

## EFFECTOS DE LA EXCLUSIÓN DE GANADO VACUNO SOBRE LA VEGETACIÓN EN EL ÁREA OCUPADA POR UNA COLONIA DE FARDELA BLANCA (*Ardenna creatopus*) EN LA ISLA ROBINSON CRUSOE, CHILE

Effects of cattle exclusion on the vegetation at a Pink-footed Shearwater (*Ardenna creatopus*) colony on Robinson Crusoe Island, Chile

RYAN D. CARLE<sup>1</sup>, JESSIE N. BECK<sup>1</sup>, VALENTINA COLODRO<sup>2</sup> & PETER HODUM<sup>2,3</sup>

<sup>1</sup>Oikonos Ecosystem Knowledge, 180 Benito Ave., Santa Cruz, California, U.S.A.

<sup>2</sup>Oikonos Ecosystem Knowledge, Yervas Buenas 498, Valparaíso, V Región, Chile

<sup>3</sup>University of Puget Sound, 1500 N. Warner St., Tacoma, Washington, U.S.A.

Correspondencia: R. Carle, ryan@oikonos.org

**RESUMEN.-** Con la meta de contribuir a la conservación del hábitat reproductivo de la fardela blanca (*Ardenna creatopus*), durante el año 2011 establecimos un cerco de exclusión de ganado vacuno alrededor de una colonia reproductiva en la Isla Robinson Crusoe, Archipiélago de Juan Fernández, Chile. El sistema de exclusión consistió de un cerco metálico de 1,6 m de altura alrededor de un polígono de 21.000 m<sup>2</sup>. Después de tres años, evaluamos las características de la vegetación al interior y exterior del área excluida mediante parcelas de 20 x 20 m. Entre 2012-2016 también monitoreamos 100 madrigueras al interior del área de exclusión para evaluar su condición estructural. El área excluida presentó mayor cobertura vegetal total y mayor altura de plantas en comparación con el área no excluida. El área no excluida tuvo una cobertura mucho mayor de suelo desnudo y de la planta invasora *Acaena argentea*. La frecuencia de ocurrencia de tierra desnuda y trun también fue mucho mayor en el área no excluida. En el área excluida hubo un aumento significativo de la cobertura de pastos anuales, plantas herbáceas y restos vegetales, y una frecuencia de ocurrencia significativamente mayor de líquenes en comparación con el área no excluida. No encontramos evidencia de regeneración de la flora nativa dentro del área excluida, y la exclusión no tuvo un efecto evidente sobre el helecho nativo *Blechnum hastatum*. Después de la exclusión, ninguna de las madrigueras monitoreadas mostró evidencia de más daño. El uso de cercos de exclusión podría ser una estrategia complementaria para contribuir a la restauración del hábitat reproductivo de aves marinas.

**PALABRAS CLAVE.-** Archipiélago Juan Fernández, erosión, hábitat de aves marinas, restauración ecológica, trun.

**ABSTRACT.-** With the aim of contributing to conservation of breeding habitat of Pink-footed Shearwater (*Ardenna creatopus*), in 2011 we established a cattle exclusion system around a breeding colony in Isla Robinson Crusoe, Juan Fernández Archipelago, Chile. The cattle exclusion system consisted of a metallic fence 1.6 m in height around a polygon 21000 m<sup>2</sup>. After three years, we evaluated the vegetation characteristics inside and outside the cattle-exclusion area by plant sampling in 20 x 20 m plots. Between 2012-2016, we also monitored 100 burrows in the cattle-exclusion area to assess their structural status. The exclusion area had a greater overall vegetation cover and increased plant height in comparison to the non-exclusion area. The non-exclusion area had significantly greater cover of bare soil and of the invasive plant *Acaena argentea*. The frequency of occurrence of bare soil and trun was also significantly greater on the non-exclusion area. On the exclusion area, we detected a significant increase in cover of annual grasses, forbs and plant litter, and a greater occurrence of lichens compared to the non-exclusion area. We found no evidence of regeneration of native flora within the exclusion area, and the cattle exclusion had no apparent effect on the native fern *Blechnum hastatum*. After exclusion, none of the monitored shearwater burrows showed evidence of further damage. The use of cattle-exclusion fences could be an effective tool for restoration of seabird breeding habitat.

**KEY WORDS.-** Ecological restoration, erosion, Juan Fernández Archipelago, seabird habitat, trun.

*Manuscrito recibido el 02 de Febrero de 2016, aceptado el 06 de septiembre de 2016.*

## INTRODUCCIÓN

Diversos estudios han evidenciado los efectos negativos de los mamíferos herbívoros alóctonos sobre la vegetación nativa de ecosistemas insulares (Schofield *et al.* 1989, Cuevas & Le Quesne 2006, Bellingham *et al.* 2010). Los mamíferos herbívoros alóctonos pueden degradar el hábitat de nidificación de aves marinas, ya sea por medio del pisoteo de sus madrigueras (Cadiou *et al.* 2010), o indirectamente por la pérdida o cambios en la estructura o composición de la vegetación nativa, lo que finalmente afecta negativamente a las aves marinas (Croxall *et al.* 1984, Micol & Jouventin 1995, McChesney & Tershey 1998, Zino *et al.* 2001, Aguirre-Muñoz *et al.* 2011). Por ejemplo, el pastoreo de mamíferos herbívoros introducidos (*e.g.* vacas [*Bos taurus*], y conejos [*Oryctolagus cuniculus*]) en hábitats de nidificación de aves marinas causaría mayores tasas de erosión y colapso de madrigueras (Norman 1970, Thayer *et al.* 2000, Cadiou *et al.* 2010), cambios estructurales del hábitat de nidificación (Thayer *et al.* 2000, Baker *et al.* 2002, Cadiou *et al.* 2010) y la disminución poblacional de aves marinas en el largo plazo (Cadiou *et al.* 2010). Más aun, algunos estudios indican que la reproducción y población de las aves marinas en islas pueden aumentar tras la erradicación de herbívoros introducidos (Priddel *et al.* 2000, Hodum 2007, Bried *et al.* 2009).

La isla Robinson Crusoe (IRC), la cual forma parte del Archipiélago Juan Fernández en Chile, contiene una flora muy singular. Casi el 60% de las plantas nativas son endémicas (Swenson *et al.* 1997) y el 74% son consideradas amenazadas o en peligro de extinción (Ricci 2005). Sin embargo, la comunidad de plantas nativas de IRC ha sufrido una fuerte degradación por efecto del

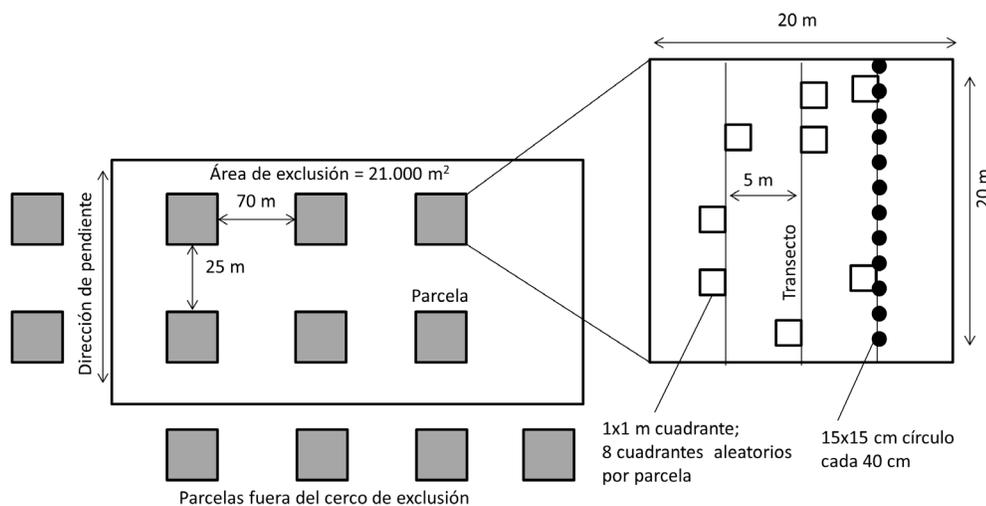
ganado vacuno, cabras (*Capra hircus*) ferales y conejos introducidos y también por la competencia con plantas invasoras (Dirnbock *et al.* 2003).

La IRC también es un área importante para la nidificación de la fardela blanca (*Ardenna creatopus*), la cual anida sólo en tres islas alrededor del mundo (Hinojosa-Sáez & Hodum 2007), y es considerada una especie “en peligro de extinción” en Chile y “vulnerable” a escala global (U.I.C.N. 2016). En la Isla Mocha, sur de Chile, donde el hábitat original ha sufrido mucho menos degradación, esta especie nidifica en bosques densos con gran cantidad de raíces expuestas que proporcionan estabilidad al suelo (Guicking 1999, Muñoz 2011). Una situación muy distinta ocurre en Piedra Agujereada, unas de las colonias más grandes de fardela blanca en la IRC (*i.e.*, > 1000 parejas; Oikonos, datos no publicados) donde el pastoreo por mamíferos herbívoros introducidos ha causado que el bosque nativo sea reemplazado principalmente con pastos anuales y otras plantas exóticas, o incluso tierra desnuda (Cuevas & Le Quesne 2006). Entre 1997 y 2006, 48-89 cabezas de ganado vacuno pastoreaban anualmente en Piedra Agujereada (CONAF 2006). Esto causó fuertes cambios vegetacionales y altas tasas de erosión, lo que se tradujo en un daño directo a las madrigueras (Gladics & Hodum, manuscrito en revisión). Un estudio reciente permitió detectar que casi el 50% de las madrigueras en Piedra Agujereada había sido dañado por el pisoteo de ganado vacuno y la erosión. En cambio, el nivel de daño en otras tres colonias de fardela blanca presentes en la IRC fue < 20% (Gladics & Hodum, manuscrito en revisión).

A fines de 2011 construimos un cerco de exclusión alrededor del área ocupada por la colonia de fardela blanca



**Figura 1.** Sistema de exclusión de ganado vacuno en un sitio reproductivo la fardela blanca (*Ardenna creatopus*) en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. La línea negra indica el borde inferior del cerco de exclusión, y sus lados y borde superior están delimitados por los postes verticales.



**Figura 2.** Esquema del diseño de muestreo para caracterizar la vegetación dentro y fuera del área de exclusión de vacunos en el área reproductiva de una colonia de fardela blanca (*Ardenna creatopus*) en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. La cobertura y altura fueron medidas en los cuadrantes de 1 m<sup>2</sup>, y la frecuencia de ocurrencia en las sub-parcelas circulares de 15 cm de diámetro.

de Piedra Agujereada con el fin de minimizar el daño causado por el ganado vacuno (Hodum & Colodro 2012; Fig. 1). En este artículo documentamos los resultados obtenidos después de tres años de exclusión de ganado vacuno sobre la comunidad vegetal comparando cuantitativamente la cobertura, frecuencia, altura, y composición de especies de plantas dentro y fuera del área de exclusión.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La colonia de fardela blanca en Piedra Agujereada (33°38'47"S, 78°47'58"O) está ubicada en un cerro con una pendiente pronunciada (~45-60° de inclinación) y orientada hacia el suroeste (Fig. 1). Durante el año 2011 instalamos un cerco diseñado para la exclusión de ganado vacuno, cuya altura es de unos 1,6 m (Fig. 1) y comprende un polígono de 320 m (borde superior) x 75 m (ancho norte) x 300 m (borde inferior) x 50 m (ancho sur), con un área interna de aproximadamente 21.000 m<sup>2</sup>. El cerco no excluyó a conejos.

El muestreo de la vegetación fue realizado entre enero y marzo del 2015, correspondiente a la temporada seca en la isla. Para evaluar los cambios en las características de la vegetación dentro y fuera del área de exclusión, utilizamos el método de "descripción de parcelas de reconocimiento" (McNutt 2012), el cual consiste en establecer parcelas permanentes y registrar la cobertura vegetal y la altura de las plantas (Allen 1992). Tanto al interior como en el exterior del área de exclusión, los muestreos de la vegetación fueron realizados en seis parcelas de 20 x 20 m (Fig. 2). Las parcelas estuvieron separadas por una distancia 70 m a lo largo de un eje suroeste-noroeste, y por una distancia  $\geq 25$  m a lo largo de un eje noreste-suroeste, y entre 10-50 m desde el borde del cerco (Fig. 2). Las parcelas fueron distribuidas uniformemente para

asegurar que nuestro muestreo represente adecuadamente las diferentes condiciones topográficas, edáficas y vegetacionales a lo largo de la pendiente. Evitamos deliberadamente establecer parcelas de muestreo en áreas de restauración activa de plantas nativas realizadas por otros investigadores en esta zona.

Los cambios de la vegetación fueron evaluados sobre la base de las siguientes variables: (i) riqueza de especies, (ii) cobertura vegetal, (iii) altura de las plantas, y (iv) frecuencia de ocurrencia de los tipos de plantas. La cobertura y altura de la vegetación fueron medidas dentro de ocho cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> establecidos de manera aleatoria a lo largo de tres transectos lineales de 20 m al interior de cada parcela, cada uno a los 5 m, 10 m y 15 m desde el borde noreste de cada parcela (Fig. 2). La variable "cobertura vegetal" incluyó las siguientes categorías: (i) tierra desnuda, (ii) restos vegetales (i.e., material muerto de plantas no adherido a la tierra), (iii) pastos anuales no-nativos, y (iv) herbáceas. Dos especies de plantas identificables a nivel de especie, el trun (*Acaena argentea*) y el helecho nativo *Blechnum hastatum* constituyeron dos categorías adicionales. Siguiendo a McNutt (2012), la altura de las plantas fue medida sobre la base de dos categorías de altura:  $\geq 0,1$  m o  $< 0,1$  m.

Para determinar la frecuencia de ocurrencia de las especies o de tipos vegetales, seleccionamos de manera aleatoria uno de los transectos ya establecidos en cada parcela, y siguiendo el método de Wraight (Rose 2012) establecimos 50 parcelas circulares de 15 cm de diámetro separados por una distancia de 40 cm entre ellos (Fig. 2). Dentro de cada círculo, registramos la presencia de todas las especies de plantas, y medimos el porcentaje del área ocupada por tierra desnuda, restos vegetales y

piedras. Durante el verano, muchos de los pastos y plantas herbáceas mueren, pero aún son identificables a nivel de especie. De esta manera, los individuos muertos fueron considerados como indicadores de la presencia de una especie de planta.

Para evaluar el efecto de la exclusión de ganado vacuno sobre la estructura y condición de las madrigueras de las fardelas, entre 2012-2015 monitoreamos 100 madrigueras dentro del área de exclusión en las cuales medimos el nivel de daño causado por el pisoteo de ganado. Para esto, establecimos 10 puntos fijos, seleccionados de manera aleatoria, al interior del área de exclusión y muestreamos las 10 madrigueras más cercanas a cada punto. En cada temporada reproductiva evaluamos la presencia de daño en la entrada, el túnel, y la cámara de nidificación. Una madriguera fue considerada con daño cuando tenía aperturas o colapsos en el túnel o cámara de nidificación, o tenía una entrada que (1) no estaba en el mismo nivel de la pendiente, (2) no tenía líquenes o vegetación en la boca de la entrada, (3) tenía raíces expuestas en la entrada y/o (4) mostraba evidencia de alteración del suelo (Gladics & Hodum, datos sin publicar). Además, para evaluar posibles cambios en la densidad de nidos contamos el número de madrigueras dentro de cada parcela de reconocimiento, tanto dentro como fuera del área de exclusión.

### Análisis estadísticos

Nuestros resultados fueron analizados mediante procedimiento estadísticos paramétricos y no paramétricos. Las variables dependientes fueron la media de la cobertura vegetal, la categoría de altura y la suma de la ocurrencia de los tipos de plantas dentro de cada parcela. Las variables independientes fueron la exclusión y no exclusión de vacunos. La cobertura media dentro de cada parcela fue calculada sobre la base de los valores obtenidos en todos los cuadrantes al interior de la parcela. La ocurrencia de plantas por parcela fue calculada sumando todos los valores obtenidos en las sub-parcelas circulares. En este último caso usamos la suma de los conteos crudos de cada especie para no transgredir el supuesto de datos continuos que exigen los análisis de varianza. Para los efectos de nuestro análisis, la cobertura de plantas muertas y vivas fue combinada.

Para detectar diferencias estadísticas en el porcentaje de cobertura de las distintas categorías vegetales y la frecuencia de ocurrencia entre el área interior y exterior del área de exclusión utilizamos un análisis de varianza multivariado (ANDEVAM). Luego, ejecutamos análisis de varianza (ANDEVA) para evaluar los efectos de la exclusión sobre cada categoría individual de plantas. En nuestro análisis de cobertura incluimos categorías con una cobertura media  $\geq 5\%$  y en los análisis de ocurrencia

incluimos categorías con una ocurrencia media  $\geq 10\%$ . En el caso de la altura de las plantas utilizamos la prueba de Chi-cuadrado para detectar diferencias entre las dos categorías de altura pre-establecidas ( $\geq 0,1$  m y  $< 0,1$  m). Finalmente, exploramos la relación entre los diferentes porcentajes de categorías de coberturas vegetales dentro y fuera del área de exclusión mediante un análisis de Componentes Principales (Hotelling 1933) para todas las parcelas.

Siguiendo a Nakagawa (2004) y otros autores (Perneger 1998, Moran 2003, Garamszegi 2006) no usamos correcciones de Bonferroni para comparaciones múltiples. En vez de esto, para cada prueba pareada, reportamos el valor exacto de  $P$  y el valor absoluto de la métrica del tamaño del efecto estandarizado  $d$  donde un  $d \leq 0,2$  indica un “efecto pequeño”, un  $d \geq 0,5$  indica un “efecto moderado,” y  $d \geq 0,8$  indica un “efecto grande” (Cohen 1988). Las diferencias entre las variables fuera y dentro de área de exclusión fueron consideradas estadísticamente significativa cuando  $P < 0,05$  con  $d \geq 0,5$  para pruebas pareadas, y  $P \leq 0,5$  para pruebas multi-variadas.

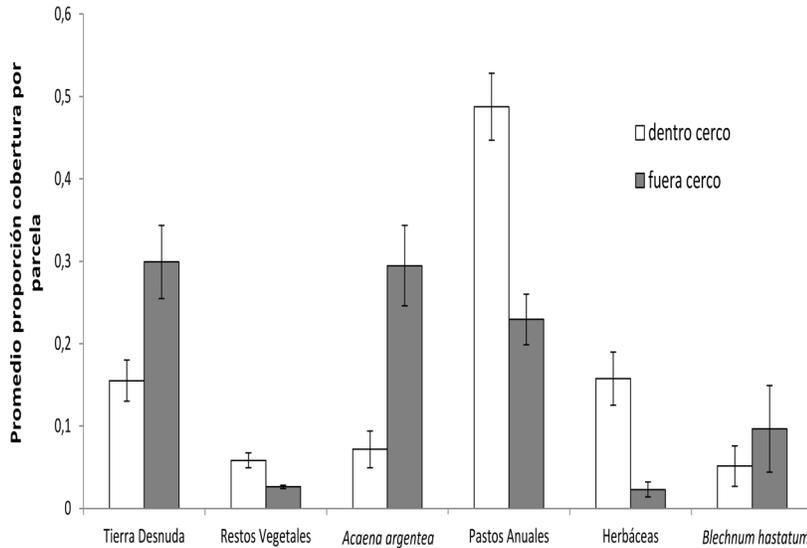
## RESULTADOS

### Riqueza de especies

En total, identificamos nueve y 11 especies de plantas dentro y fuera del área de exclusión, respectivamente (Tabla 1). Entre las plantas que fueron registradas sólo fuera del área de exclusión destacan el pasto nativo perenne *Nassella laevissima*, y el arbusto introducido *Ugni molinae*, mientras que el helecho nativo *Rumora berteriana* destaca como una

**Tabla 1.** Presencia (+) y ausencia (-) de especies de plantas dentro y fuera de un área de exclusión para el ganado vacuno en un sitio reproductivo de la fardela blanca en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. Las especies nativas son indicadas con un asterisco.

Especie	Interior Área de Exclusión	Exterior Área de Exclusión
<i>Acaena argentea</i>	+	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	+	+
<i>Blechnum hastatum</i> *	+	+
<i>Briza minor</i>	+	+
Dicotiledónea no determinada	+	+
<i>Juncus imbricatus</i> *	+	+
<i>Lysimachia arvensis</i>	+	+
<i>Nassella laevissima</i> *	-	+
Pasto no determinado	+	+
<i>Rumex</i> sp.	+	+
<i>Rumora berteriana</i> *	+	-
<i>Ugni molinae</i>	-	+
Riqueza de especies	10	11



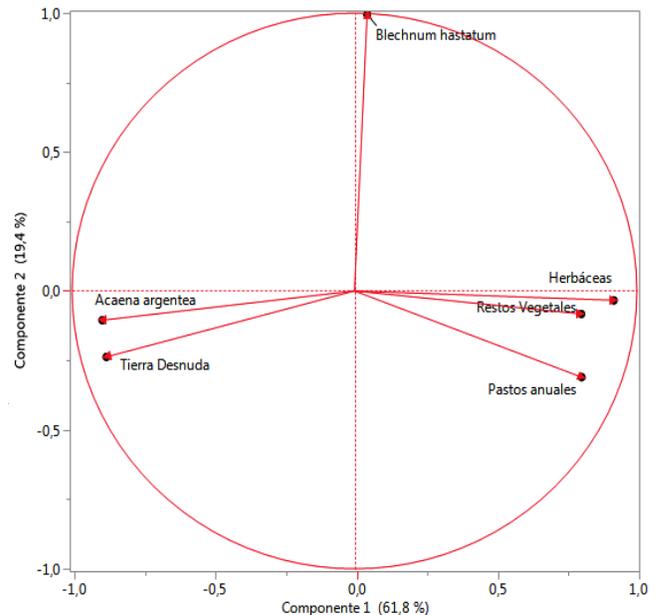
**Figura 3.** Cambios en la cobertura vegetal después de tres años de exclusión de ganado vacuno en el área de nidificación de una colonia de fardela blanca (*Ardenna creatopus*) en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. La cobertura media dentro y fuera del área de exclusión fue calculada sobre los valores obtenidos en 6 parcelas permanentes dentro y fuera del área de exclusión. El valor medio para cada parcela se obtuvo sobre la base de los valores estimados en ocho sub-parcelas (cuadrantes de 1 m<sup>2</sup>). Sólo se incluyen las especies cuya cobertura media fue  $\geq 5\%$ .

de las plantas registradas sólo dentro del área de exclusión.

### Porcentaje de cobertura vegetal

Las categorías de cobertura vegetal cuya media fue  $\geq 5\%$  incluyeron tierra desnuda, restos vegetales, trun, pastos anuales introducidos, herbáceas no-nativas y *B. hastatum* (Fig. 3). En general, la cobertura media total difirió significativamente entre el interior y exterior del área de exclusión ( $F_{6,5} = 11,8$ ,  $P = 0,008$ ; Fig. 3). Fuera del área de exclusión detectamos una cobertura significativamente mayor de tierra desnuda ( $F_{1,10} = 8,04$ ,  $P = 0,018$ ,  $d = 1,6$ ) y trun ( $F_{1,10} = 17,2$ ,  $P = 0,002$ ,  $d = 2,4$ ; Fig. 3). Dentro del área de exclusión registramos una cobertura significativamente mayor de pastos anuales ( $F_{1,10} = 25,7$ ,  $P = 0,0005$ ,  $d = 3,0$ ), plantas herbáceas ( $F_{1,10} = 16,1$ ,  $P = 0,002$ ,  $d = 2,4$ ) y de restos vegetales ( $F_{1,10} = 12,0$ ,  $P = 0,006$ ,  $d = 2,1$ ; Fig. 3). No observamos diferencias significativas en la cobertura *B. hastatum* ( $F_{1,10} = 0,6$ ,  $P = 0,45$ ,  $d = 0,5$ ; Fig. 3).

En el análisis de Componentes Principales, el CP1 explicó el 62% de la variabilidad en la cobertura vegetal. Todos los tipos de plantas, excepto *B. hastatum*, se inclinaron fuertemente sobre el eje CP1; las plantas herbáceas, los restos vegetales y los pastos anuales tuvieron un peso positivo, y la tierra desnuda y el trun tuvieron un peso negativo (Fig. 4). Estos resultados sugieren que el trun y la tierra desnuda por una parte, y los pastos anuales, plantas herbáceas y restos vegetales por otra, están asociados ecológicamente, y por ende, se encuentran juntos. Sólo la cobertura de *B. hastatum* se inclinó fuertemente sobre el eje CP2 (Fig. 4), indicando que esta planta no se asoció con otras categorías de cobertura. *B. hastatum* también fue el único tipo de planta cuya cobertura no fue afectada significativamente por la exclusión, sugiriendo que la presencia de esta especie es

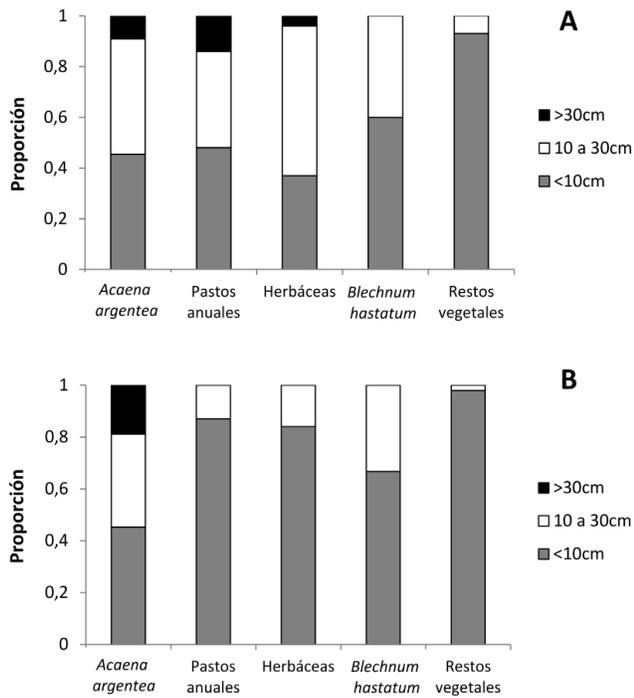


**Figura 4.** Asociación entre la cobertura de distintas variables vegetales dentro y fuera del área de exclusión estimada mediante un análisis de Componentes Principales. Los valores de cobertura usados en el análisis corresponden a valores combinados de ambos tratamientos (dentro y fuera del área de exclusión de ganado). El largo y dirección de las líneas de las flechas indican la fuerza y la variable proyectada sobre cada eje.

neutral al pisoteo del ganado vacuno.

### Altura de las plantas

Los grupos de plantas que alcanzaron una altura significativamente mayor a 10 cm dentro del área exclusión fueron las herbáceas ( $\chi^2 = 17,7$ , g.l. = 1,  $P = 0,0001$ ,  $d = 1,1$ ,  $n = 77$ ) y los pastos anuales ( $\chi^2 = 10,6$ , g.l. = 1,  $P = 0,001$ ,  $d = 0,74$ ,  $n = 87$ ; Fig. 5). La altura del trun no difirió



**Figura 5.** La altura de las plantas dentro (A) y fuera (B) del cerco después de tres años de exclusión de ganado vacuno en el área de nidificación de una colonia de fardela blanca en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. La altura mayor de cada categoría fue registrada en cada uno de los ocho cuadrantes de 1 m<sup>2</sup> dentro de seis parcelas de 20 x 20 m dentro del área de exclusión, y seis fuera del área de exclusión. La proporción mostrada corresponde al número de registros de cada categoría de altura/número de las plantas (n dentro vs fuera del área de exclusión: *Acaena argentea* = 22 vs 46; pastos anuales n = 48 vs 46; herbáceas = 46 vs 31; *Blechnum hastatum* = 15 vs 27; restos vegetales = 46 vs 46, respectivamente).

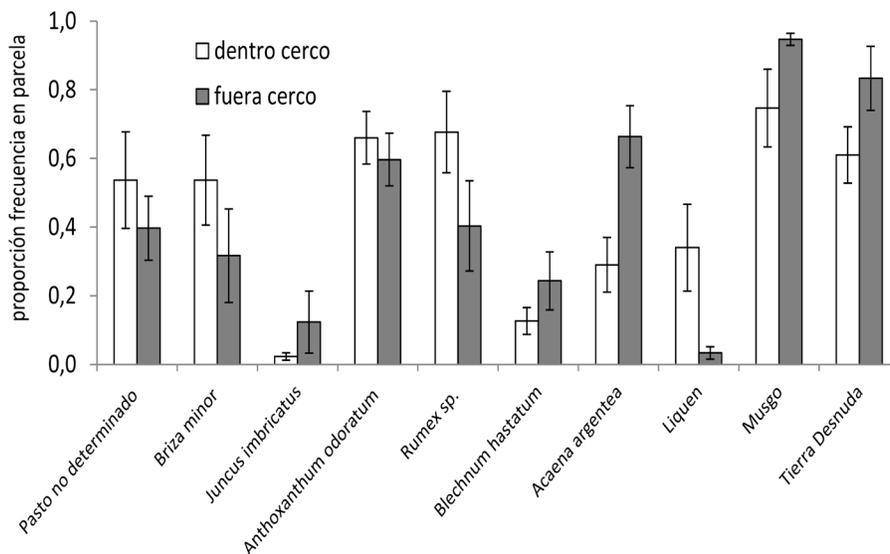
significativamente entre el interior y exterior del área de exclusión ( $\chi^2 = 3,1$ , g.l. = 1,  $P = 0,08$ ,  $d = 0,4$ ,  $n = 68$ ; Fig. 5). Tampoco detectamos una diferencia significativa en las alturas de *B. hastatum* ( $\chi^2 = 0,2$ , g.l. = 1,  $P = 0,7$ ,  $d = 0,13$ ,  $n = 42$ ) y de los restos vegetales ( $\chi^2 = 1,1$ , g.l. = 1,  $P = 0,3$ ,  $d = 0,22$ ,  $n = 92$ ; Fig. 5).

### Ocurrencia de especies

Las categorías de plantas que ocurrieron al menos en el 10% de las sub-parcelas circulares, tanto dentro como fuera del área de exclusión, fueron los pastos *Briza minor*, *Anthoxanthum odoratum*, y un pasto desconocido (“pasto desconocido #1”), el junco nativo *Juncus imbricatus*, la hierba exótica *Rumex* sp., *B. hastatum*, el trun, líquenes y musgos. La ocurrencia combinada de todos los tipos de plantas no difirió entre el interior y exterior del área de exclusión ( $F_{9,2} = 2,12$ ,  $P = 0,4$ ). No obstante, fuera del área de exclusión detectamos una frecuencia significativamente mayor de trun ( $F_{10,1} = 8,72$ ,  $P = 0,014$ ,  $d = 1,8$ ), y tierra desnuda ( $F_{10,1} = 5,49$ ,  $P = 0,04$ ,  $d = 1,0$ ), y significativamente menor de líquenes ( $F_{10,1} = 5,73$ ,  $P = 0,038$ ,  $d = 1,4$ ; Fig. 6). Es importante considerar que el énfasis de este estudio estuvo en la evaluación de cambios al nivel de la composición y estructura vegetal, y no en la identificación taxonómica de cada especie. Por lo tanto, estos resultados no deben ser considerados como una lista definitiva de todas las plantas presentes en Piedra Agujereada.

### Condición y densidad de las madrigueras

Ninguna de las 100 madrigueras dentro del área de exclusión mostró evidencia de daño nuevo luego de la exclusión de vacas. El número promedio (media  $\pm$  1 EE) de madrigueras de fardela blanca en las parcelas de



**Figura 6.** Cambios en la frecuencia de ocurrencia (media  $\pm$  1 EE) de plantas después de tres años de exclusión de ganado vacuno en el área de nidificación de una colonia de fardela blanca (*Ardenna creatopus*) en Piedra Agujereada, Isla Robinson Crusoe, Archipiélago Juan Fernández, Chile. La ocurrencia media dentro y fuera del área de exclusión fue calculada sobre los valores obtenidos en seis parcelas permanentes dentro y fuera del área de exclusión, respectivamente. El valor medio para cada parcela se obtuvo sobre la base de los valores estimados en 50 sub-parcelas circulares (15 cm de diámetro). Sólo se incluyen las especies cuya ocurrencia media fue  $\geq$  10% dentro o fuera del área de exclusión.

reconocimiento dentro y fuera del área de exclusión fue  $0,045 \pm 0,012 \text{ m}^2$  y  $0,005 \pm 0,003 \text{ m}^2$ , respectivamente.

## DISCUSIÓN

Después de tres años de la exclusión de ganado vacuno en el área ocupada por la colonia de fardela blanca de Piedra Agujereada, pudimos detectar diferencias evidentes en las características de la vegetación entre el interior y el exterior del área de exclusión. Sin embargo, antes de proyectar nuestros resultados, es importante reconocer algunas limitaciones de nuestro estudio. En primer lugar, no evaluamos las características de la vegetación dentro del área ocupada por las fardelas previo a la instalación del cerco de exclusión. Como ocurre a menudo en el caso de la conservación de especies amenazadas, el cerco de exclusión de ganado vacuno fue instalado principalmente con fines de manejo y no de investigación. Sin embargo, aprovechamos nuestro diseño cuasi-experimental para realizar un análisis comparativo entre el área de exclusión versus no exclusión. Por cierto, supusimos que las condiciones observadas durante nuestro estudio están relacionadas con la exclusión de ganado de vacuno. Por otro lado, es posible que factores topográficos u orográficos (*e.g.*, pendiente, condición del suelo, desplazamiento de material) también hayan sido responsables de las diferencias en las características de la vegetación dentro y fuera el área de exclusión.

En términos cualitativos, cuando medimos las características de la vegetación hubo diferencias visuales evidentes en la altura y composición de plantas dentro y fuera del cerco, con más cobertura de pastos dentro del área de exclusión, y más cobertura de trun y tierra desnuda fuera del área de exclusión (Fig. 1).

Un estudio anterior realizado en la IRC evaluó los efectos de la exclusión de corto plazo (dos años) del ganado vacuno sobre la vegetación en un sitio con características similares al nuestro (Cuevas & Le Quesne 2006). Aunque este estudio detectó cambios en la comunidad vegetal entre el interior y el exterior del área de exclusión, la exclusión no tuvo un efecto importante en la cobertura y frecuencia del trun. En cambio, en nuestro estudio detectamos una disminución significativa en la cobertura y frecuencia de ocurrencia del trun dentro del área de exclusión (Fig. 3, Fig. 6), lo que sugiere que esta especie disminuye cuando hay competencia con pastos anuales y plantas herbáceas. Contrario a nuestros resultados Cuevas & Le Quesne (2006) tampoco encontraron diferencias en la frecuencia de ocurrencia de tierra desnuda en áreas con y sin ganado.

Una de las principales metas de la instalación del cerco de exclusión fue reducir el daño estructural de las madrigueras de las fardelas por efecto de la erosión como

consecuencia del pisoteo del ganado vacuno y aumentar la cobertura vegetal para reducir el impacto directo sobre el suelo (Hodum & Colodro 2012). El cerco de exclusión resultó en una disminución notoria de los daños directos a las madrigueras; ninguna de las madrigueras de fardela monitoreadas dentro del área de exclusión mostró evidencia de más daño mecánico luego de la exclusión del ganado vacuno. El porcentaje de suelo desnudo fue de un  $16\% \pm 2 \text{ EE}\%$  vs  $30 \pm 4 \text{ EE}\%$  fuera y dentro del área de exclusión, respectivamente (Fig. 3), indicando que la exclusión del ganado vacuno permitió la recuperación de la cobertura vegetal dentro del área afectada. En general, la tasa de erosión causada por efecto del agua disminuye exponencialmente al aumentar la cobertura vegetal y la complejidad del sistema radicular (Gyssels *et al.* 2005). Por lo tanto, el aumento de la cobertura vegetal dentro del área de exclusión pudo haber disminuido el nivel de daño en las madrigueras de fardela blanca. Antes de la exclusión, casi el 50% de las madrigueras en Piedra Agujereada presentaban daños por pisoteo del ganado vacuno (Gladics & Hodum, manuscrito en revisión), por lo que sería útil investigar si existe una relación directa entre la recuperación de la cobertura vegetal y la detención del daño estructural de las madrigueras.

Debido a las limitaciones de tiempo y recursos, no investigamos directamente el efecto del aumento en la cobertura en plantas sobre la reproducción de fardela blanca, o sobre una posible disminución de erosión de madrigueras. Sin embargo, varios estudios indican que la erosión de las madrigueras de aves marinas resulta en el abandono de los nidos debido al rompimiento de los vínculos de la pareja (Cadiou *et al.* 2010). En ocasiones, el colapso de la madrigueras también causa mortalidad en aves adultas o polluelos (Thayer *et al.* 2000, Carle, obs. pers.). Más estudios son necesarios para verificar la relación entre la cobertura vegetal, las tasas de erosión y éxito reproductivo de la fardela blanca y comprender mejor los impactos de los mamíferos herbívoros sobre el hábitat reproductivo de la fardela blanca.

Los cambios en la comunidad vegetal dentro del área de exclusión pueden afectar a las fardelas blancas de otras maneras. Por ejemplo, la exclusión puede permitir que la vegetación gane mayor altura lo cual permitiría que las fardelas puedan ocultarse de los nucos (*Asio flammeus*), su único depredador nativo en el archipiélago. Al mismo tiempo, el cerco de exclusión podría proveer de perchas a los nucos, y de ahí, aumentar la posibilidad de depredación sobre las fardelas. Además, el aumento en la cobertura vegetal podría facilitar la depredación por gatos ferales (*Felis catus*) al permitirles a estos depredadores introducidos ocultarse mejor y atacar sigilosamente a los nidos de fardelas (Hodum & Wainstein 2004). El

fracaso reproductivo debido a la mortalidad de adultos o polluelos por depredación podría alcanzar un porcentaje del 0,8% de los nidos en la IRC (Hodum & Wainstein 2004). Para disminuir la depredación de fardelas por gatos domésticos en la IRC sería necesario establecer un protocolo específico de erradicación o construir cercos específicamente diseñados para excluir a este carnívoro dentro del área ocupada por las colonias de nidificación.

Respecto del trun, sus semillas son extraordinariamente adherentes y difíciles de quitar (Carle, obs. pers.), por lo que posiblemente éstas se adhieren al plumaje de las fardelas. Si esto es así, significa que las fardelas tendrían un gasto de energía extra al intentar quitarse las semillas. Por otra parte, las aves son importantes fuentes de dispersión de semillas en el Archipiélago Juan Fernández (Bernardello *et al.* 2006). Las fardelas pueden actuar como un vector para dispersar el trun, especialmente en sus corredores de vuelo desde la colonia hasta el mar. Así, al reducir la presencia de trun por medio de la exclusión de ganado es posible disminuir su propagación. El trun también forma capas gruesas de hasta 60 cm de espesor (Cuevas & Le Quesne 2006), lo que puede dificultar la excavación de madrigueras por parte de las fardelas, o bien, imposibilitarla completamente en las zonas donde el trun es más denso. En cambio, los pastos anuales y las plantas herbáceas crecen de tal manera que no dificultan la excavación de madrigueras.

Otro propósito del cerco de exclusión fue facilitar la restauración de la flora nativa (Hodum & Colodro 2012). Sin embargo, y similar a lo observado por Cuevas & Le Quesne (2006), no encontramos evidencia de recuperación natural de plantas nativas dentro del área de exclusión. La especie de planta nativa más abundante en nuestro sitio de estudio fue *B. hastatum*. El hecho que esta especie no haya sido afectada por la exclusión sugiere que su ocurrencia no es mediada por la presencia de ganado vacuno o que el tiempo de respuesta al pisoteo del ganado es mayor a tres años. Cuevas & Le Quesne (2006) hipotetizaron que la escasa recuperación de plantas nativas durante su estudio se debió principalmente a la herbivoría por conejos, señalando que la vegetación nativa mostró una “recuperación enorme” en áreas donde los conejos y las vacas fueron excluidos. Las plantas nativas plantadas dentro de los cercos de exclusión de conejos en Piedra Agujereada (los cuales no fueron considerados en este estudio), mostraron buenas tasas de supervivencia (Hodum & Colodro 2013). Por esta razón, es necesario refinar el diseño de nuestro cerco de exclusión para excluir simultáneamente a vacunos y conejos. Este sistema de exclusión sería beneficioso no sólo para la recuperación de plantas nativas, sino también para las fardelas blancas, ya que los conejos compiten con ellas por sus madrigueras.

Por ejemplo, tras la erradicación de conejos en Isla Santa Clara, Archipiélago Juan Fernández, se registró un aumento de un 40% en la tasa de ocupación de madrigueras por fardela blanca (Hodum 2007).

Finalmente, el hecho que hayamos encontrado más cuevas de fardela dentro que fuera del área de exclusión no es sorprendente ya que el cerco fue construido específicamente alrededor del área con mayor densidad de madrigueras (Hodum & Colodro 2012). Por esta razón, este conteo será útil en el futuro como una comparación de abundancia de madrigueras dentro y fuera del área excluida.

En conclusión, podemos decir que la exclusión del ganado vacuno dentro del hábitat reproductivo de las fardelas blancas afectó positivamente a la vegetación ya sea aumentando su cobertura y altura, disminuyendo los daños por erosión y el colapso de madrigueras, y disminuyendo la cobertura y frecuencia del trun, cuya presencia es un impedimento para que las fardelas puedan construir nuevas madrigueras. Sin embargo, la exclusión no ha tenido hasta ahora ningún efecto en la regeneración natural de las plantas nativas, debido posiblemente a que el cerco no excluye a los conejos. Como una manera de lograr una mayor eficiencia del sistema de exclusión y acelerar la restauración del hábitat reproductivo de las fardelas blancas, recomendamos adaptar el cerco de exclusión de tal manera que permita excluir totalmente a los conejos e iniciar una plantación a gran escala de especies nativas. Nuestros resultados también indican que la exclusión de macro-herbívoros es efectiva en aumentar la cobertura vegetal y detener la erosión del suelo donde las fardelas construyen sus madrigueras. El sistema de exclusión usado en nuestro estudio, y su eventual modificación para excluir a los conejos, puede ser una solución efectiva para proteger y restaurar el hábitat reproductivo de aves marinas en otros lugares de la IRC y en islas oceánicas a escala global.

**AGRADECIMIENTOS.**- Agradecemos a la Corporación Nacional Forestal (CONAF) por permitir el acceso al área de estudio y por el apoyo brindado a nuestro proyecto. Este estudio fue financiado con fondos otorgados por Robert & Patricia Switzer Foundation, National Fish & Wildlife Foundation y American Bird Conservancy. También reconocemos la valiosa colaboración de Kelsey Crutchfield, David Carle y Janet Carle en el trabajo de campo, y la ayuda de Verónica López por el apoyo con la traducción del manuscrito al español. Los comentarios de Jaime E. Jiménez, Ricardo A. Figueroa R. y de dos revisores anónimos contribuyeron a mejorar este manuscrito. Finalmente, agradecemos a los residentes de Isla Robinson Crusoe por su arduo trabajo en la conservación de este ecosistema especial.

## LITERATURA CITADA

- AGUIRRE-MUÑOZ, A., A. SAMANIEGO-HERRERA, L. LUNA-MENDOZA, A. ORTIZ-ALCARAZ, M. RODRÍGUEZ-MALAGÓN, F. MÉNDEZ-SÁNCHEZ, M. FÉLIX-LIZÁRAGA, J.C. HERNÁNDEZ-MONTOYA, R. GONZÁLEZ-GÓMEZ, F. TORRES-GARCÍA, J.M. BERRENO-BARBERENA & M. LATOFSKI-ROBLES. 2011. Island restoration in Mexico: ecological outcomes after systematic eradications of invasive mammals. Pp. 250-258, in Veitch, C.R., M.N. Clout & D.R. Towns (eds.) *Island invasives: eradications and management*, IUCN, Gland, Switzerland.
- ALLEN, R.B. 1992. RECCE: An inventory method for describing New Zealand's vegetative cover. *Forest Research Institute Bulletin* 176. Christchurch, New Zealand.
- BAKER, G.B., R. GALES, S. HAMILTON, & V. WILKINSON. 2002. Albatrosses and petrels in Australia: a review of their conservation and management. *Emu* 102: 71-97.
- BERNARDELLO, G.J. ANDERSON, T.F. STUESSY & D.J. CRAWFORD. 2006. The angiosperm flora of the Archipelago Juan Fernández (Chile): origin and dispersal. *Canadian Journal of Botany* 84: 1266-1281.
- BRIED, J., M.C. MAGALHAES, M. BOLTON, V.C. NEVES, E. BELL, J.C. PEREIRA, L. AGUIAR, L.R. MONTEIRO & R.S. SANTOS. 2009. Seabird habitat restoration on Praia Islet, Azores Archipelago. *Ecological Restoration* 27: 27-36.
- CADIOU, B., F. BIOMET & D. CHENESSEAU. 2010. Response of breeding European storm-petrels to habitat change. *Journal of Ornithology* 151: 317-327.
- COHEN, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, U.S.A.
- CONAF CORPORACIÓN NACIONAL FORESTAL. 2006. Parque Nacional Archipiélago Juan Fernández. Memorandum Interno No. 105. San Juan Bautista, Robinson Crusoe Island, Chile.
- CUEVAS, J.G. & C. LE QUESNE. 2006. Low vegetation recovery after short-term cattle exclusion on Robinson Crusoe Island. *Plant Ecology* 183: 105-124.
- DIRNBOCK, T., J. GREIMLER, S. P. LOPEZ & T.F. STUESSY. 2003. Predicting future threats to the native vegetation of Robinson Crusoe Island, Juan Fernández Archipelago, Chile. *Conservation Biology* 17: 1650-1659.
- GARAMSZEGI, L.Z. 2006. Comparing effect size across variables: generalization without the need for Bonferroni correction. *Behavioral Ecology* 17: 682-687.
- GUICKING, D., S. MICKSTEIN & R.P. SCHLATTER. 1999. Estado de la población de fardela blanca (*Puffinus creatopus*) en Isla Mocha, Chile. *Boletín Chileno de Ornitología* 6: 33-35.
- GYSSSELS, G., J. POESEN, E. BOCHET & Y. LI. 2005. Impact of plant roots on the resistance of soils to erosion by water: a review. *Progress in Physical Geography* 29: 189-217.
- HINOJOSA-SÁEZ, A. & P. HODUM (eds.). 2007. Plan nacional de conservación de la fardela de vientre blanco *Puffinus creatopus* 1864 en Chile. Corporación Nacional Forestal (CONAF)/ Comisión Nacional del Medio Ambiente (CONAMA), Santiago.
- HODUM, P. 2007. Respuesta de la fardela blanca (*Puffinus creatopus*) a la erradicación de conejos en Isla Santa Clara. Informe no publicado, Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- HODUM, P. & M. WAINSTEIN. 2004. Biología y conservación de la comunidad de aves marinas del Archipiélago Juan Fernández: Informe de la temporada 2004. Informe no publicado, Corporación Nacional Forestal, Santiago.
- HODUM, P. & V. COLODRO. 2012. Conservation of the Pink-footed Shearwater: Final report of activities in Chile from January-November 2012. Informe no publicado, National Fish and Wildlife Foundation, U.S.A.
- HODUM, P. & V. COLODRO. 2013. Conservation of the Pink-footed Shearwater: final report of activities in Chile from January-November 2013. Informe no publicado, National Fish and Wildlife Foundation, U.S.A.
- HOTELLING, H. 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology* 24: 417-441.
- MCCHESENEY, G.J. & B.R. TERSHEY. 1998. History and status of introduced mammals and impacts to breeding seabirds on the California Channel and Northwestern Baja California Islands. *Colonial Waterbirds* 21: 335-347.
- M McNUTT, K. 2012. Vegetation: RECCE plots. Protocol of New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- MICOL, T. & P. JOUVENTIN. 1995. Restoration of Amsterdam Island, South Indian Ocean, following control of feral cattle. *Biological Conservation* 73: 199-206.
- MORAN, M.D. 2003. Arguments for rejecting the sequential Bonferroni in ecological studies. *Oikos* 100: 403-405.
- MUÑOZ, D. 2011. Áreas de nidificación y densidad de nidos de fardela de vientre blanco, *Puffinus creatopus*, en la Reserva Nacional Isla Mocha. Tesis de maestría, Universidad de Concepción, Chile.
- NAKAGAWA, S. 2004. A farewell to Bonferroni: the problems of low statistical power and publication bias. *Behavioral Ecology* 15: 1044-1045.
- NORMAN, F.I. 1970. Ecological effects of rabbit reduction on Rabbit Island, Wilsons Promontory, Victoria. *Proceedings of the Royal Society Victoria* 83: 235-252.
- PERNEGER, T.V. 1998. What's wrong with Bonferroni adjustments. *British Medical Journal* 316: 1236-1238.
- PRIDDEL, D., CARLILE, N. & 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: 115-125.
- RICCI, M. 2006. Conservation status and ex-situ cultivation efforts of the endemic flora of the Juan Fernández Archipelago. Biodiversity Conservation 15: 3111-3130.
- ROSE, A. 2012. Vegetation: Wraight plots. Protocol of New Zealand Department of Conservation, Wellington, New Zealand.
- SCHOFIELD, E.K. 1989. Effects of introduced plants and animals on island vegetation: examples from the Galapagos Archipelago. Conservation Biology 3: 227-238.
- SWENSON, U., T.F. STUESSY, M. BAEZA & D.J. CRAWFORD. 1997. New and historical plant introductions, and potential pests in the Juan Fernández Islands, Chile. Pacific Science 51: 233-253.
- THAYER, J.A., M.M. HESTER & W.J. SYDEMAN. 2000. Conservation biology of Rhinoceros Auklets, (*Cerorhinca monocerata*), on Año Nuevo Island, California, 1993-1999. Endangered Species Update 17: 63-67.
- ZINO, F., P. OLIVEIRA, S. KING, A. BUCKLE, M. BISCOITO, H. COSTA NEVES & A. VASCONCELOS. 2001. Conservation of Zino's petrel (*Pterodroma madeira*) in the archipelago of Madeira. Oryx 35: 128-136.