wildlife Society. 2002. Wildlife Policy Statement - Feral and free-ranging domestic cats. Reviewed and re-adopted 24 September 2002. www.wildlife.org/policy/index.cfm?tname=policystatements&statement=ps28

Williams, D.E. & R.M. Corrigan. 1994. Pigeons (Rock doves). In S. E. Hygnstrom, R. M. Timm, and G. E. Larson, eds. Prevention and Control of Wildlife Damage. Lincoln: Univ. Neb. Coop. Ext. pp. E87-96. wildlifedamage.unl.edu/handbook/handbook/birds/bird_e87.pdf

Wilson, P.M., C.R. Tidemann & H.R.C. Meischke. 1994. Are cats on rubbish dumps a problem? Urban animal management conference proceedings – Camberra. Australia. www.ava.com.au/content/confer/uam/proc94/wilson.htm

Winter, L. (Sin fecha). Myths and Facts About “Managed” Cat Colonies. www.abcbirds.org/cats/myths.pdf

Wise, M.H., I.J. Linn & C.R. Kennedy. 1981. A comparison of the feeding biology of mink *Mustela vison* and otter *Lutra lutra*. Journal of Zoology, London, **195**: 181-213.

Wissman, M.A. 1999. Sarcocystosis. Exotic Pet Vet. Net., 6 pp. www.exoticpetvet.net/avian/pdfs/sarcocystosis.pdf

Witmer, G.W., E.W. Campbell III & F. Boyd. 1998. Rat management for endangered species protection in the U.S. Virgin Islands. Pages 281-286 in Barker, R. O. and Crabb, A. C., Editors. Eighteenth Vertebrate Pest Conference (March 2-5, 1998, Costa Mesa, California). University of California at Davis, Davis, CA. www.aphis.usda.gov/ws/nwrc/is/98pubs/98-94.pdf

Wittenberg, R. & M.J.W. Cock (eds.) 2001. Invasive Alien Species. How to address one of the greatest threats to biodiversity: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices. CAB International, Wallingford, Oxon, UK, xvii - 228. www.cabi-bioscience.ch/wwwgisp/100Toolkitfin.pdf

Woelfl, S. & M. Woelfl, M. 1997. Coyote, *Canis latrans*, visitations to scent stations in southeastern Alberta. Canadian Field-Naturalist, **111** (2): 200-203

Wong, C.K. 2000. Longan production in Asia. FAO, Bangkok.

Wren Green. 2000. Biosecurity threats to indigenous biodiversity in New Zealand. An Analysis of Key Issues and Future Options. Wren Green, EcoLogic Conservation Consultants, 61pp.

X

Y

Yésou, P. 2003. Le Goéland argenté : *Larus argentatus* Pontoppidan, 1763. Pp: 215-219 in M. Pascal, O. Lorvelec, J.-D. Vigne, P. Keith & P. Clergeau (coord) Évolution holocène de la faune de Vertébrés de France : invasions et disparitions. INRA, CNRS, MNHN. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable (Direction de la Nature et des Paysages), Paris, France.

Yom-Tov, Y. 1980. The timing of pest control operations in relation to secondary poisoning prevention. Biological Conservation, **18**: 143-147.

Referencias

Z

Zamorano, E. & L.J. Palomo. 2002. *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758) Rata negra. Pp. 412-415 in Palomo L.J. & J. Gisbert (eds.). Atlas de los Mamíferos terrestres de España. DGCN-SECEM-SECEMU.

Zann, R.A., S.R. Morton, K.R. Jones & N. Burley. 1995. The timing of breeding of Zebra Finches in relation to rainfall in central Australia. Emu **95**: 208-222.

Zaubrecher, K.I. & R. E. Smith. 1997. Neutering of feral cats as an alternative to eradication programs. www.feralcat.com/zaunbrecher.html

Zeedyck, W.D. 1980. Status of the Barbary sheep on National Forest and National Grasslands in New Mexico. In: C.D. Simpson (Ed.), Proceedings of the Symposium on Ecology and Management of Barbary Sheep. Lubbock, Texas. Pp: 20-21.

Zhengwang, Z. & S. Quanhui. 2001. Studies on habitat selection and home range of Reeves's Pheasant using radiotracking techniques. Tragopan, **15**: 16-17.

Zielinski, W.J. & T.E. Kucera. 1995. American marten, fisher, lynx and wolverine: survey methods for their detection. U.S.D.A. Forest Service, General Technical Report PSW-GTR-157. www.fs.fed.us/psw/publications/documents/gtr-157/

Zino, F., B. Heredia & M. Biscoito. 1995a. Action Plan for the Fea's petrel (*Pterodroma feae*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.

Zino, F., B. Heredia & M. Biscoito. 1995b. Action Plan for the Zino's petrel (*Pterodroma madeira*). Seminar for the presentation of Action Plans for European Globally Threatened Birds. Convention for the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, Strasbourg, 19-21 June 1995.